

# **Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasser- verunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe**

**Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt  
Baden-Württemberg  
Kernerplatz 9  
70182 Stuttgart**

**Bei diesem Ausdruck handelt es sich um eine Adobe Acrobat Druckvorlage.  
Abweichungen im Layout vom Original sind rein technisch bedingt.  
Der Ausdruck sowie Veröffentlichungen sind -auch auszugsweise- nur für  
eigene Zwecke und unter Quellenangabe des Herausgebers gestattet.**

**Bearbeitet von:**

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Bundesgesundheitsamt - Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Chemische Landesuntersuchungsanstalt Stuttgart

DVGW - Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe

Geologisches Landesamt Baden-Württemberg

Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Regierungspräsidien Stuttgart und Karlsruhe

Stadtwerke Karlsruhe

Wasserwirtschaftsamt Heidelberg

# Inhaltsverzeichnis

<b>VORWORT ZUR ZWEITEN AUFLAGE .....</b>	<b>1</b>
<b>VORWORT.....</b>	<b>2</b>
<b>I. ALLGEMEINE BEMERKUNGEN ZUM PROBLEMKREIS DER LEICHTFLÜCHTIGEN CHLORKOHLLENWASSERSTOFFE IN DER UMWELT .....</b>	<b>4</b>
1. ALLGEMEINES.....	4
1.0 Veranlassung und Ziel .....	4
1.1 Auswahl der im Leitfaden betrachteten Chlorkohlenwasserstoffe .....	6
1.2 Produktion, Einsatzbereiche, Verwendungstechnologien, Substitutionsmöglichkeiten .....	7
1.3 Ursachen von Grundwasserverunreinigungen.....	11
1.4 Gesundheitliche Beurteilung.....	13
1.5 Rechtliche Aspekte, Zuständigkeiten, Vorschriften.....	15
<b>II. DIE WISSENSCHAFTLICHEN GRUNDLAGEN ZUM VERSTÄNDNIS DES VERHALTENS VON CKW IM UNTERGRUND .....</b>	<b>17</b>
2. GRUNDLAGEN.....	17
2.1 Die physikalischen und chemischen Eigenschaften .....	17
2.2 Die hydrogeologischen und fluiddynamischen Grundlagen .....	18
2.3 Das Verhalten in porösen Medien.....	22
2.4 Das Verhalten in klüftigen Medien .....	50
<b>III. DIE BEHANDLUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN IN DER PRAXIS .....</b>	<b>51</b>
3. MAßNAHMEN .....	51
3.1 Vorbemerkung.....	51
3.2 Sofortmaßnahmen .....	54
3.3 Erkundung und Darstellung der Schadstoffverteilung.....	56
3.4 Suche nach der Schadensursache .....	71
3.5 Methoden zur Abschätzung der Ausbreitung gelöster CKW.....	73
3.6 Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen .....	81
<b>IV. ANALYTIK UND PROBENAHEME.....</b>	<b>109</b>
4. ANALYTIK.....	109
4.1 Analysenverfahren .....	109
4.2 Probenahme.....	110
4.3 Probentransport.....	114
<b>V. BESCHREIBUNG AUSGEWÄHLTER CKW-SCHADENSFÄLLE .....</b>	<b>115</b>
5. BEISPIELE .....	115
5.1 Einteilung der CKW-Schadensfälle nach hydrogeologischen Gesichtspunkten und allgemeine Hinweise für die Untersuchung.....	115
5.2 Typische Beispielfälle .....	120
5.3 Vertiefte Auswertung des Schadensfalles HeidelbergWieblingen.....	148
<b>VI. LISTE DER FORSCHUNGSBERICHTE .....</b>	<b>162</b>
<b>VII. LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>164</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>169</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS.....</b>	<b>172</b>

## Vorwort zur zweiten Auflage

Seit dem Ersterscheinen des inzwischen vergriffenen Leitfadens im August 1983 als Heft 13 der Veröffentlichungsreihe der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes Baden-Württemberg hat die Problematik der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe nichts an Aktualität verloren. Wegen der anhaltenden Nachfrage wurde ein Nachdruck erforderlich.

Gegenüber der ersten Auflage wurden einige Korrekturen und kleinere Änderungen vorgenommen. So wurde auf die graphische Darstellung der "Investitions- und Betriebsmittelkosten verschiedener Anlagen zur CKW-Entfernung" (Abb. 3.21 der 1. Auflage) verzichtet, da solche Methodenvergleiche sehr schwierig, bisweilen unmöglich sind. Neu aufgenommen wurde ein in der Zwischenzeit entwickeltes EDV-gerechtes Formblatt „Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe“.

Zur weiteren Verbesserung des Präventivschutzes beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und zur Vermeidung von Grundwasserschäden dient in Ergänzung das im Januar 1985 erschienene Heft 15 der Wasserwirtschaftsverwaltung Baden-Württemberg „Leitfaden über den Umgang mit leichtflüchtigen chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen“.

Es kann bei der Landesanstalt für Umweltschutz in Karlsruhe bezogen werden.

Stuttgart, im September 1985

Gerhard Weiser

Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten des Landes Baden-Württemberg

## Vorwort

Die Vielzahl der in den letzten Jahren bekanntgewordenen Grundwasserverunreinigungen mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen hat die hohe Gefährdung des Grundwassers durch diese Stoffe verdeutlicht. Obwohl die leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe in riesigen Mengen und auf sehr vielfältige Art in Gebrauch sind, waren bis dahin Grundwasserverunreinigungen mit diesen Stoffen weitgehend unbekannt. Es war daher erforderlich,

1. Erkenntnisse über zweckmäßige Präventivmaßnahmen bei der Lagerung und beim Umgang mit diesen Stoffen zu gewinnen,
2. Untersuchungen über das Verhalten der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe im Untergrund durchzuführen, und
3. Möglichkeiten zur Erkundung, Abwehr und Sanierung von Grundwasserverunreinigungen mit diesen Stoffen aufzuzeigen.

Das Land Baden-Württemberg hat dazu verschiedene Forschungsvorhaben vergeben, die inzwischen abgeschlossen sind.

Die Ergebnisse der Forschungsarbeiten zum Verhalten der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe im Untergrund und zu Sanierungsmöglichkeiten von Grundwasserschadensfällen sowie zum Einsatz von Bodenluftuntersuchungen bei der Erkundung und Eingrenzung von Untergrundverunreinigungen mit diesen Schadstoffen sind in den vorliegenden „Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe“ eingeflossen.

Die Ergebnisse eines weiteren Forschungsvorhabens über zweckmäßige Präventivmaßnahmen bei der Lagerung und beim Umgang mit diesen Stoffen werden an anderer Stelle veröffentlicht.

Mit dem Leitfaden wird den mit Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe befaßten Stellen ein praxisorientiertes Hilfsmittel für deren Bearbeitung an die Hand gegeben. Damit wird die Beurteilung und die gezielte Anordnung und Durchführung wirkungsvoller Maßnahmen erleichtert und eine effektive Schadensfallbehandlung möglich.

Mit den abgeschlossenen Forschungsarbeiten über die Verunreinigung des Untergrunds und insbesondere des Grundwassers durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe wurde ein außerordentlich wichtiger Beitrag zum Schutz des Grundwassers geleistet. Dies ist um so mehr von Bedeutung, als die vorhandenen Grundwasservorkommen die wichtigste Stütze der Trinkwasserversorgung unseres Landes bilden. Rund 80% des derzeitigen Bedarfs der öffentlichen Wasserversorgung werden aus Grundwasser gedeckt. Aufgrund der natürlichen Deck-schichten, die es vor Verunreinigungen schützen, wegen der natürlichen Filterung bei der Bodenpassage, seiner nahezu konstanten Temperatur usw. bietet das Grundwasser von Natur aus beste Voraussetzungen für seine Verwendung als Trinkwasser. Wegen seiner darüber hinaus nahezu landesweiten, dezentralen und bedarfsnahen und damit wirtschaftlichen Verfügbarkeit ist eine echte Alternative zum Grundwasser als Ressource für die öffentliche Trinkwasserversorgung.

sorgung nicht denkbar. Aus diesem Grund müssen auch örtliche Grundwasservorkommen für eine entsprechende Nutzung erhalten und ggf. erforderliche Sanierungen durchgeführt werden.

Die Ergebnisse der Forschungsvorhaben bestätigen aber auch die bisherigen Erfahrungen, daß zur Behandlung bzw. - sofern möglich - vollständigen Sanierung eines Grundwasserschadensfalls ein enormer materieller und personeller Aufwand erbracht werden muß. Dadurch wird die Notwendigkeit vorbeugender Schutzmaßnahmen zur Verhütung solcher Grundwasserverunreinigungen augenfällig. In diesem Sinn haben die Forschungsvorhaben ganz wesentlich zur langfristigen Sicherstellung der öffentlichen Wasserversorgung beigetragen.

Allen Mitarbeitern am Forschungsvorhaben, insbesondere dem Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, der Bundesanstalt für Gewässerkunde, dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamts, den Stadtwerken Karlsruhe und den beteiligten Behörden des Landes gebührt Dank und Anerkennung für die geleistete, engagierte Mitarbeit und die gute und reibungslose Zusammenarbeit, ohne die der erfolgreiche Abschluß des Vorhabens nicht möglich gewesen wäre.

Durch die Forschungsvorhaben konnten die Fragen zur Beurteilung und Behandlung von Untergrundverunreinigungen mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen aus heutiger Sicht zu einem gewissen Abschluß gebracht werden. Der künftige Aufgabenschwerpunkt muß dann liegen, durch Information und Motivation der Öffentlichkeit, insbesondere von Industrie und Gewerbe darauf hinzuwirken, daß durch größte Sorgfalt beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und durch zweckmäßige Präventivmaßnahmen gemäß dem Sprichwort „Vorbeugen ist besser als Heilen“ neue Grundwasserverunreinigungen verhütet werden. Daneben müssen aber auch die noch offenen Fragen im Zusammenhang mit Grundwasserbeeinträchtigungen durch diese Stoffe einer Lösung zugeführt, sowie die ausgesprochen differenzierten Fragen der Gesamtumweltrelevanz der halogenierten Kohlenwasserstoffe geklärt werden. Diese „Zukunftsaufgaben“, die teilweise schon in Angriff genommen sind, werden vorrangig von Wissenschaft und Forschung gelöst werden müssen. Die Wasserwirtschaftsverwaltung wird sich daran mit den ihr zur Verfügung stehenden Möglichkeiten beteiligen.

Stuttgart, im August 1983

Gerhard Weiser

Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten des Landes Baden-Württemberg

# I. Allgemeine Bemerkungen zum Problembereich der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe in der Umwelt

## 1. Allgemeines

### 1.0 Veranlassung und Ziel

Gegen Ende des Jahres 1978 wurden in Baden-Württemberg die ersten Grundwasserverunreinigungen mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen bekannt. Zuvor hatten Trinkwasseruntersuchungen ergeben, daß bei der Chlorung des Wassers durch Reaktion mit Huminstoffen Trihalogenmethane (Haloforme) entstehen, die kanzerogen sein können. Im Rahmen der daraufhin eingeleiteten Untersuchungen wurden anstatt der möglichen Trihalogenmethane andere leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in zum Teil erheblichen Konzentrationen entdeckt, die auf Verunreinigungen des Grundwassers zurückzuführen waren. Bis heute wurden in Baden-Württemberg über 150 Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe festgestellt, die vereinzelt zu schwerwiegenden Beeinträchtigungen der Trinkwasserversorgung geführt haben. Wegen der gesteigerten Untersuchungsintensität, aber auch wegen der laufend verbesserten Möglichkeiten der Analytik, werden immer wieder neue Grundwasserverunreinigungen bekannt. Es muß auch zukünftig mit der Entdeckung weiterer Schadensfälle gerechnet werden.

Da sich die leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe aufgrund ihrer unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften in verschiedener Hinsicht anders verhalten als Mineralölprodukte, waren die bei solchen Schadensfällen bewährten Maßnahmen bei Verunreinigungen mit dem "neuen" Schadstoff Chlorkohlenwasserstoffe nur sehr bedingt anwendbar. Bei der Beurteilung der Untergrundverunreinigungen mit diesen Schadstoffen und der Entscheidung über eine zweckmäßige Behandlung der Schadensfälle sahen sich die Fachbehörden und die wissenschaftlichen Sachverständigen daher immer wieder mit Fragen konfrontiert, die zunächst nicht hinreichend beantwortet werden konnten. Um diesen Grundwasserschadensfällen besser begegnen zu können, hat das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg daher im Sommer 1981 ein umfassendes Forschungs- und Untersuchungsvorhaben über das „Verhalten von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen im Untergrund und Sanierungsmöglichkeiten“ sowie ein ergänzendes Forschungsvorhaben zur Einsetzbarkeit von Bodenluftuntersuchungen bei der Erkundung und Eingrenzung von Untergrundverunreinigungen durch diese Stoffe in Auftrag gegeben.

Damit für die Übergangszeit bis zum Abschluß der Forschungsvorhaben schon kurzfristig Hinweise für die Behandlung und Beurteilung von Grundwasserschadensfällen mit Chlorkohlenwasserstoffen und deren Sanierungsmöglichkeiten an die Hand gegeben werden konnten, wurde als deren erste Stufe eine vorläufige Informationsschrift über das „Verhalten von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen im Untergrund und Sanierungsmöglichkeiten von Schadensfällen“ erarbeitet und im April 1982 veröffentlicht. Mit der Informationsschrift war

versucht worden, den seinerzeitigen Kenntnisstand über die Problematik der Chlorkohlenwasserstoffe im Untergrund zusammenzufassen. Sie hat eine Verbreitung weit über die Landesgrenzen hinaus bis in den europäischen Raum erfahren und ein durchweg positives Echo hervorgerufen.

In den nun vorliegenden „Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserunreinigungen mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen“ sind die Ergebnisse der zwischenzeitlich abgeschlossenen Forschungsarbeiten eingeflossen. Insbesondere wurden weitere Erkenntnisse über das Verhalten der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe beim Eindringen in den Untergrund am Schadensort, über die Lösungs- und Transportvorgänge im Grundwasserstrom, über die Verteilung der gasförmigen Schadstoffe in der ungesättigten Zone und über die Aufbereitungsmöglichkeiten von kontaminiertem Grundwasser erarbeitet. Die Ergebnisse dieser wissenschaftlichen Arbeiten liegen in Form der jeweiligen Abschlußberichte der verschiedenen Forschungsnehmer vor und können dort, soweit möglich, bezogen werden (Verzeichnis der wissenschaftlichen Abschlußberichte siehe Teil VI).

Im Leitfaden werden die wissenschaftlichen Ergebnisse so dargestellt, daß sie bei der Bearbeitung von Grundwasserunreinigungen durch Chlorkohlenwasserstoffe, insbesondere von den Wasserwirtschaftsämtern und unteren Wasserbehörden nutzbringend angewandt werden können. Daneben enthält der Leitfaden Hinweise für eine zweckmäßige praktische Bearbeitung und formelle bzw. verwaltungspraktische Behandlung von Grundwasserunreinigungen. In der Beschreibung ausgewählter Schadensfälle werden solche Grundwasserschadensfälle behandelt, die im Hinblick auf ihre Erkennung, die geologischen Verhältnisse, die Schadensursache, die Anordnung und Durchführung der erforderlichen Maßnahmen usw. als beispielhaft oder besonders aufschlußreich angesehen werden können. Damit wird eine gewisse Orientierungshilfe für die Behandlung neuer Grundwasserschadensfälle gegeben. Der Leitfaden kann die Beurteilung und die gezielte Anordnung und Durchführung wirkungsvoller Maßnahmen erleichtern und eine effektivere Schadensfallbehandlung ermöglichen. Neben den Ergebnissen der Forschungsarbeiten wird im Leitfaden aber auch auf die noch offenen Fragen zur Untergrundverunreinigung durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe hingewiesen, die im Verlauf der Arbeiten aufgetreten sind, und die noch nicht abschließend geklärt werden konnten. Sie sollten bei der Schadensfallbehandlung dennoch bedacht werden.

Durch die zusammenfassende Darstellung der Problematik der Untergrundverunreinigungen durch Chlorkohlenwasserstoffe soll der Leitfaden außerdem zur Information von Industrie und Gewerbe als den Produzenten und hauptsächlich Anwendern dieser Stoffe, aber auch der Kleinverbraucher beitragen. Es soll das Bewußtsein für das Gefährdungspotential der Chlorkohlenwasserstoffe für das Grundwasser und damit für die öffentliche Trinkwasserversorgung und das Verständnis für die Notwendigkeit eines sorgsamen Umgangs mit diesen Stoffen und der entsprechenden Präventivmaßnahmen geweckt und gefördert werden.

## 1.1 Auswahl der im Leitfaden betrachteten Chlorkohlenwasserstoffe

Von der großen Zahl der auf dem Markt befindlichen Halogenkohlenwasserstoffe sind bisher nur wenige Verbindungen im Grundwasser gefunden worden. Diese gehörten zumeist zu der Gruppe der leichtflüchtigen chlorierten aliphatischen Kohlenwasserstoffe, die im folgenden als CKW bezeichnet werden (Abb. 1.1). Das Forschungsvorhaben hat sich im wesentlichen auf vier Substanzen dieser Gruppe beschränkt. Sie sollen als exemplarische Modellsubstanzen für den großen Kreis der Chlorkohlenwasserstoffe angesehen werden:

- Trichlorethylen
- Tetrachlorethylen
- 1,1,1 -Trichlorethan
- Dichlormethan (Methylenchlorid)

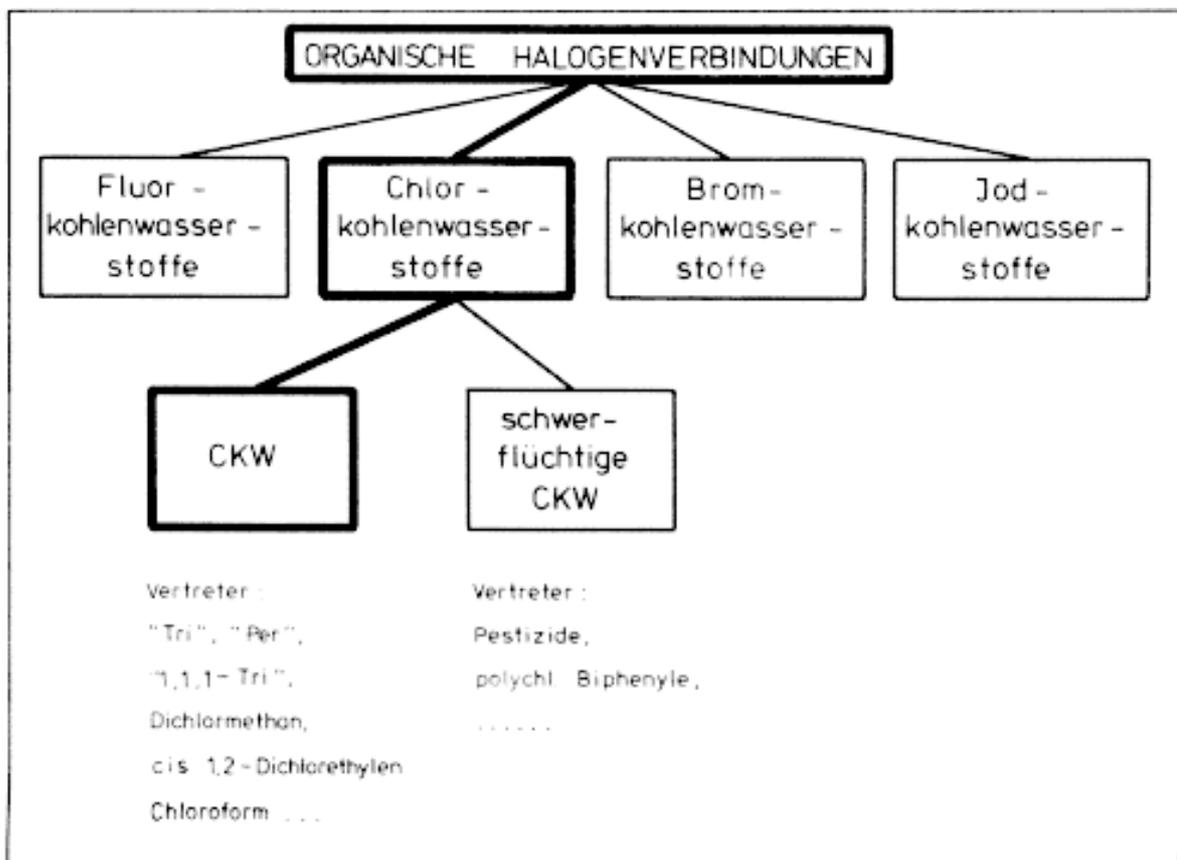


Abb. 1.1: Einordnung der Chlorkohlenwasserstoffe unter den organischen Halogenverbindungen (vereinfachtes Schema)

## 1.2 Produktion, Einsatzbereiche, Verwendungstechnologien, Substitutionsmöglichkeiten

Bedingt durch ihre besonderen physikalischen und chemischen Eigenschaften sind die Einsatzbereiche der CKW äußerst vielfältig und die Zahl der Anwender nimmt ständig zu. Durchschnittlich jeder zehnte gewerbliche und industrielle Betrieb kann derzeit als potentieller CKW-Anwender gelten.

Als Schwerpunkte der Anwendungsgebiete der vier gebräuchlichsten CKW - Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, 1,1,1 -Trichlorethan und Dichlormethan - können folgende Bereiche angesehen werden:

- Oberflächenreinigung (Metall)
- Reinigung von Textilien
- Mischlösemittel für organische Verbindungen
- Kaltreiniger, Abbeizmittel
- Extraktionen und
- Kältemittelherstellung

In den vergangenen Jahren fand eine gewisse Verschiebung der Anwendungsbereiche statt, und zwar von den „herkömmlichen“ Lösemitteln Tri- und Tetrachlorethylen zu den „modernen“ Stoffen 1,1,1 -Trichlorethan und Dichlormethan. Ursache für diese Veränderung können einerseits eine Weiterentwicklung der Anwendungstechnologien (z.B. geschlossene Anlagen) und andererseits die unterschiedlichen Richtwerte (z.B. MAK-Werte) sein. Obwohl durch diese Weiterentwicklung eine Zuordnung von einzelnen Lösemitteln auf bestimmte Anwender bzw. Branchen erschwert wird, können Angaben über die gebräuchlichen Anwendungsmuster der CKW und die als potentielle Verbraucher in Frage kommenden Betriebe wichtige Hinweise für die Verursachersuche liefern (vgl. Kap. 3.4). Dabei muß jedoch berücksichtigt werden, daß die CKW meist nicht in chemisch reiner Form, sondern als technische Produkte zur Anwendung kommen, die einerseits geringe Mengen von sog. Stabilisatoren und andererseits Beimengungen anderer Lösemittel enthalten können (Trichlorethylen enthält z.B. oft ca. 1% Tetrachlorethylen; Dichlormethan enthielt früher Chloroform!).

Exakte Angaben über die derzeit im Umlauf befindlichen Mengen von CKW können nicht gemacht werden. Zahlen liegen in gesicherter Form lediglich über die jährlichen Produktionsmengen vor. Da jedoch nur ein geringer Teil der CKW in geschlossenen Anlagen verwendet oder wieder aufbereitet wird, dürfte die jeweilige Jahresproduktion, die den jährlichen Verbrauch abdeckt, annähernd der Gesamtmenge entsprechen.

Für das Jahr 1982 können folgende Produktionsmengen in der Bundesrepublik Deutschland als realistisch angenommen werden:

Trichlorethylen	43000 Tonnen
Tetrachlorethylen	70000 Tonnen
1,1,1-Trichlorethan	36000 Tonnen
Dichlormethan	69000 Tonnen

Die prozentuale Anwendung der Lösemittel wird von Löchner, 1981 angegeben:

### **Dichlormethan**

Kaltreinigung, Abbeizpasten	40	%
Aerosole	5 - 10	%
Extraktionen	10 - 20	%
Lösungen	30	%
Chemische Umwandlung	5	%

### **Trichlorethylen**

Metall- und Oberflächenreinigung	75 - 85	%
Lösungen, Tauchlacke	10	%
Industrielle Textilreinigung	2	%

### **Tetrachlorethylen**

Metallentfettung	60 - 70	%
Chemischreinigung	20 - 30	%
Extraktionen	5	%
Chemische Umwandlung	5	%

### 1,1,1-Trichlorethan

Metallentfettung	60	-	80	%
Anwendung von Mischlösungs- mitteln			20	%
Klebstoffe	2	-	4	%

Die wichtigsten potentiellen Verbraucher von Lösemitteln sind:

- Oberflächenbehandlung, Metall
- Metallindustrie, Maschinenbau
- Metallschleifereien, -drehereien
- Gießereien
- Chemische Betriebe
- Pharmazeutische Betriebe
- Chemische Reinigungen
- Textilindustrie
- Kunststoffverarbeitende Industrie
- Papier- und Zellstoffindustrie
- Kfz-Hersteller und -Werkstätten
- Lack- und Farbenhersteller
- Tierkörperverwertungsbetriebe, Futtermittelhersteller
- Druckereien
- Hersteller von Kältemitteln
- Recycling-Betriebe
- Raffinerien
- Hersteller von Aromastoffen, Extrakten und entcoffeiniertem Kaffee

aber auch: Pnvathaushalte (Verdüner, Abbeizmittel, Pinselreiniger, Fleckenwasser).

Der größte Teil der Lösemittel wird nach Untersuchungen des Umweltbundesamtes emittiert:

- über die Abluft ca. 2/3
- über die Abfälle ca. 1/3
- über Abwässer ca. 1-3%

Da der weitaus größte Teil der verwendeten CKW gasförmig in die Atmosphäre emittiert wird, liegt die Vermutung nahe, daß durch das Auswaschen der CKW aus der Atmosphäre evtl. eine diffuse Untergrund- und Grundwasserverunreinigung verursacht werden kann. Um mögliche Auswirkungen größenordnungsmäßig abschätzen zu können, wurden entsprechende Modelluntersuchungen (Ahrens, 1983) durchgeführt. Dabei wurde unter Verwendung einer mehrparametrischen Regenstatistik und des Gauß'schen Rauchfahnenmodells eine Emission s-

prognose für die Umgebung eines CKW-Emittenten abgegeben. Da bisher keine empirisch abgesicherten Auswaschkoeffizienten, die Niederschlagsintensität (oder Dauer), Immissionskonzentration und Auswaschraten miteinander verknüpfen, vorliegen, wurden mit Hilfe der Verteilungskoeffizienten für das 3-Stoffgemisch Wasser, Luft und CKW die Immissionskonzentrationen in Auswaschmengen umgerechnet.

Für die Modellbetrachtungen wurde eine Emission von 50 kg/h Trichlorethylen und als Modellraum der Oberrheingraben gewählt.

Für diese Emission ergaben sich mit Hilfe einer 4-parametrischen meteorologischen Statistik - Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Turbulenzzustand, Niederschlagsintensität - die folgenden Ergebnisse:

- Im Immissionsmaximum (Fläche ca. 1 ha) werden pro Jahr rd.  $480 \mu\text{m}^2$  Trichlorethylen durch Regen ausgewaschen. Die berechneten Regenwasserkonzentrationen stimmen größenordnungsmäßig mit gemessenen Konzentrationen im Niederschlagswasser (1-13  $\mu\text{g/l}$ ) überein.
- Bei Betrachtung einer größeren Immissionsfläche (ca. 25 ha) ergibt sich eine mittlere jährliche Auswaschraten von  $260 \mu\text{m}^2$ , insgesamt werden in diesem Fall über einer Fläche von  $250000 \text{ m}^2$  ca. 66 g Trichlorethylen ausgewaschen.

Über den Anteil der ausgewaschenen Schadstoffe, der tatsächlich in den Untergrund eindringt und evtl. ins Grundwasser eingetragen werden kann, können keine Angaben gemacht werden. Es ist nicht bekannt, inwieweit die im Niederschlag gelösten CKW beim Auftreffen auf der Erdoberfläche sofort wieder ausgasen bzw. die in die belebte Bodenzone eingetragenen CKW durch Dampfdiffusion wieder in die Atmosphäre austreten oder in der Humusschicht adsorbiert werden.

Insgesamt kann aufgrund der Ergebnisse dieser überschlägigen Modellbetrachtungen davon ausgegangen werden, daß selbst durch hohe CKW-Emissionen praktisch keine Grundwasserkontamination zu erwarten ist. Um auch eine langfristige Aufkonzentration der CKW im Untergrund zu vermeiden, sollte dennoch aus wasserwirtschaftlicher Sicht generell eine weitestgehende Reduzierung dieser Emissionen angestrebt werden.

Lösemittelhaltige Abfälle, die verbrauchte CKW enthalten, werden teilweise einer Wiederaufbereitung zugeführt und anschließend in den Produktionsprozeß zurückgeführt. CKW-haltige Abfälle müssen ordnungsgemäß beseitigt werden (vgl. dazu Kap. 3.6.5), da unsachgemäße Ablagerungen schwerwiegende Verunreinigungen des Grundwassers nach sich ziehen können (vgl. Kap. 1.3).

Obwohl der prozentuale Anteil der CKW-Menge, die - auch bei Einhaltung vorgegebener Einleitungsbedingungen - über die Kanalisation abgeleitet wird, auf den ersten Blick relativ gering erscheint, stellt die Gesamtfracht von ca. 2000 bis 6000 t CKW/a bei der vermutlich großen Anzahl von undichten Kanalsystemen ein sehr großes Gefährdungspotential für das Grundwasser dar.

Angaben über die Lösemittelmengen, die durch Unfälle, durch schleichende Verluste oder durch vorsätzliches „Versickern“ in den Untergrund und damit in das Grundwasser gelangen, können naturgemäß nicht gemacht werden. Da im Gegensatz zur Atmosphäre im Untergrund

nach dem derzeitigen Erkenntnisstand bei den meisten CKW kein nennenswerter physikalischer, chemischer oder biologischer Abbau stattfindet, sind die Auswirkungen dieser Emissionen schon bei kleinen Mengen sehr schwerwiegend. Eine ordnungsgemäße Entsorgung der im gewerblichen und industriellen Bereich anfallenden CKW-haltigen Abfälle ist im Zusammenwirken von Sonderabfalltransportunternehmen, Wiederaufbereitungsbetrieben und Sonderabfallbeseitigungsanlagen möglich. Auch für die im Haushalt anfallenden Reste werden zunehmend Möglichkeiten der getrennten Sammlung durch die beseitigungspflichtigen Körperschaften angeboten.

### **Substitutionsmöglichkeiten**

CKW wurden in der Vergangenheit als Lösemittel bevorzugt in den Bereichen angewendet, in denen andere Verfahren (z.B. wäßrige Verfahren, Heißenanwendung) aus Energie- und damit aus Kostengründen aber auch wegen der schwierigen Handhabung nicht zum Einsatz kamen. In jüngster Zeit werden - nicht zuletzt wegen der Vielzahl der CKW-Schadensfälle - verstärkt nach Ersatzmöglichkeiten gesucht. Für den Hauptanwendungsbereich, der Oberflächenbehandlung und Metallentfettung, wurden wäßrige Verfahren entwickelt, die im normalen Reparaturbereich angewendet werden können und deren Reststoffe nach entsprechender Vorbehandlung abbaubar sind. Nach Auskunft der Hersteller liegt der Marktanteil dieser neuentwickelten Produkte bereits bei 30%. Weitere Entwicklungen sind zur Zeit im Gang. Vor der Einführung neuartiger Substitute muß deren Umwelrelevanz umfassend geprüft werden.

Über generelle Substitutionsmöglichkeiten für die wichtigsten derzeitigen Lösemittel-Anwendungsbereiche und ihre Vor- und Nachteile gibt Tabelle 1.1 Auskunft.

## **1.3 Ursachen von Grundwasserverunreinigungen**

Schadensfälle mit CKW können in der Produktionsstätte, während des Transports zum Anwender, bei der Verarbeitung und Lagerung bis hin zur Entsorgung (Abluft, Abfall, Abwasser) und ggf. zur Aufbereitung verunreinigter Lösemittel auftreten. Generell können Schadensfälle eingeteilt werden in solche mit diffuser Quelle und Grundwasserkontaminationen aufgrund lokaler Emissionen.

Eine wesentliche Quelle für diffuse Grundwasserverunreinigungen stellen die Abwasserkanalsysteme dar, die in der Regel nicht als dicht und deren Dichtungen u.U. nicht als CKW-beständig angesehen werden können. Angesichts der hohen Konzentrationen, die in Abwässern von Städten mit hohem Industrieanteil gemessen wurden, können Versickerungen von Lösemitteln in den Boden und damit in das Grundwasser stattfinden und zu einer nennenswerten Quelle diffuser Grundwasserkontaminationen führen. In einigen Fällen wurden defekte Kanäle auch als Hauptursache eines Schadensfalles nachgewiesen (vgl. Kap. 5.2.1).

Die Untersuchung und Auswertung lokaler Schadensfälle hat gezeigt, daß diese zum weitaus größten Teil durch unsachgemäßen Umgang in Verbindung mit ungeeigneten Schutzmaßnahmen hervorgerufen wurden. Daneben wurden häufig Leckagen in Lagerbehältern und Rohrleitungen als Schadensursache festgestellt.

Zusammenfassend können die Ursachen der bisher bekanntgewordenen Schadensfälle den folgenden Kategorien zugeordnet werden:

- Überfüllen von Lagerbehältern bei gleichzeitig ungeeigneten Schutzvorkehrungen (Überfüllsicherung, Auffangraum) „Tropfverluste“ beim Befüllen durch Restmengen in den Füllschläuchen
- Unsachgemäße Umfüllvorgänge bei der Abfüllung in kleinere Gebinde
- Unzureichende Schutzvorkehrungen beim Umgang mit Lösemitteln im Produktionsgang
- Ungesicherte Lagerung von verunreinigten Lösemitteln (Restmengen in Leergebinden, Faßleckagen durch Beschädigung oder aggressive Stoffgemische)
- undichte Abwasserkanäle
- Unfälle beim Transport

Als weitere Schadensursache kommen auch CKW-Ablagerungen in ehemaligen Müllkippen und nicht registrierte, beschädigte oder zerstörte ehemalige Tankanlagen in Betracht.

## 1.4 Gesundheitliche Beurteilung

Bei der gesundheitlichen Beurteilung der CKW ist zwischen akuten und chronischen Wirkungen zu unterscheiden.

Anwendungsgebiete	Alternative Verfahren	Vorteile gegenüber CKW-Verfahren	Nachteile gegenüber CKW-Verfahren
1. Metallentfettung	wässrige Verfahren	keine Lösemittlemissionen rel. einfache Anlagentechnologie Wasserbenetzbarkeit der Teile Galvanisierbarkeit keine Abluft	Wasserverschmutzung oder kostspielige Abwasseraufbereitung energieaufwendige Teiltrocknung rel. hoher Chemikalienverbrauch keine Rückgewinnung des Reinigungsmittels nicht bei allen Metallen anwendbar
	Kaltreiniger Petroleum Testbenzin	hohe chemische Stabilität	Brand- und Explosionsgefahr Anlagen in ex-geschützter Ausführung Grundwasserverschmutzung ebenfalls möglich Kaltreiniger: Rückgewinnung durch Destillation problematisch
	FKW (R 113) Sdp. 48 °C	gem. ArbStoffV nicht kennzeichnungspflichtig MAK-Wert: 1000 ppm bessere chemische Beständigkeit wirtschaftliche Destillation wegen niedriger Verdampfungswärme hohe Geruchsschwelle (ca. 1000 ppm)	hoher Lösemittelpreis (ca. 3–4fach höher) beschränktes Lösevermögen Rohstoffe (Flußspat): knappe Ressourcen
2. Chemische Reinigung	FKW (R 11, 113)	keine Aktivkohle-Luftfilter keine Abluftleitungen hoher MAK-Wert: 1000 ppm gem. ArbStoffV nicht kennzeichnungspflichtig günstig für Problemkleidung (Flach- und Pigmentdrucke, Leder- und Pelzvelour)	hoher Lösemittelpreis eingeschränktes Lösevermögen Ozon-Problematik (R 11) aufwendige Maschinenteknik (Vakuumtechnik, Tankkühlung) Rohstoffe: knappe Ressourcen
	wässrige Verfahren	keine CKW-Emissionen	Für viele Textilien nicht anwendbar Emission von Schmutz und Waschmittel in das Abwasser

**Tab. 1.1: Substitutionsmöglichkeit für die wichtigsten derzeitigen Lösemittelanwendungen (Fricke, 1981)**

Akute Gefährdungen wie Narkotisierung, Reizung der Luftwege und Schleimhäute, Leber- und Nierenschädigungen, Wirkungen auf das Nervensystem, die beim Arbeiten mit CKW auftreten, sind vorwiegend aus der Arbeitsmedizin bekannt. Sie werden durch verhältnismäßig hohe Konzentrationen (Tab. 1.2) hervorgerufen. Bei der Behandlung von CKW-Schadensfällen, insbesondere bei Sofort- und Abwehrmaßnahmen, können evtl. entsprechend hohe Schadstoffkonzentrationen auftreten (vgl. Kap. 3.1). Mit den im Trinkwasser, in der Luft oder in Lebensmitteln vorkommenden Konzentrationen, die im Bereich von  $\mu\text{g/l}$  bzw.  $\mu\text{g/kg}$  liegen, sind die akut toxisch wirkenden Konzentrationen jedoch nicht vergleichbar.

Zur chronischen Toxizität hat der Bundesminister für Jugend, Familie und Gesundheit auf Anfrage des Sozialministeriums Baden-Württemberg mitgeteilt, daß "die wissenschaftlichen Unterlagen über die gesundheitliche Bedeutung chlorierter Kohlenwasserstoffe zwar nicht für die Feststellung ausreichen, daß die im Grundwasser vorkommenden Konzentrationen bei Dauergenuß gesundheitsschädlich sind, daß diese Stoffe vorerst als unerwünschte Stoffe bezeichnet werden müssen, da Einigkeit darüber besteht, daß sie nicht ins Trinkwasser gehören und sie sich zumindest im Tierversuch - wenn auch in weit höheren Konzentrationen - als kanzerogen gezeigt haben".

Vor diesem Hintergrund ist der derzeit aktuelle Richtwert des Bundesgesundheitsamtes zu verstehen, wonach im Trinkwasser eine Gesamtkonzentration an leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (ausgenommen Trihalogenmethane) von 25 µg/l im Jahresmittel nicht überschritten werden soll. Aufgrund der Gutachten des Bundesgesundheitsamtes geht das Sozialministerium Baden-Württemberg davon aus, daß bei Überschreitung des Jahresmittelwertes das Trinkwasser als "nicht mehr zum Verzehr geeignet" im Sinne von § 17 Abs. 1 Nr. 1 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes zu beurteilen ist.

In der Anlage 1 zu § 3 der Trinkwasserverordnung gibt es bislang keinen Grenzwert für organische Chlorverbindungen. Die EG-Richtlinie vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG) gibt in ihrem Anhang I für organische Chlorverbindungen außer Pestiziden und ähnlichen Produkten sowie Haloformen eine Richtzahl von 1 µg/l, aber keine zulässige Höchstkonzentration an. Diese EG-Richtlinie wird z.Z. geändert. Dieser Wert ist toxikologisch nicht begründet, er erlaubt deshalb keine generelle Aussage über gesundheitliche Auswirkungen. Auch aufgrund der derzeitigen Erkenntnisse über die ubiquitäre Verbreitung der CKW ist diese Richtzahl für einen Grenzwert dieser Stoffe im Trinkwasser als unrealistisch anzusehen. Der Wert ist vielmehr im Sinne einer allgemeinen Reinheitsanforderung zu verstehen.

Für die chronische Belastung über die Atemluft ergibt sich rechnerisch eine Aufnahme an CKW von 50 bis 200 µg/Tag. Nach Inhalationsversuchen werden die in Frage stehenden Stoffe kaum oder nur in geringem Umfang resorbiert, sondern beinahe vollständig abgeatmet.

Dosis	Wirkung
50-500 mg/kg Körpergewicht	Tod durch Atemlähmung
3 mg/kg Körpergewicht	Bewußtlosigkeit
Unter 3 mg/kg Körpergewicht über längere Zeit (Jahre)	Veränderung der Leber- und Nierenfunktion
0,001 mg/kg Körpergewicht über Jahrzehnte	???

**Tab. 1.2: Gesundheitliche Wirkungen von CKW am Beispiel von Trichlorethylen**

Die Aufnahme von CKW über verunreinigte Lebensmittel läßt sich kaum abschätzen. Mit der ubiquitär vorkommenden Belastung durch Lebensmittel versuchte Bauer (1981) eine Bilanzierung. Danach liegen die Gehalte an CKW im menschlichen Gewebe und in Umweltproben aus den Bereichen Wasser, Luft und Lebensmittel in der gleichen Größenordnung, Er zieht den

Schluß, daß eine Kumulierung dieser Stoffe zwar möglich ist, daß z.Z. jedoch ein Gleichgewichtszustand zwischen Aufnahme und Abbau bzw. Eliminierung herrscht.

## 1.5 Rechtliche Aspekte, Zuständigkeiten, Vorschriften

Bei einer Grundwasserverunreinigung werden verschiedene wasserrechtliche Vorschriften berührt, die den Schutz der Gewässer allgemein und den besonderen Schutz des Grundwassers zum Ziele haben (insbesondere §§ 1a, 19g, 34 WHG und § 82 WG). Außerdem kann eine Grundwasserverunreinigung eine Störung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung nach § 1 Abs. 1 Polizeigesetz bedeuten. Wird durch die Grundwasserverunreinigung eine Trinkwasser-versorgung unmittelbar gefährdet, so kann außerdem ein öffentlicher Notstand (§ 2 Abs. 1 Feuerwehrgesetz) drohen.

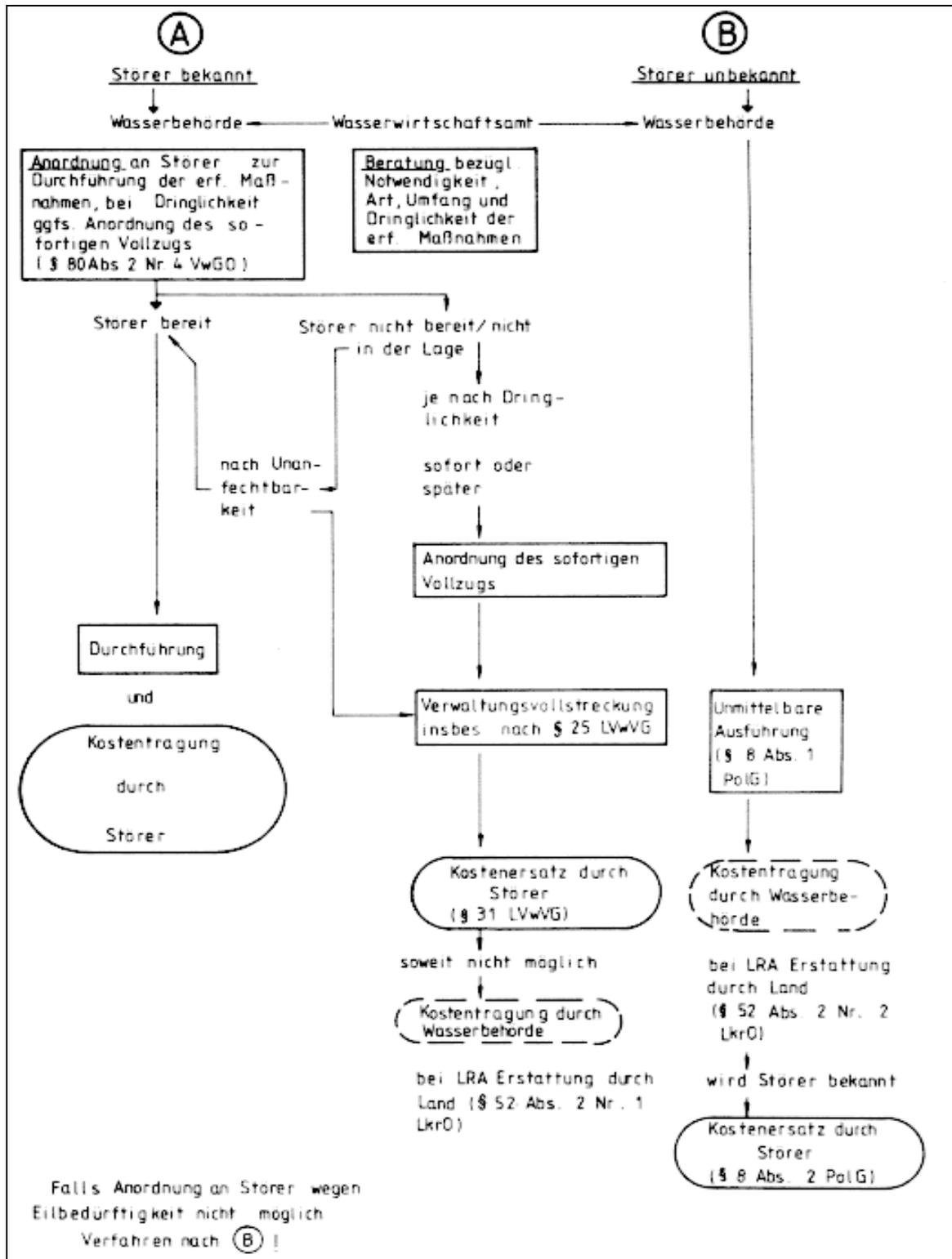
Die Zuständigkeiten für die Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch Mineralöl oder andere wassergefährdende Stoffe sind in Ziff. 2 des Ölarmerlasses vom 21. Oktober 1968 (GABl. S. 645) in der Fassung vom 6. August 1970 (GABl. S. 521) zusammenfassend geregelt (vgl. dazu auch Erlaß des EM vom 12.11.1980, Az. 72-1540). Dem Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz obliegt danach (Ziff. 2.3 des Ölarmerlasses) die fachliche Beratung (Vorschlag der erforderlichen Maßnahmen) der für die Anordnung bzw. Durchführung der Maßnahmen zuständigen Stellen. Bei Bedarf können weitere Sachverständige hinzugezogen werden (vgl. Kap. 3.1).

Nach Ziff. 4.5 des Ölarmerlasses obliegt dem Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz darüber hinaus die Aufsicht über die Ausführung der Maßnahmen, die zum Schutz der Gewässer und der Wasserversorgung angeordnet werden. Die Verpflichtungen zur Durchführung der erforderlichen Maßnahmen und zur Tragung der entstehenden Kosten sind in Ziff. 4.2 und 5 des Ölarmerlasses geregelt.

Zur Durchführung der im Rahmen von Grundwasserverunreinigungen erforderlichen Maßnahmen ist in erster Linie derjenige verpflichtet, der den Schadensfall verursacht hat (Handlungsstörer). Er hat auch die dadurch entstehenden Kosten zu tragen. U.U. hat auch der Eigentümer und Besitzer des Grundstücks, von dem die Gefahr für das Grundwasser ausgeht (Zustandsstörer), die erforderlichen Maßnahmen durchzuführen. Die Haftung des Grundstückseigentümers bzw. -besitzers dürfte sich aufgrund des Beschlusses des Bundesverfassungsgerichts vom 15.08.1981 - 1 BvL 77/78 (BVerfGE 58, 300 = NJW 1982, S. 745 = Recht und Steuern im Gas- und Wasserfach 1982 Nr. 5/6 S. 17) in der Tiefe allerdings nur auf den Grundstücksteil erstrecken, der oberhalb des Grundwasserspiegels liegt (vgl. auch VGH Bad.-Württ., Urteil vom 15.03.1982 - 1 S 2109/80).

Auch in Fällen, in denen ein Störer nicht bekannt ist oder er nicht in der Lage oder nicht bereit ist, die erforderlichen Maßnahmen durchzuführen und die entstehenden Kosten zu tragen, müssen die erforderlichen Maßnahmen dennoch durchgeführt werden. Die Entscheidung über die Durchführung einer Ersatzvornahme oder die unmittelbare Ausführung einer Maßnahme trifft die Wasserbehörde. Für die Entscheidung über die Notwendigkeit einer Maßnahme ist es kein Kriterium, ob der Störer bekannt ist oder nicht, ebensowenig, ob die Kosten beim Staat verbleiben, da der Störer nicht festgestellt werden kann bzw. von ihm kein Kostenersatz zu erlangen ist.

Aufgabe des WWA ist es, Angaben über Notwendigkeit, Art (Sofort-, Erkundungs-, Abwehr-, Sanierungsmaßnahmen) und Umfang (abgestuft, schrittweise) sowie die Dringlichkeit der erforderlichen Maßnahmen zu machen (vgl. insbes. Kap. 3.1 d) und e)). Die Zuständigkeit für die Beurteilung der Trinkwasserqualität liegt bei der Gesundheitsverwaltung (vgl. Kap. 3.6.1), Mögliche Verfahrensabläufe der erforderlichen Maßnahmen sind in Abb. 1.2 dargestellt.



**Abb. 1.2: Verfahrensabläufe zur Durchführung und Kostentragung der erforderlichen Maßnahmen**

## II. Die wissenschaftlichen Grundlagen zum Verständnis des Verhaltens von CKW im Untergrund

### 2. Grundlagen

#### 2.1 Die physikalischen und chemischen Eigenschaften

Die physikalischen und chemischen Kenndaten der CKW zeigt Tabelle 2.1. Für die Beurteilung des Ausbreitungsverhaltens der CKW im Untergrund ist insbesondere die Kenntnis folgender Eigenschaften von Bedeutung:

- Die CKW sind schwerer als Wasser. Ihre **Dichte** schwankt je nach Substanz zwischen 1300 und 1600 kg/m<sup>3</sup> (Wasser hat eine Dichte von 1000 kg/m<sup>3</sup>). Die CKW können daher den Grundwasserleiter in vertikaler Richtung bis zur Grundwassersohle durchdringen.
- Verglichen mit Wasser durchströmen die CKW ein trockenes, poröses Medium etwa doppelt so schnell. Die kinematische Zähigkeit liegt bei  $0,5 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{sec}$ . (Wasser hat eine **kinematische Zähigkeit** von  $1,0 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{sec}$ ).
- Der **Dampfdruck** der CKW - abgesehen von Tetrachlorethylen - ist weitaus höher als der des Wassers.  
Die leichte Flüchtigkeit der CKW begünstigt einen Übertritt dieser Stoffe in die Bodenluft und in die Atmosphäre.
- Die CKW sind - obwohl sie in geringem Umfang löslich sind - den mit Wasser nicht mischbaren Flüssigkeiten zuzuordnen.  
Die **Wasserlöslichkeit** der CKW schwankt zwischen 160 g/m<sup>3</sup> und 2000 g/m<sup>3</sup>.
- Die **Oberflächenspannung** ist u.a. maßgebend für die Ausbreitung der CKW im Grenzbereich zum Wasser. CKW benetzen die im Untergrund vorkommenden Mineralien schlechter als Wasser.

Summenformel Allgem. übliche Bezeichnung Wissenschaftl. Bezeichnung	Dichte bei 20°C $\times 10^3$	Kinematische Zähigkeit bei 20°C $\times 10^{-6}$	Dampfdruck bei 20°C	Wasserlöslich- keit bei 20°C	Oberflächen- spannung in Luft bei 25°C $\times 10^{-3}$	Octanol-Wasser- Verteilungs- koeffizient $K_{ow}$ bei 20°C	Siedepunkt bei 1 bar	Azeotropes - Gemisch mit Wasser Siedepunkt	Lösemittel- anteil	Wasser-Luft Verteilungs- koeffizient mg/l in Wasser mg/l in der Luft	Stabilisator- mengen
	kg/m <sup>3</sup>	m <sup>2</sup> /s	mbar	g/m <sup>3</sup>	N/m	—	°C	°C	Gew. %	—	Gew. %
$C_2HCl_3$ Trichlorethylen (TRI) Trichlorethen	1,5	0,40	77	1100	32	195	87	74	91	2,74	~0,05
$C_2Cl_4$ Tetrachlorethylen (PER/TETRA) Tetrachlorethen	1,6	0,54	19	160	32	398*	121	87	77	1,22	~0,02
$C_2H_3Cl_3$ 1,1,1-Trichlorethan (Methylchloroform) 1,1,1-Trichlorethan	1,3	0,65	133	1300*	26	309*	74	65	94	0,71	3-7
$CH_2Cl_2$ Methylenchlorid Dichlormethan	1,3	0,32	473	~20000	28	17,8*	40	38	98	8,10	~0,20
$H_2O$ Wasser	1,0	1,00	23	—	73	—	100	—	—	—	—

**Tab. 2.1: Physikalische und chemische Kerndaten**

\* Die Löslichkeitsangaben bzw.  $K_{ow}$ -Werte unterliegen je nach Literaturstelle sehr starken Schwankungen

## 2.2 Die hydrogeologischen und fluiddynamischen Grundlagen

### 2.2.1 Hydrogeologische Grundlagen

Die Wanderung (Migration) von Flüssigkeiten im Untergrund hängt sowohl von der Art und Beschaffenheit des Gesteinskörpers als auch von der Art und Beschaffenheit der Flüssigkeiten ab.

Wegen der unterschiedlichen Art der Wasserwege unterscheidet man

- poröse Gesteine
- klüftige Gesteine einschließlich verkarstete Gesteine.

Dementsprechend unterscheidet man zwischen Porengrundwasserleitern (Lockergestein) und Klüftgrundwasserleitern (Festgestein). Karstgrundwasserleiter gehören zu den Klüftgrundwasserleitern.

Porengrundwasserleiter sind im allgemeinen aus Kies und Sand aufgebaut. Das Grundwasser fließt in den Hohlräumen (Poren) des Korngerüsts. Im Klüftgrundwasserleiter fließt das Grundwasser in der Hauptsache in Klüften, Spalten, Schichtfugen. Die Fließwege im Klüftgrundwasserleiter sind meist ungleichförmig ausgebildet. Im Karstgrundwasserleiter (verkarstete Kalksteine des Weißen Juras und Oberen Muschelkalks) fließt das Grundwasser in Klüften, korrosiv erweiterten Spalten und daraus hervorgegangenen Karsthohlräumen. Die

Fließwege im Karstgrundwasserleiter sind daher äußerst ungleichförmig ausgebildet. Es gibt Übergänge zwischen den beiden Grundwasserleitertypen. Weitere hydrogeologische Hinweise sind in Kap. 5.1 zu finden.

In der Abb. 2.1 ist die hydrogeologische Gliederung des Untergrundes dargestellt. Man unterscheidet zwischen der ungesättigten Zone (Sickerraum) und der gesättigten Zone (Grundwasserraum). Diese Begriffe decken sich praktisch mit Deckschicht (Grundwasserüberdeckung) und Grundwasserleiter (Aquifer). Bei den Fließvorgängen ist zu beachten, daß der Kapillarraum hydraulisch ein Teil des Grundwasserleiters ist, da das Wasser hier unter dem Einfluß des Grundwassergefälles fließt (vgl. auch Abb. 2.4).

Im folgenden werden, wie es in der Wasserwirtschaft und im Bauwesen meist üblich ist, un- oder wenigverfestigte Lockergesteine als Boden (Bodenart) bezeichnet. Man muß hierbei beachten, daß als Boden auch belebte und durchwurzelte oberste Zone der Gesteinskörper (i.a. 0,2 - 1,5 m) bezeichnet wird. Die Bedeutung des Bodens im Sinne der Bodenkunde liegt i.a. im hohen Gehalt an organischen Bestandteilen, an denen CKW adsorbiert werden können (vgl. Kap. 2.3.2).

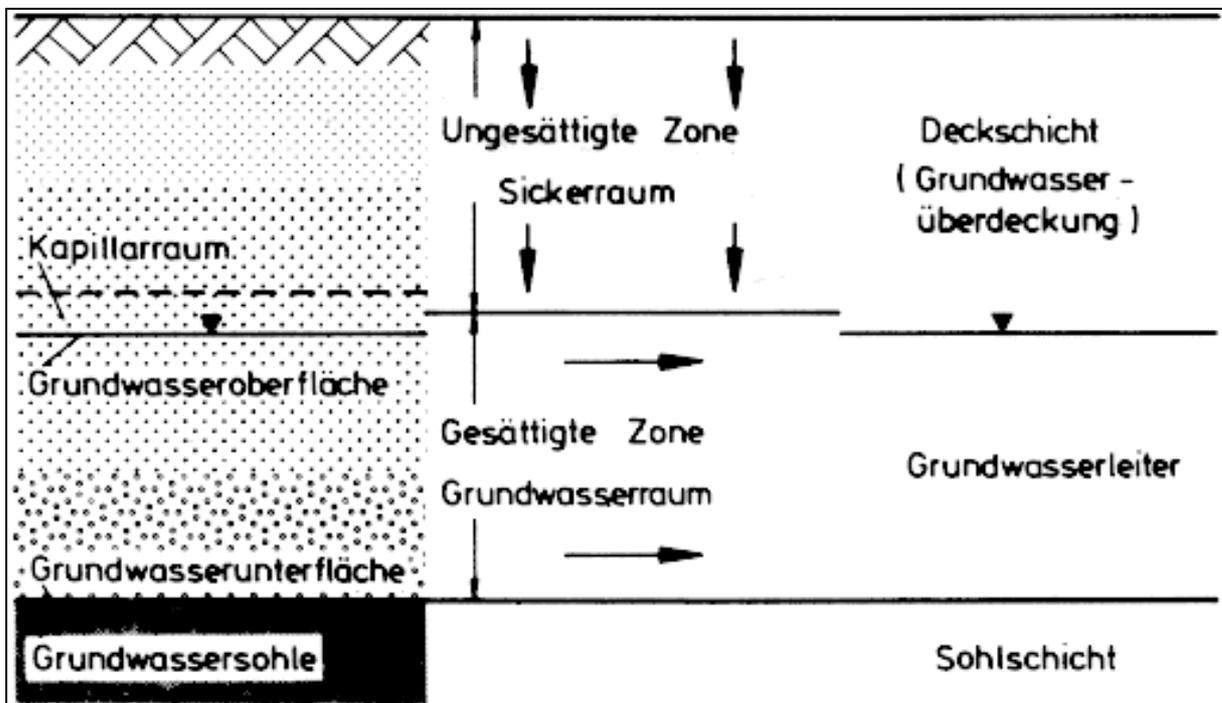


Abb. 2.1: Hydrogeologische Gliederung des Untergrundes

Bei der Beschreibung fluiddynamischer Gesetzmäßigkeiten wird für den durchsickerten bzw. durchflossenen Körper der Begriff Medium verwendet. Unter Medium versteht man gleiche räumlichen natürlichen Gesteinskörper, z.B. Fest- und Lockergestein, als auch künstliche Körper, z.B. Filtersandschüttungen oder rissigen Beton.

## 2.2.2 Fluiddynamische Grundlagen

Es hat sich in der Grundwasserforschung als zweckmäßig erwiesen, bei der Systematisierung von grundwassergefährdenden Flüssigkeiten hinsichtlich ihres Migrationsverhaltens diese aus fluiddynamischen Gründen in die beiden Hauptgruppen

- mit Wasser mischbar
- mit Wasser nicht mischbar

einzuteilen. Diese Unterteilung ist unerlässlich, da das gemeinsame Fließen von zwei (oder mehr) miteinander nicht mischbaren Flüssigkeiten ein völlig anderes Migrationsbild erzeugt als das gemeinsame Fließen von miteinander mischbaren Flüssigkeiten. Somit ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen den beiden Fließarten

- Einphasenfließen
- Zwei(Mehr)phasenfließen.

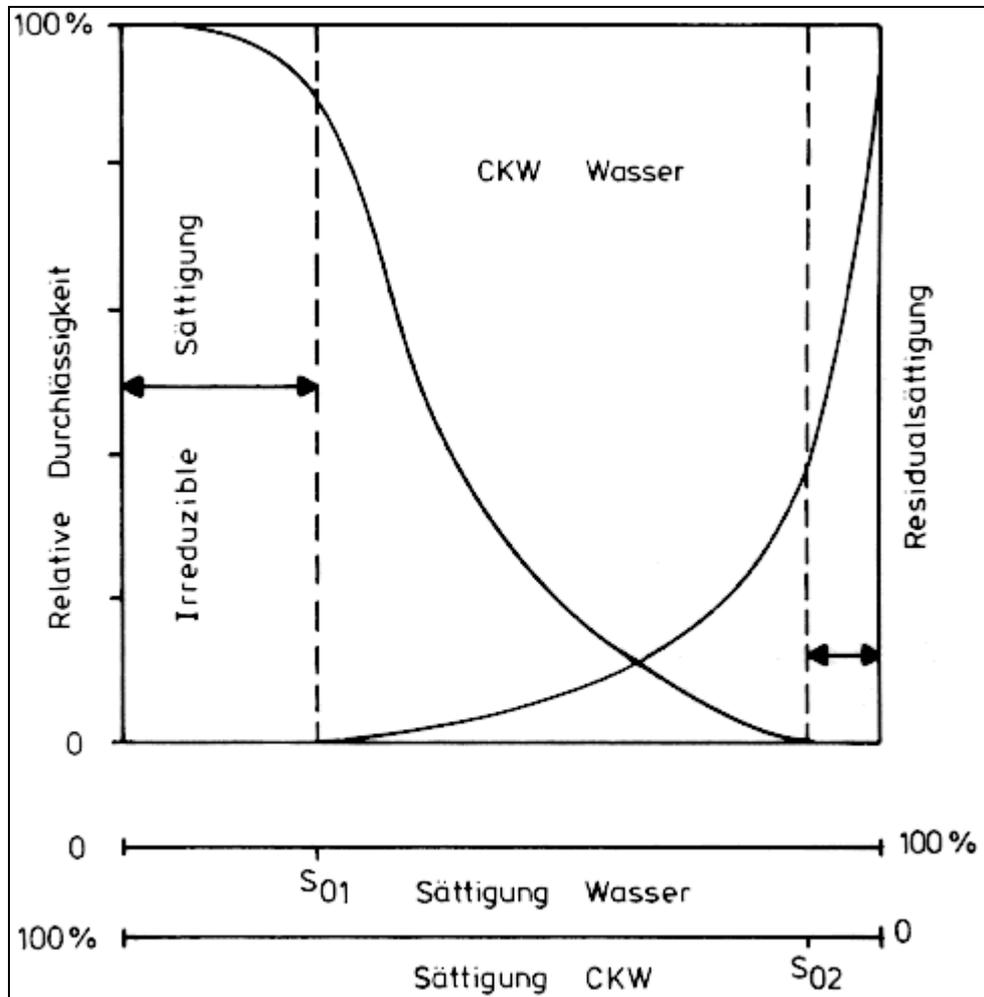
Während miteinander mischbare Flüssigkeiten eine einheitliche Phase bilden, fließen miteinander nicht mischbare Flüssigkeiten als besondere Phasen mit scharfer Grenzfläche als getrennte Strähnen nebeneinander her. Da beim gemeinsamen Fließen für jede Flüssigkeit nur noch ein Teil des Poren- oder Kluftraums und damit des Durchflußquerschnitts zur Verfügung steht, muß der Durchfluß jeder Flüssigkeit entsprechend deren Flächenanteil am Querschnitt geringer sein. Dies bedeutet, daß auch die Permeabilität des Mediums für jede Flüssigkeit entsprechend geringer sein wird. Der Zwei- (oder Mehr-)phasenfluß führt also zu einer Verminderung der Fließgeschwindigkeit, die jede Phase hätte, wenn sie allein im Poren- oder Kluftraum fließen würde.

Das Prinzip der simultanen Bewegung von zwei unter sich nicht mischbaren Flüssigkeiten im porösen Medium (Zweiphasenfließen) zeigt das aus der Erdölgewinnungstechnik bekannte Diagramm der relativen Durchlässigkeit für eine benetzende und eine nicht benetzende Flüssigkeit (Abb. 2.2). Wasser ist die benetzende und 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 von 100%) 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 sog. Residualsättigung  $S_{02}$  ist.

Fällt - umgekehrt - die CKW-Sättigung unter den Wert von  $S_{02}$  zurück, so reißen die bis dahin zusammenhängenden CKW-„Strähnen“ und „Fäden“ ab und die nicht mischbare Phase bleibt ohne Zusammenhang auf der Strecke liegen. Sie befindet sich im Zustand der Residual- oder Restsättigung zuletzt in der Form von Kügelchen, die über die Porenhälsen nesterweise miteinander in Verbindung stehen können, isoliert im Porenraum (insularer Zustand). Unter normalen Druckverhältnissen im Grundwasserleiter sind die CKW im Zustand der Restsättigung nicht mehr mobilisierbar. Für klüftige Medien gilt die Einschränkung, daß eine nennenswerte Restsättigung nur in sehr engen Klüften zu erwarten ist.

Man beachte, daß Wasser als benetzende Flüssigkeit bei  $S_{02}$  eine deutlich unter 100% liegende, CKW als nicht benetzende Flüssigkeit bei  $S_{01}$  dagegen eine nahe bei 100% liegende relative Durchlässigkeit aufweist. Dies bedeutet, daß irreduzibles Wasser kaum Einfluß auf das

Fließen der CKW ausübt, während die Gegenwart von residualem CKW das Fließen des Wassers deutlich hemmt. Das in Abb. 2.2 dargestellte Diagramm ist bis jetzt für CKW nur theoretisch abgeleitet worden; diesbezügliche Laborbestimmungen stehen noch aus. Das Diagramm soll daher nur den generellen Trend der Kurven der relativen Durchlässigkeit anzeigen; für die Abschätzung von Fließgeschwindigkeiten kann es nicht verwendet werden.



**Abb. 2.2: Relative Durchlässigkeit für CKW und Wasser als Funktion der Sättigung des Porenraumes (theoretische Herleitung)**

In der ungesättigten Zone ist im Porenraum neben Wasser auch Luft anwesend, ein ebenfalls mit Wasser nicht mischbares Fluid. Auch dort kann sich die mit Wasser nicht mischbare Flüssigkeit neben der Porenluft in Residualsättigung befinden, allerdings in geringeren Mengen und anderer räumlicher Anordnung als in der gesättigten Zone, nämlich vorzugsweise in den Kornzwickeln (im sog. pendularen Zustand). Das Dreiphasenfließen ist zwar ein komplizierter Vorgang als das Zweiphasenfließen, unterliegt aber doch den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie das Zweiphasenfließen.

Der Effekt der Residual-(Rest)sättigung 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. Dieser Effekt darf keinesfalls mit dem Adsorptionsverhalten eines Mediums für gelöste Bestandteile der nicht mischbaren Flüssigkeit

sigkeit verwechselt werden. Ebenso wird klar, warum eine nicht mischbare Flüssigkeit im Zustand der Restsättigung nicht durch Wasser verdrängt, also fortgespült werden kann, wie dies bei mit Wasser mischbaren Flüssigkeiten der Fall ist. Die als Residualsättigung vorliegende nicht mischbare Flüssigkeit kann nur nach Maßgabe ihrer relativ geringen Löslichkeit vom durchfließenden Sickerwasser oder Grundwasser aufgenommen und weitertransportiert werden.

Die niedermolekularen CKW verhalten sich insofern ähnlich wie die Mineralölprodukte, die ebenfalls zu den mit Wasser nicht mischbaren Flüssigkeiten zählen. Die Löslichkeit der CKW in Wasser ist allerdings meist wesentlich höher als etwa die von Heizöl oder Dieselmotorkraftstoff; sie ist in der Größenordnung eher mit der von Vergaserkraftstoff vergleichbar. Die CKW sind jedoch, was das spezifische Gewicht anbetrifft, wesentlich schwerer als Wasser und stehen in dieser Hinsicht ganz im Gegensatz zu den Mineralölprodukten, die fast ausnahmslos leichter als Wasser sind. Schließlich ist für die CKW die zumeist hohe Flüchtigkeit charakteristisch (mit Ausnahme von Tetrachlorethylen). In dieser Hinsicht sind sie wiederum mit den Vergaserkraftstoffen vergleichbar. (Lit. siehe Schwille, 1981, 1982, 1983).

Im folgenden werden nun die Ausbreitungsvorgänge anhand stark schematisierter Bilder zunächst für poröse Medien dargestellt. Die Darstellungen gelten aber sinngemäß übertragen auch für klüftige Medien.

## 2.3 Das Verhalten in porösen Medien

### 2.3.1 Die Ausbreitung als flüssige Phase

Ob versickernde CKW die Grundwasseroberfläche erreichen oder nicht, hängt ganz entscheidend von dem Gesamtvolumen, dem Infiltrationsvorgang (z.B. quasi punktförmige oder flächenhafte Quelle, Infiltrationsrate) und selbstverständlich dem Rückhaltevermögen des porösen Mediums in der ungesättigten Zone ab (Abb. 2.3). Unter Rückhaltevermögen wird hier ein Sammelbegriff verstanden, der sowohl die Residualsättigung erfaßt als auch Ansammlungen von CKW auf undurchlässigen oder geringdurchlässigen Zwischenlagen oder in „hängenden“ Kapillarsäumen. Das Rückhaltevermögen eines natürlichen Bodens ist daher in der Regel höher als die Summe der aus den Residualsättigungswerten der einzelnen Lagen errechneten Mengen.

Die Heterogenität der ungesättigten Zone (z.B. Wechsel verschieden durchlässiger Lagen, Lamellierung, Schrägschichtung, Schluff- und Tonlinsen und der Grad der Wassersättigung der einzelnen Lagen) bewirkt eine laterale Komponente des Versickerungsvorganges (Abb. 2.3a). Die Heterogenität kann also eine wesentliche Verringerung der Eindringtiefe im Vergleich zu einem völlig homogenen Medium bewirken. (Die stärkere Dichte der Punktierung in den Abb. 2.3a, b und c soll das größere Rückhaltevermögen zum Ausdruck bringen.)

Andererseits neigen CKW wegen des großen Dichteunterschiedes zu Wasser dazu, an der Infiltrationsfront "Finger" zu bilden, von denen sich einige ziemlich rasch zu „Wurzeln“ entwickeln können, die sich nur langsam seitlich verstärken. „Schwachstellen“ in dünnen Zwischenlagen oder gar "Luken", in den Zwischenlagen können dort ein bevorzugtes Versickern bewirken.

Abb. 2.3a stellt schematisch einen der zahlreichen Fälle dar, bei denen relativ geringe CKW - Mengen breitflächig verschüttet wurden (Flächenquelle mit geringer Infiltrationsrate). Die Form des CKW - Körpers (meist kurz als Phasenkörper bezeichnet im Gegensatz zur Lösungs- und Gaszone) und das Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone kann nur bei sehr guter Kenntnis des Aufbaues des Untergrundes und des Feuchtigkeitsgehaltes befriedigend genau abgeschätzt werden. Ein unregelmäßiger Verlauf der Begrenzung des CKW - Körpers dürfte die Regel sein.

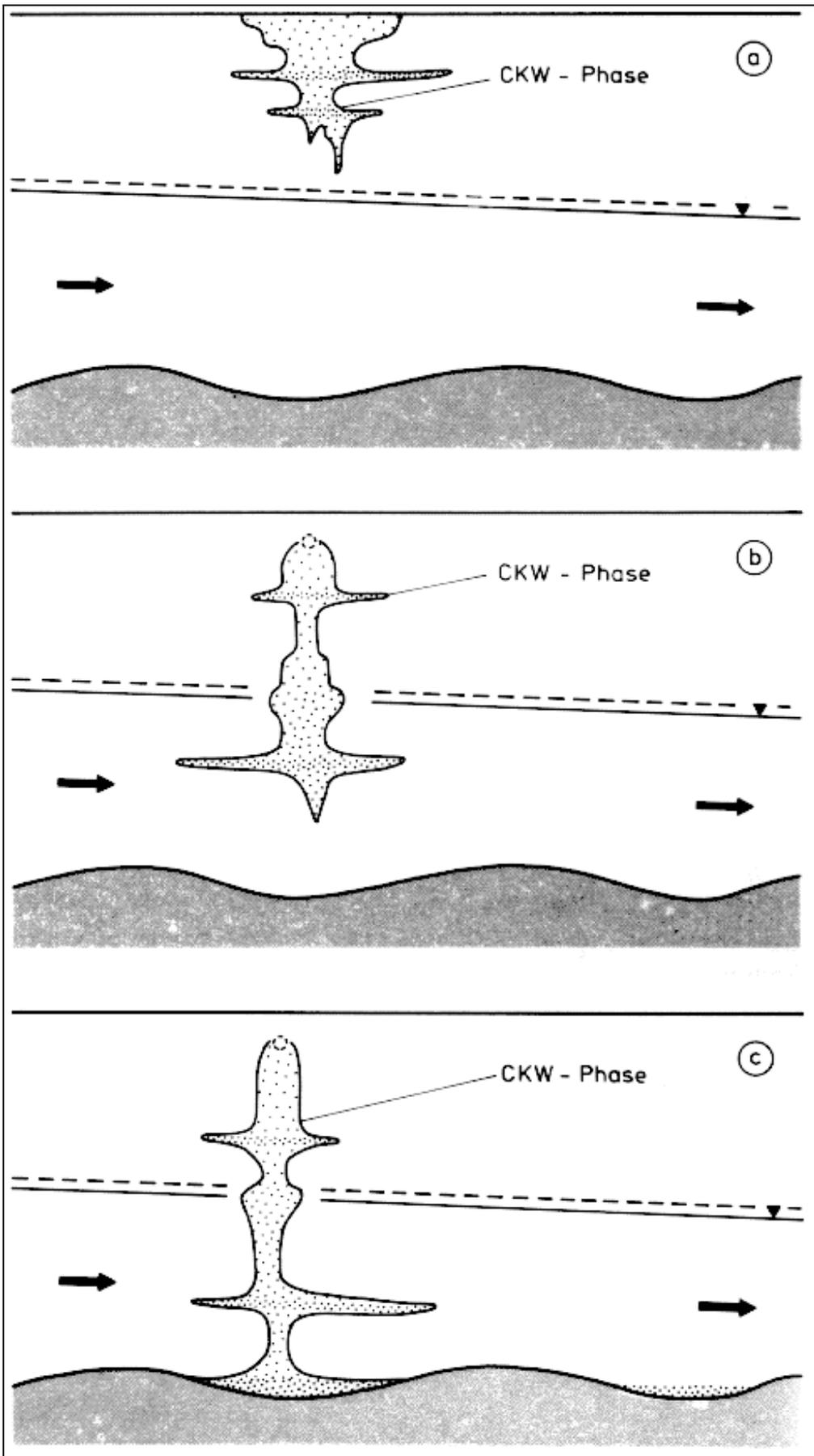


Abb. 2.3: Die Ausbreitung von CKW als flüssige Phase

In Abb.2.3b wird von einer punkt - bzw. linienförmigen Quelle ausgegangen. Wenn die infiltrierte CKW- Menge das Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone überschreitet und die Oberfläche der Sättigungszone (das ist die Obergrenze des gesättigten Kapillarraumes - in der Abb. als gestrichelte Linie dargestellt -) erreicht hat, wird der Fließvorgang zwar erwartungsgemäß gehemmt, da das Grundwasser verdrängt werden muß, doch ist die lateral wirkende Komponente im Vergleich zur Schwerkraftwirkung meist nicht von entscheidender Bedeutung. Die Flüssigkeit sinkt wegen ihrer höheren Dichte in die gesättigte Zone ein. Auch hier bewirkt die meist vorhandene Heterogenität des Grundwasserleiters ähnlich wie in Abb. 2.3a in der ungesättigten Zone eine lagenweise seitliche Ausbreitung einerseits und eine Wurzelbildung andererseits. 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 1,5fachen Wert der ungesättigten Zone rechnen.

Für die Residualsättigung werden folgende Anhaltswerte gegeben (Tab. 2.2), wobei das Medium durch dessen hydraulische Leitfähigkeit charakterisiert wird. Zu beachten ist, daß diese Werte für die ungesättigte Zone nur im Anfangsstadium der Ausbreitung (vermutlich nur in den ersten Wochen, in gut durchlässigen Bodenarten vielleicht nur in den ersten Tagen) gelten können, da die Verdunstung einen mehr oder weniger raschen „Abtrag“ der CKW-Phase und damit eine andere Verteilungsart - nämlich in Gasform - bewirkt (vgl. Kap. 2.3.3).

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

**Tab. 2.2: Residualsättigungswerte (Versuchsberichte der Bundesanstalt für Gewässerkunde)**

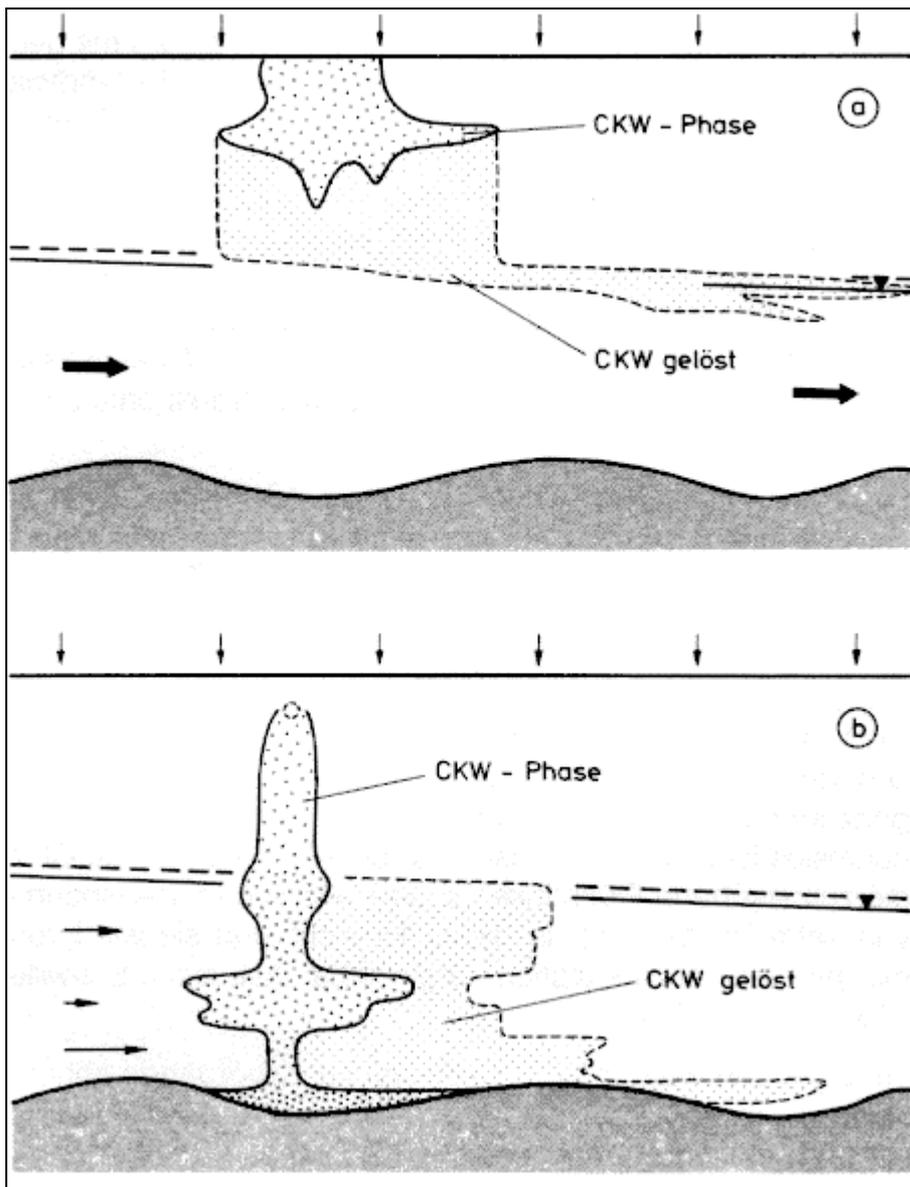
Abb. 2.3c - wie Abb. 2.3b - von einer punkt- bzw. linienförmigen Quelle aus. Wird von der infiltrierten CKW-Menge auch das Rückhaltevermögen der gesättigten Zone überschritten, dann sinkt die überschüssige Flüssigkeiten bis zur Sohle des Grundwasserleiters durch und breitet sich dort unter Bildung eines mehr oder weniger flachen „Hügels“ aus. Das Auseinanderfließen erfolgt unter dem Druck der nachdrängenden Flüssigkeiten unmittelbar auf der Sohle des Grundwasserleiters. Dort kann sie sich in Dellen und Mulden in erheblich höherer Sättigung, als sie der Residualsättigung entsprechen würde, sammeln und gewissermaßen CKW-Pfützen oder -Lachen bilden. Die Ausbreitung der CKW auf der Sohle folgt streng der tiefsten Linie des Reliefs.

### 2.3.2 Die Ausbreitung in wässriger Lösung

Die CKW-Phasen-Körper, in denen sich nach Erreichen des Endstadiums der Ausbreitung der flüssigen Phase diese nur noch im Zustand der Restsättigung befindet (soweit sich keine Ansammlungen gebildet haben), sind 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. Sowohl die pendulare als auch die insulare Verteilung schafft eine sehr große Kontaktfläche, durch die die Substanz und die gegebenenfalls in ihr zusätzlich enthaltenen Komponenten in das Wasser diffundiert (Abb. 2.4). Bei den meist sehr langsamen Fließgeschwindigkeiten wird unter der Voraussetzung gleichmäßige Verteilung der CKW schon nach kurzem Fließweg von wenigen Metern eine weitgehende gesättigte Lösung erreicht.

Man kann also davon ausgehen, daß sich unmittelbar unterhalb des CKW-Phasen-Körpers im Sickerbereich (Abb. 2.4a) und im Unterstrom des Körpers im Grundwasserbereich (Abb. 2.4b) eine Fahne mit gelösten Stoffen bildet (oft auch kurz als „Lösungszone“ bezeichnet), deren initiale Konzentration der Löslichkeit bzw. der Sättigungskonzentration des betreffenden Stoffes bzw. Stoffgemisches entspricht.

Die Dichte dieser wässrigen Lösung ist gegenüber der des Grundwassers meist nur geringfügig erhöht, so daß keine nennenswerte Tendenz zum Absinken im Grundwasserleiter besteht. Die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers in den einzelnen Lagen bestimmen zunächst die Form der Lösungszone (Abb. 2.4b).



**Abb. 2.4: Ausbreitung der CKW in wässriger Form**

CKW- „Lachen“, die sich auf der Sohle des Grundwasserleiters gebildet haben und in denen sich die CKW in höherem Sättigungsgrad angereichert haben, wirken vermutlich hemmend auf den Grundwasserdurchfluß, was allerdings wegen der in der Regel geringen Tiefe der „Pfützen“ praktisch ohne Bedeutung für den Gesamtabfluß bleibt. Beim Überströmen dieser Lachen gehen die CKW durch Diffusion in Lösung. Der Lösungsvorgang erfolgt wegen der geringeren Oberfläche langsamer als die Lösung der CKW im übrigen Bereich des Aquifers.

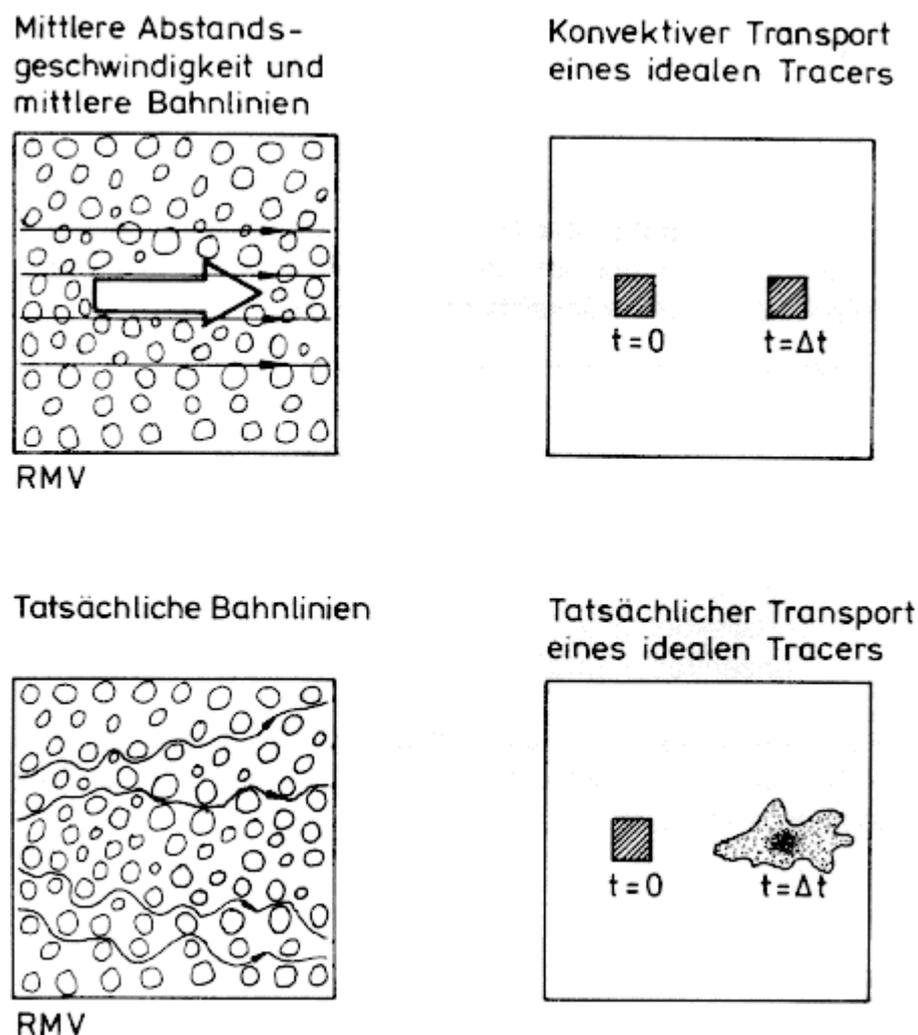
### Transportmechanismen

Die wesentlichen Prozesse, die den Transport gelöster CKW im Aquifer bestimmen, sind

- Konvektion
- Diffusion und Dispersion
- Adsorption
- chemische und biologische Reaktion

Als **konvektiver** Transport wird die Verfrachtung von Schadstoff in Richtung und mit der Abstandsgeschwindigkeit 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 Schadstofftransports werden Geschwindigkeiten im allgemeinen auch über die Tiefe des Aquifers gemittelt.

Der mittleren (konvektiven) Bewegung des Schadstoffes sind innerhalb des Mittungsvolumens Schwankungen nach Richtung und Betrag der Geschwindigkeit überlagert, die zu einer Vermischung und Aufweitung von Schadstoffverteilungen führen (Abb. 2.5).



**Abb. 2.5: Schematische Darstellung der Wirkungsweise von Konvektion und Dispersion (RMV: repräsentatives makroskopisches Volumen)**

Die daran beteiligten Prozesse werden entsprechend ihrem zunehmenden Einfluß klassifiziert:

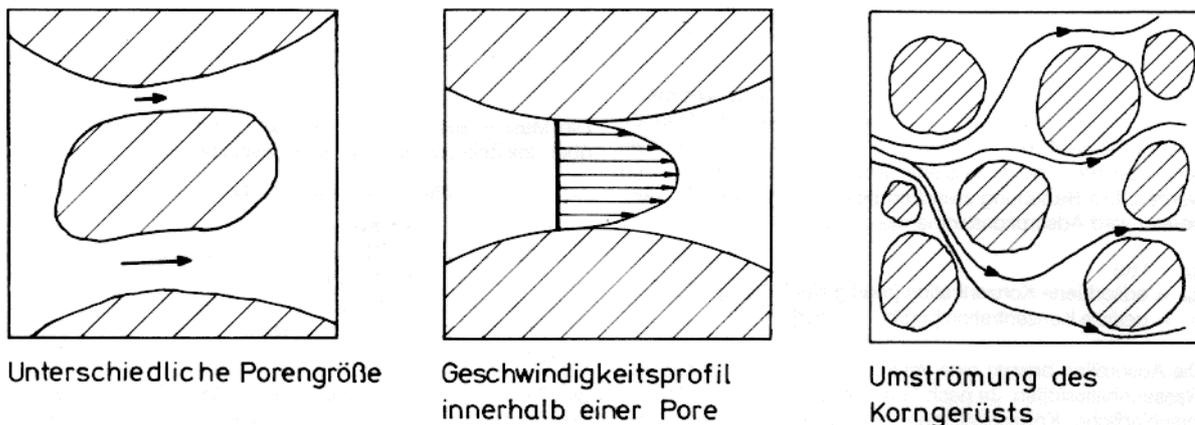
- Diffusion
- korngerüstbedingte Dispersion
- Makrodispersion

Die **molekulare Diffusion** wird durch Konzentrationsgradienten verursacht. Sie trägt zur Aufweitung von Schadstoffverteilungen nur dann merklich bei, wenn die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers extrem klein wird. Der Diffusionskoeffizient in Wasser von 10°C liegt bei  $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ . Er besagt, daß bei einem Konzentrationsgefälle von  $1 \text{ mg}/(\text{m}^3 \cdot \text{m})$  in der Sekunde  $10^{-9} \text{ mg}$  Schadstoff durch eine Fläche von  $1 \text{ m}^2$  senkrecht zum Konzentrationsgradienten transportiert werden.

Im allgemeinen wird der Diffusionseffekt übertroffen durch den Beitrag der **korngerüstbedingten Dispersion**, die durch

- Unterschiede in der Porengröße,
- Ausbildung eines ungleichförmigen Geschwindigkeitsprofils innerhalb eines Porenquerschnitts und
- Umlenkung der Strömung durch das feste Korngerüst mit resultierenden gewundenen Bahnen

verursacht wird (Abb. 2.6).



**Abb. 2.6: Ursachen der korngerüstbedingten Dispersion**

Bei der Ausbreitung von Schadstoffen über größere Entfernungen (bezogen auf die Mächtigkeit des Aquifers) wird die **Makrodispersion** dominant. Sie wird durch makroskopische Inhomogenitäten (z.B. Sandlinsen und Schichtungen) in der Durchlässigkeit und die damit verbundenen Fließgeschwindigkeitsschwankungen verursacht. Bei großräumigem Schadstofftransport, bei dem Tiefenmittel der Konzentration betrachtet werden, sind in der Hauptsache die vertikalen Unterschiede in der Durchlässigkeit für die Makrodispersion verantwortlich. Der bei tiefengemittelter Probenahme im Feld beobachtbare Vermischungseffekt infolge Makrodispersion im geschichteten Aquifer ist in Abb. 2.7 schematisch dargestellt.

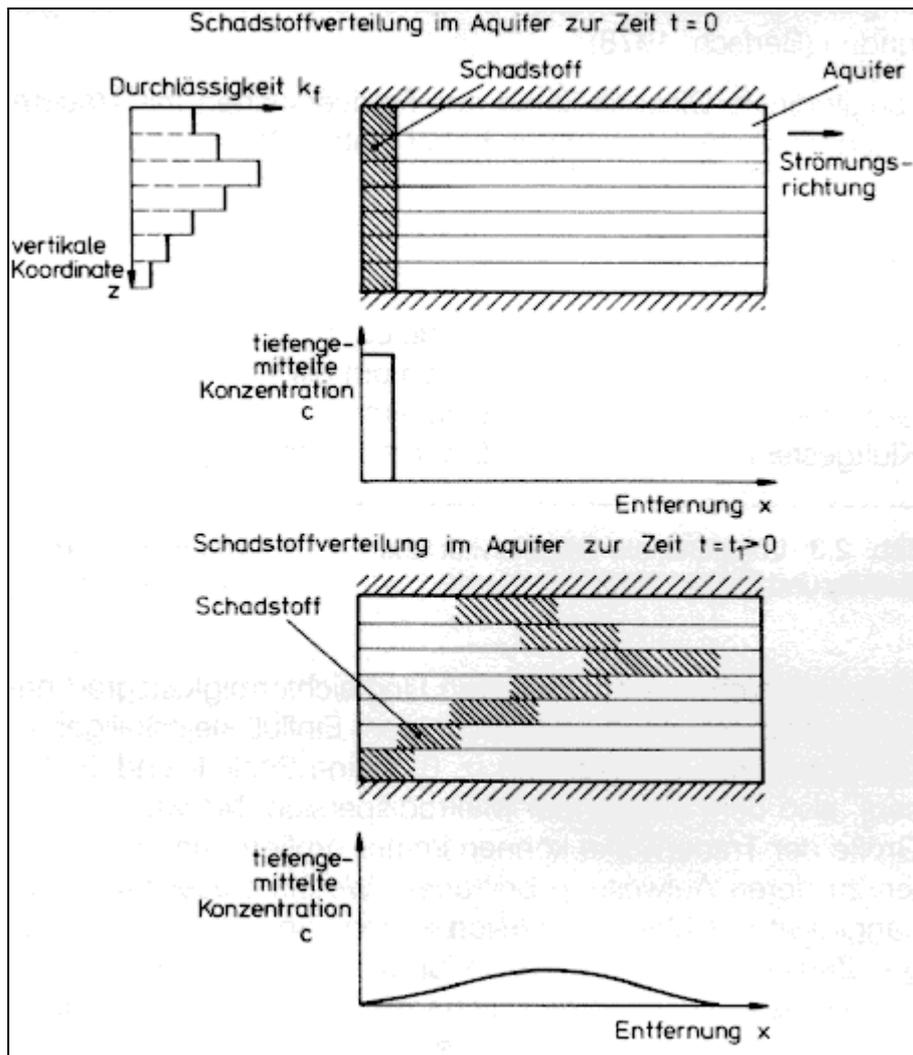


Abb. 2.7: Schematische Darstellung der Wirkungsweise der Makrodispersion

Die Größe von Dispersionseffekten wird in Analogie zur Diffusion durch einen Dispersionskoeffizienten quantifiziert. Es wird nach longitudinaler Dispersion (Vermischung in Fließrichtung) und transversaler Dispersion (Vermischung senkrecht zur Fließrichtung) unterschieden. Die Dispersionskoeffizienten sowohl der korngerüstbedingten Dispersion als auch der Makrodispersion werden als Produkt einer aquiferabhängigen Dispersivität und der mittleren Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers dargestellt (Scheidegger, 1957).

Longitudinaler Dispersionskoeffizient  $D_L = \alpha_L u$  [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

Transversaler Dispersionskoeffizient  $D_T = \alpha_T u$  [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

$\alpha_L$  = longitudinale Dispersivität [m]

$\alpha_T$  = transversale Dispersivität [m]

$u$  = Betrag der Abstandsgeschwindigkeit der Grundströmung [m/s].

Die korngerüstbedingte Dispersivität ist eine Bodenkenngröße. Sie wächst mit abnehmender Porosität, wachsender Korngröße, abnehmendem Rundungsgrad und wachsendem Ungleichförmigkeitsgrad des Lockergesteins (Klotz, 1973). In Laborversuchen mit unterschiedlichen

körnigen Medien wurden longitudinale Dispersivitäten zwischen 0,01 cm und 1 cm gefunden (Bertsch, 1978).

Longitudinale Dispersivitäten aus Feldversuchen mit Tracern liegen um Größenordnungen höher (Tab. 2.3).

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

**Tab. 2.3: Longitudinale Dispersivität aus Feldversuche mit Tracern (Lenda und Zuber, 1970)**

Dies liegt nicht nur am größeren Ungleichförmigkeitsgrad natürlicher Böden, sondern auch an dem Einfluß kleinskaliger Inhomogenitäten des Aquifers (z.B. kleine Schluff- und Tonlinsen), also dem Einsatz der Makrodispersion. Mit wachsender Größe der Tracerwolke können immer größere Inhomogenitäten zu deren Aufweitung beitragen. Wegen dieser Skalenabhängigkeit der Makrodispersion können keine allgemeingültigen Zahlenwerte oder Formeln für die longitudinalen Dispersivitäten des großräumigen Schadstofftransports angegeben werden. In der Literatur sind Werte zwischen 0,1 m und einige 100 m für Porengrundwasserleiter zu finden.

Die transversale Dispersivität ist generell eine Größenordnung 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 in der Literatur zu finden (Pickens, Grisack, 1980).

Die meisten 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.

$$C_a = f(c)$$

$C_a$  = adsorbierte Konzentration [mg/kg Kornmatrix]

$C$  = gelöste Konzentration [mg/kg Wasser]

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

$$C_a = K_D \cdot C$$

$$K_D = \text{konstant} \left[ \frac{\text{m}^3 \text{ Wasser}}{\text{Kg Matrix}} \right]$$

so wird der Transportvorgang gleichmäßig um einen konstanten Faktor zeitverzögert. Dies ist bei den CKW der Fall. Verzögerungsfaktoren und ihre Einflußgrößen werden nachfolgend dargestellt.

Während bei Konvektion, Difusion-Dispersion und Adsorption die Schadstoffmasse unverändert bleibt, verändern **chemische und biochemische Reaktionen** die Schadstoffbilanz. Die meisten CKW sind im Grundwasser so lange beständig, daß Reaktionen unberücksichtigt bleiben können.

Die Abbaureaktion wird in der einfachsten Form als Reaktion 1. Ordnung beschrieben, bei der die Abbaurrate zur vorhandenen Konzentration direkt proportional ist:

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

$t$  = Zeit [s]

$\lambda$  = Zerfallskonstante [1/s]

$c$  = Konzentration [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ]

Die Zerfallskonstante  $\lambda$  hängt mit der Halbwertszeit  $T_{1/2}$ , also der Zeit, in der die Schadstoffmasse auf die Hälfte der Anfangsmasse reduziert wird, über die Gleichung

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

zusammen.

Die quantitative Beschreibung des Schadstofftransports läßt sich in einer **Transportgleichung** zusammenfassen. Diese wird aus der Massenbilanz über ein Kontrollvolumen gewonnen. Als Beispiel sei die Transportgleichung in zwei Dimensionen betrachtet, die in der Berechnung der regionalen Ausbreitung von CKW-Fahnen angewandt wird. Das Kontrollvolumen ist ein Quader von der Höhe der Mächtigkeit des Aquifers und den horizontalen Abmessungen  $\Delta x$ ,  $\Delta y$  (Abb. 2.8).

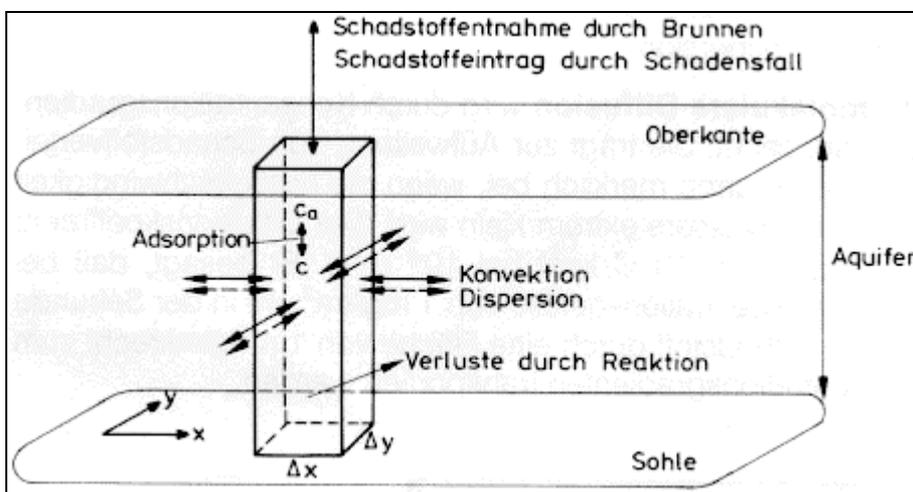


Abb.2.8: Beiträge zur Schadstoffmassenbilanz am Kontrollvolumen

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

Zunahme der gelösten Schadstoffmasse

- = Nettoeintrag durch Konvektion
- + Nettoeintrag durch Diffusion und Dispersion
- + Eintrag aus Schadstoffquellen
- Entnahme durch Brunnen
- Verluste durch Abbaureaktionen
- Adsorption an der Kornmatrix

gilt. Daraus wird durch Grenzübergang  $\Delta x \rightarrow 0$ ,  $\Delta y \rightarrow 0$ ,  $\Delta t \rightarrow 0$  die Transportgleichung, eine partielle Differentialgleichung zweiter Ordnung, gewonnen.

$$\begin{aligned} \underbrace{\frac{\delta c}{\delta t}}_1 &= - \underbrace{\frac{\delta}{\delta x} (u_x c) - \frac{\delta}{\delta y} (u_y c)}_2 + \underbrace{\frac{\delta}{\delta x} D_{xx} \frac{\delta c}{\delta x} + \frac{\delta}{\delta x} D_{xy} \frac{\delta c}{\delta y}}_3 \\ &+ \underbrace{\frac{\delta}{\delta y} D_{yx} \frac{\delta c}{\delta x} + \frac{\delta}{\delta y} D_{yy} \frac{\delta c}{\delta y}}_3 - \underbrace{\frac{\rho \cdot K_D}{n_e} \cdot \frac{\delta c}{\delta t}}_4 \\ &- \underbrace{\lambda c \left(1 + \frac{\rho K_D}{n_e}\right)}_5 + \underbrace{\frac{W}{n_e}}_6 - \underbrace{\frac{q}{H n_e} c}_7 \end{aligned}$$

- 1 Speicherung
- 2 Konvektion
- 3 Diffusion und Dispersion
- 4 Adsorption
- 5 Abbaureaktion
- 6 Eintrag durch Schadstoffquellen
- 7 Entnahme durch Brunnen

- c = gelöste Schadstoffkonzentration (Tiefenmittel) [mg/m<sup>3</sup>]
- t = Zeit [s]
- x,y = horizontale Ortskoordinaten [m]
- u<sub>x</sub>, u<sub>y</sub> = x,y-Komponente der Abstandsgeschwindigkeit (Tiefenmittel) [m/s]
- u = Betrag der Abstandsgeschwindigkeit [m/s]

$$\begin{pmatrix} D_{xx} & D_{xy} \\ D_{yx} & D_{yy} \end{pmatrix} = \text{Diffusions-Dispersionstensor [m}^2/\text{s]}$$

$$D_{xx} = \alpha_L \frac{U_x^2}{U} + \alpha_T \frac{U_y^2}{U} + D_m$$

$$D_{yy} = \alpha_T \frac{U_x^2}{U} + \alpha_L \frac{U_y^2}{U} + D_m$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{U_x U_y}{U}$$

$\alpha_L$	=	longitudinale Dispersivität [m]
$\alpha_T$	=	transversale Dispersivität [m]
$D_m$	=	molekularer Diffusionskoeffizient [m <sup>2</sup> /s]
$n_e$	=	effektive Porosität [-]
$\varphi$	=	Schüttdichte des Kornmaterials [kg/m <sup>3</sup> ]
$K_D$	=	Adsorptionskoeffizient [m <sup>3</sup> ]
$\lambda$	=	Zerfallskonstante [1/s]
$W$	=	Volumenbezogene Quellstärke [mg/ m <sup>3</sup> /s]
$q$	=	auf die Fläche bezogene Entnahmerate [m/s]
$H$	=	Mächtigkeit des Aquifers [m]

Die Kenntnis der Grundwasserströmung, die über die Abstandsgeschwindigkeit in die Transportgleichung eingeht, ist dabei vorausgesetzt. Das Zusammenwirken der beim Transport auftretenden Phänomene ist in Abb. 2.9 am Beispiel eines eindimensionalen Grundwasserleiters dargestellt. Die praktische Anwendung der Transportgleichung auf Schadensfälle ist in Kapitel 3.5.1 erläutert.

## Retardierungs- und Abbauvorgänge

### Retardierung durch Adsorption

Untersuchungen zur Sorption von in Wasser gelösten CKW an Bodenbestandteilen in Grundwasserleitern zeigen im interessierenden Konzentrationsbereich (< 3000-5000 mg/m<sup>3</sup>) eine lineare Abhängigkeit der sorbierten Stoffmenge, d.h. der Beladung  $c_a$  von der Konzentration  $c$ . Zur Beschreibung dieses Zusammenhangs kann deshalb die folgende Beziehung (Isothermengleichung) herangezogen werden (Karickhoff et al. 1979; Briggs, 1981; Schwarzenbach et al. 1981):

$$c_a = K_D \cdot c$$

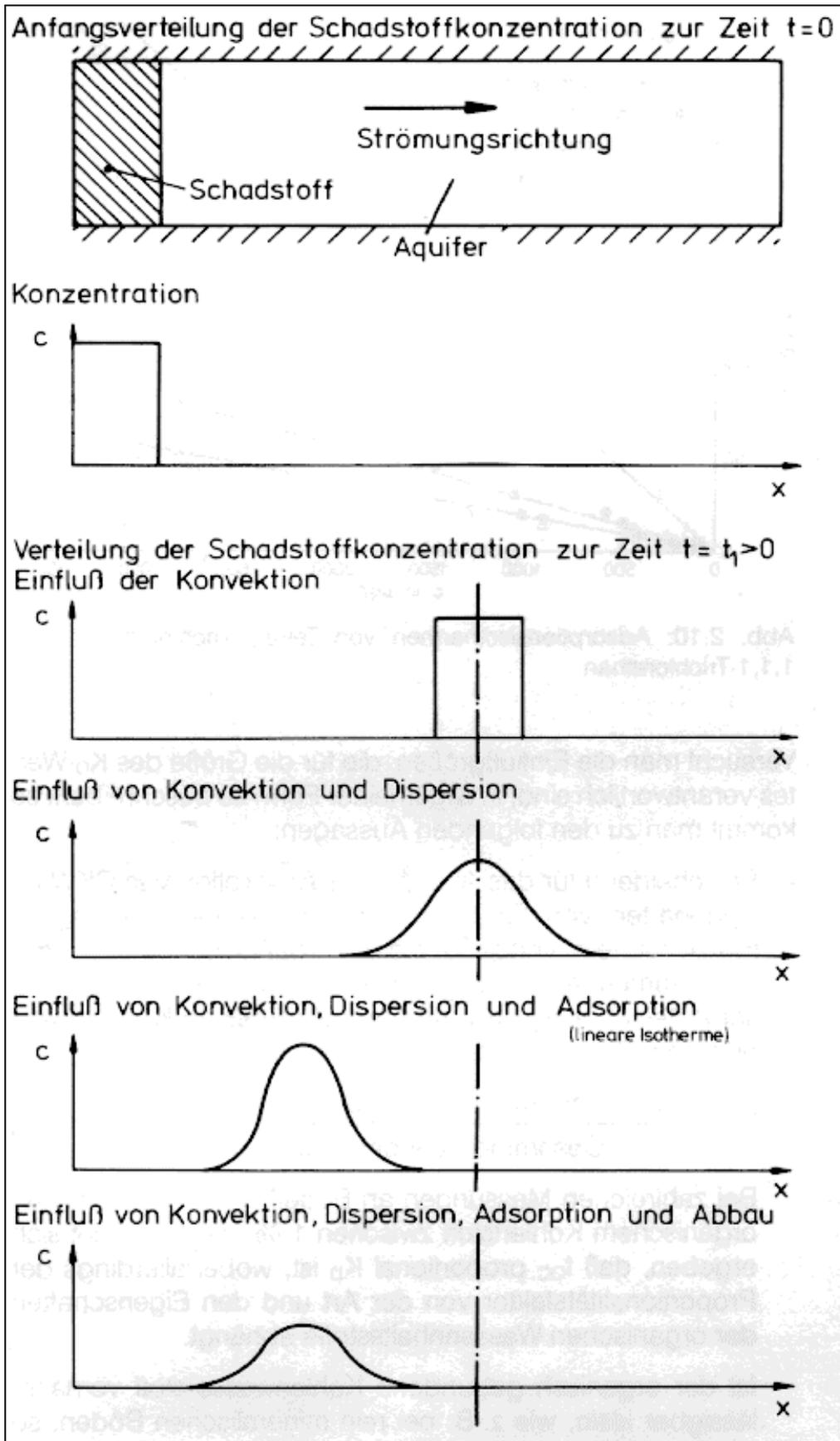


Abb. 2.9: Schematische Darstellung der Wirkungsweise der am Transport beteiligten Prozesse (Annahme: Gelöste Anfangskonzentration im Fall mit Adsorption gleich der im adsorptionsfreien Fall)

Werden  $c$  in  $\mu\text{g/l}$  und  $c_a$  in  $\mu\text{g/kg}$  angegeben, so ergeben sich für die Sorptionskonstante  $K_D$  die Einheiten  $\text{l/kg}$  bzw.  $\text{cm}^3/\text{g}$  oder mit der Dichte des Wassers von  $1 \text{ kg/l}$  die Einheiten  $\text{kg/kg}$  bzw.  $\text{g/g}$ .

Der Wert der Sorptionskonstanten  $K_D$  ist ein Maß für die Stärke der Sorptiv-Sorbens-Wechselwirkungen. Je größer die Affinität des Sorptivs (CKW) zum Bodenmaterial ist, desto größer ist  $K_D$ . Dies verdeutlicht die Abb. 2.10. in der drei Isothermen, die für Torf ermittelt wurden, dargestellt sind. Man erkennt, daß das Tetrachlorethylen erheblich besser adsorbiert wird als Trichlorethylen und 1,1,1-Trichlorethan. Man sieht ferner, daß die Meßpunkte aller drei Stoffe durch lineare Isothermen beschrieben werden können. Aber auch die Bodenart hat einen erheblichen Einfluß auf die Lage der Sorptionsisothermen.

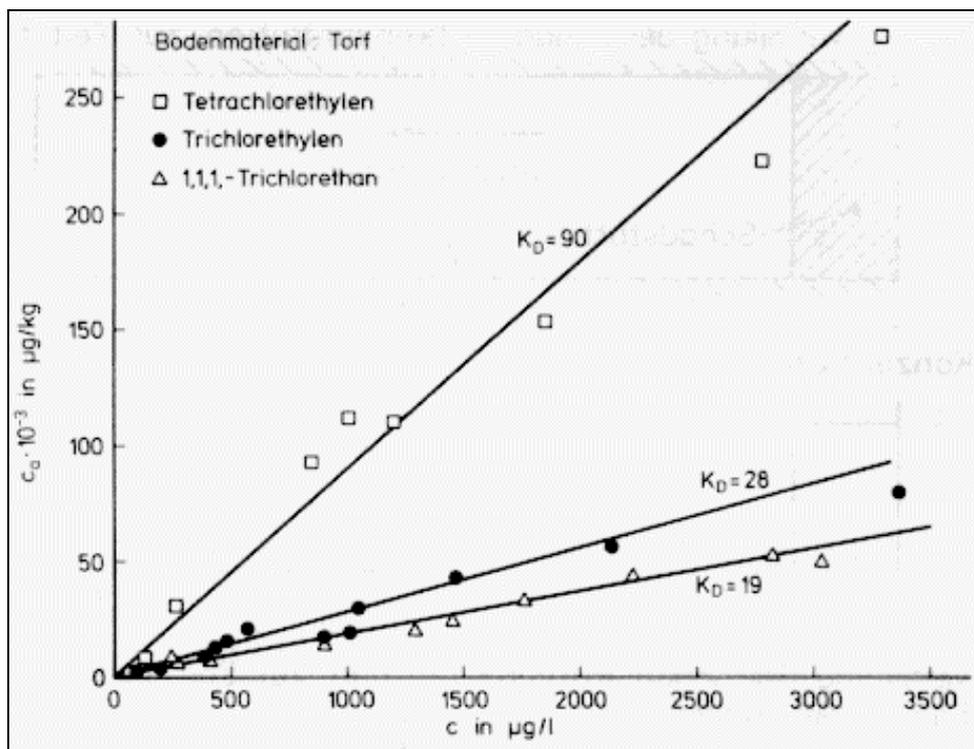


Abb. 2.10: Adsorptionsisothermen von Tetra-, Trichlorethylen und 1,1,1-Trichlorethan

Versucht man die Einflußgrößen, die für die Größe des  $K_D$ -Wertes verantwortlich sind, in allgemeiner Form zu beschreiben, so kommt man zu den folgenden Aussagen:

Entscheidend für das Ausmaß der Adsorption von CKW an Bodenarten von Grundwasserleitern ist deren Anteil an möglichst fein verteilten festen organischen Stoffen wie z.B. Humus. Am genauesten und sichersten läßt sich dieser Anteil über den **organisch gebundenen Kohlenstoff** erfassen. Dabei gilt folgende Definition:

$$f_{oc} = \frac{\text{org. geb. Kohlenstoff in einer Probe (g)}}{\text{Gesamtgewicht der Probe (g)}}$$

Bei zahlreichen Messungen an Böden mit einem Anteil an organischem Kohlenstoff zwischen 1% und 50% hat sich ergeben, daß  $f_{oc}$  proportional  $K_D$  ist, wobei allerdings der Proportionalitätsfaktor von der Art und den Eigenschaften der organischen Wasserinhaltsstoffe abhängt.

Ist der organisch gebundene Kohlenwasserstoff vernachlässigbar klein, wie z.B. bei rein mineralischen Böden, so werden CKW praktisch nicht adsorbiert.

Als Maß für die Sorptionseigenschaften der Sorptive hat sich das **Oktanol/Wasser-Verteilungsverhältnis** bewährt, das wie folgt definiert ist (Briggs, 1981, Chiou et al. 1977, Leo et al. 1971, Neely, 1979):

$$K_{ow} = \frac{C_{i, Oct}}{C_{i, W}} \quad c \text{ in mg/l}$$

Wie man der Definition entnehmen kann, wird der  $K_{ow}$ -Wert experimentell in der Weise bestimmt, daß die zu testende organische Substanz mit einem Gemisch aus Oktanol und Wasser so lange geschüttelt wird, bis sich das Verteilungsgleichgewicht eingestellt hat. Die Gleichgewichtslage und somit auch den Verteilungskoeffizient  $K_{ow}$ - kann man durch direkte Analysen der Konzentrationen in beiden Phasen oder durch die Messung in einer Phase und Bilanzierung ermitteln.

Die  $K_{ow}$ -Wert liegen für zahlreiche Stoffe tabelliert vor (Hansch and Leo, 1979). Darüber hinaus ist es möglich, den  $K_{ow}$ -Wert direkt aus der Strukturformel der interessierenden Substanz zu errechnen (Leo et al. 1971, Fujita et al., 1964, Hansch et al. 1979), oder man kann die von verschiedenen Autoren (Chiou et al. 1977, Karickhoff et al., 1979, Briggs, 1981) angegebenen Korrelationen mit der Wasserlöslichkeit der Substanzen zur Abschätzung benutzen.

In der Tabelle 2.4 sind einige der Literatur entnommenen  $K_{ow}$ -Wert zusammengestellt.

Name	Formel	Log K	$K_{OW}$
Tetrachlorethylen	$C_2Cl_4$	2,88 (2,60)	759 (398)
Trichlorethylen	$C_2HCl_3$	2,29	195
1,1,1,-Trichlorethan	$C_2H_3Cl_3$	2,17 (2,49)	148 (309)
Dichlormethan	$CH_2Cl_2$	1,25	17,8
Chloroform	$CHCl_3$	1,97	93

**Tab. 2.4: Oktanol/Wasser - Verteilungskoeffizienten**

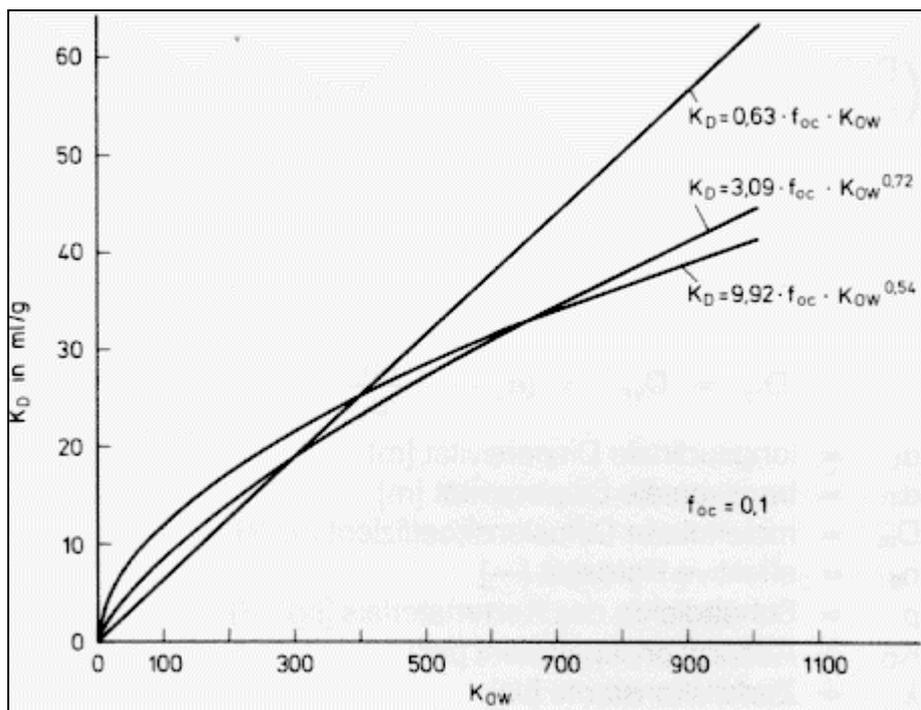
Für die mathematische Beschreibung des Zusammenhangs zwischen dem  $K_D$ -Wert zur Festlegung des Adsorptionsgleichgewichts und den  $f_{oc}$ - bzw.  $K_{ow}$ -Werten gibt es eine Reihe von Vorschlägen in der Literatur. Sie sind alle durch eine Regressionsrechnung mit möglichst vielen Meßergebnissen gewonnen worden. Als Beispiele werden im folgenden drei dieser empirischen Gleichungen angegeben (Karickhoff et al., 1979; Briggs, 1981 und Schwarzenbach et al., 1981).

$$K_D = 0,63 f_{oc} K_{ow} \quad (1)$$

$$K_D = 9,92 f_{oc} K_{ow}^{0,54} \quad (2)$$

$$K_D = 3,09 f_{oc} K_{ow}^{0,72} \quad (3)$$

Aus der Abb. 2.1.1 erkennt man, daß die angegebenen drei empirisch ermittelten Funktionen trotz der deutlich voneinander abweichenden Konstanten im interessierenden Bereich bis etwa  $K_{ow} = 700$  zu recht ähnlichen  $K_D$ -Werten führen.



**Abb. 2.1.1: Empirische Bestimmung der Sorptionskonstanten mit den Korrelationen**

Die Gleichung (1) wurde bei Sorptionsversuchen mit hydrophoben aromatischen Kohlenwasserstoffen und einem  $K_{ow}$ -Wert zwischen 128 und  $2,2 \cdot 10^6$  an Sedimenten ( $f_{oc} = 0,001 - 0,033$ ) ermittelt, während die Gleichung (2) aus einer Korrelation von Meßergebnissen mit halogenierten Kohlenwasserstoffen ( $1,1 \leq \log K_{ow} \leq 7,4$ ) an Böden mit  $f_{oc}$ -Werten zwischen 1% und 6% resultiert. Den Angaben in der Gleichung (3) liegen dagegen Daten zugrunde, die

mit Tetrachlorethylen bzw. mit chloresubstituierten Benzolen bei der Messung an Böden mit  $f_{oc}$ -Werten von 0,001 - 0,052 und  $K_{ow}$ -Werten von 400-50 000 erhalten wurden. Sie beschreiben somit wohl am sichersten das Verhalten der in der Praxis gefundenen CKW im Boden. Es wird daher empfohlen, diese Beziehung für praxisnahe Berechnungen zu verwenden.

### Sorptionsverhalten von Sorptivgemischen

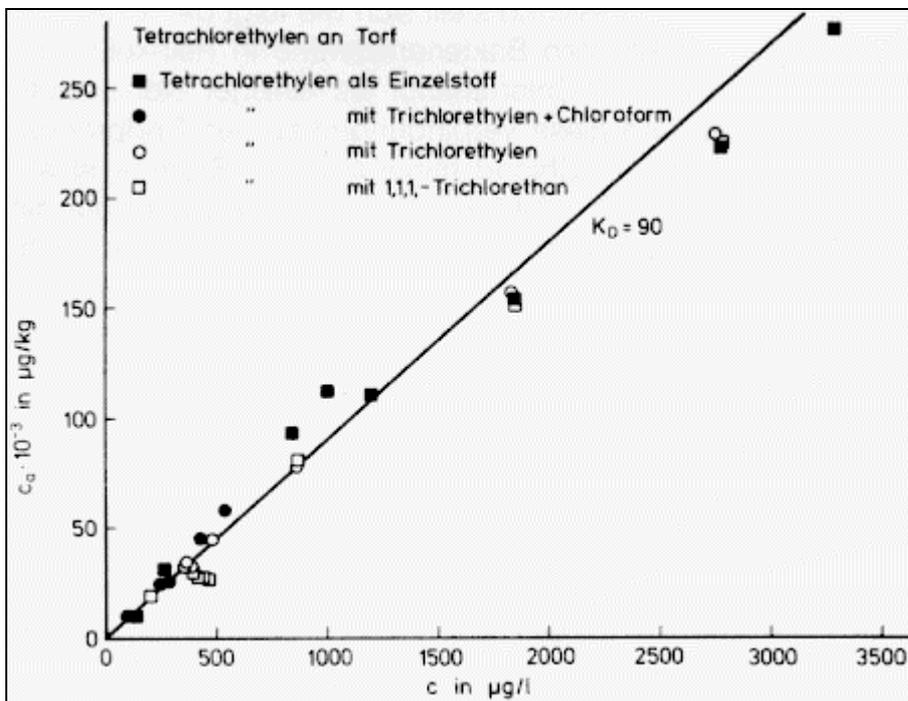
Aus der Tabelle 2.4 kann man erkennen, daß die  $K_{ow}$ -Werte der in Grundwässern vorkommenden CKW stark voneinander abweichen. Sie haben deshalb unter sonst gleichen Bedingungen unterschiedliche  $K_D$ -Werte. Das bestätigen auch die Ergebnisse aus der Abb. 2.10.

Allerdings müßte man nach der Höhe der  $K_{ow}$ -Werte in der Literatur für die Verhältnisse zwischen den  $K_D$ -Werten von Tetra- und Trichlorethylen einerseits und Tetrachlorethylen und 1,1,1-Trichlorethan andererseits Werte von 1,7 und 2,0 erwarten. Das Experiment lieferte dagegen Relationen von 3,2 bzw. 4,7.

Eine derartige Abweichung zwischen Meßergebnis und aus empirischen Korrelationen errechneten Resultaten wird häufig beobachtet. Sie ist in erster Linie auf die unterschiedliche Zusammensetzung der organischen Stoffe im Boden und auf die daraus resultierenden Verschiedenheiten im Adsorptionsverhalten derselben zurückzuführen. Werden im Einzelfall konkrete Aussagen benötigt, so sind die  $K_D$ -Werte experimentell zu ermitteln. Da Grundwasserleiter bezüglich des organisch gebundenen Kohlenstoffgehalts sehr heterogen sein können, sind zuverlässige Aussagen über den  $f_{oc}$ -Wert nur durch eine große Anzahl von Bodenuntersuchungen zu erhalten.

Sind gleichzeitig mehrere unterschiedlich sorbierende CKW in den Grundwasserleiter eingedrungen, so können aus den unterschiedlichen Ausbreitungsgeschwindigkeiten der Stoffe Rückschlüsse auf das Sorptionsvermögen des Bodens gezogen werden, wenn bekannt ist, wie sich die Stoffe bei der Adsorption gegenseitig beeinflussen und wenn keine Abbaureaktionen stattfinden.

Um dies zu überprüfen, ist die Adsorption von Tetrachlorethylen an Torf sowohl als Einzelstoff als auch in Mischung mit Trichlorethylen, 1,1,1-Trichlorethan sowie mit Chloroform untersucht worden. Das Ergebnis dieser Messungen ist in der Abb. 2.12 dargestellt.



**Abb. 2.12: Sorptionsisotherme von Tetrachlorethylen als Einzelstoff und im Gemisch**

Man kann daraus erkennen, daß bei den Böden im Gegensatz zur Aktivkohle keine gegenseitige Verdrängung im Bereich niedriger Konzentration stattfindet. Dies bedeutet, daß die ei-

zelen Stoffe im Boden unabhängig voneinander adsorbiert und transportiert werden und erleichtert die Auswertung von Untersuchungsbefunden aus der Praxis.

### Adsorption und Retardierung in der Praxis

Praktische Beobachtungen zeigen, daß sowohl in sauerstoffhaltigen als auch in nitrathaltigen Grundwässern nicht mit einer Retardierung von CKW durch Adsorptionsvorgänge gerechnet werden muß. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die organischen Substanzen, die auch für die Sorption verantwortlich sind, von Sauerstoff bzw. Nitrat (Denitrifikation) weitgehend oxidiert worden wären, sofern sie einmal vorhanden waren.

Liegen dagegen sauerstoffarme, reduzierte Wässer vor, so sind Adsorptionseffekte wahrscheinlich, und es muß mit Transportverzögerungen bei den CKW gerechnet werden. Ein anschauliches Maß für die Verzögerung ist der Retardierungs- oder Verzögerungsfaktor  $R$ , für den gilt:

$$R = 1 + \frac{\rho}{n_e} * K_D$$

Mit typischen Werten für die Porosität  $n_e$  und die Schüttdichte  $\rho$  von  $n_e = 0,2$  und  $\rho = 2000 \text{ kg/m}^3$  ergibt sich mit  $K_D$  in  $\text{cm}^3/\text{g}$ :

$$R = 1 + 10 \cdot K_D$$

Man erkennt aus dieser Gleichung den großen Einfluß des Wertes von  $K_D$  auf den Verzögerungsfaktor. Nur bei kleinen  $K_D$ -Werten ( $\leq 0,1$ ) wirken sich die bei der Ermittlung begangenen Fehler auf den Wert des Verzögerungsfaktors kaum aus, so daß eine Bestimmung oft sogar entfallen kann.

In vielen Fällen ist es ferner ausreichend, den  $f_{oc}$ -Wert möglichst genau zu ermitteln und den  $K_D$ -Wert über eine der empirischen Gleichungen wie z.B. die Gleichung (3) zu berechnen. Welche Unterschiede in der Praxis bei einem derartigen Vorgehen im Vergleich zur direkten Messung der  $K_D$ -Werte erhalten werden können, zeigt die Tab. 2.5 an einigen Beispielen.

Neben Torf sind hier auch Bodenproben untersucht worden, sowie Braunkohlen, wie sie insbesondere in Norddeutschland in Grundwasserleitern angetroffen werden. Abweichungen zwischen Messung und Rechnung gibt es beim Torf und in umgekehrter Richtung bei der Braunkohle. Man kann sie mit der Struktur der organischen Stoffe und über deren Herkunft klären.

Es ist jedoch zu beachten, daß die organischen Bodenbestandteile im allgemeinen nicht gleichmäßig im Grundwasserleiter verteilt sind. Einzelne Schichten mit hohem Kohlenstoffgehalt können zur Folge haben, daß die insgesamt im Boden vorhandene CKW-Menge wesentlich größer ist als die Summe der im Wasser gelösten und der in reiner Phase vorliegenden Menge. Die Dauer von Sanierungsmaßnahmen kann dadurch wesentlich verlängert werden. Bei der Berechnung der Ausbreitungsgeschwindigkeit hingegen ist die Annahme  $R = 1$  am pessimistischsten. Wegen der Heterogenität von Grundwasserleitern sollte der  $f_{oc}$ -Wert immer für mehrere Bodenproben bestimmt werden. Einen Überblick über die Analysemethoden zur Ermittlung des  $f_{oc}$ -Wertes gibt der folgende Abschnitt.

Bestimmung des  $f_{oc}$ -Wertes

Die in der Praxis interessierenden  $f_{oc}$ -Werte liegen zwischen 0,001 und 0,1. Außerdem enthalten alle Bodenproben nicht nur organisch, sondern in meist erheblich größerer Konzentration auch anorganisch gebundenen Kohlenstoff. Es ist vor allem dieser Sachverhalt sowie die erwünschte niedrige Erfassungsgrenze, die eine analytische Bestimmung des  $f_{oc}$ -Wertes erschwert.

So erhält man beispielsweise bei der in den „Deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung“ (DEV S3) beschriebenen Messung des Glühverlustes nach allen dazu durchgeführten Untersuchungen nur stark fehlerbehaftete Werte. Verantwortlich dafür ist einmal, daß nicht alles Kristallwasser beim Trocknen (105°C) entweicht und daß ein Teil der anorganischen Karbonate auch bei 550°C schon zerfällt. Auch die Verbrennung der organischen Verbindungen ist bei dieser Temperatur nicht immer vollständig.

Sorbens	$f_{oc}$ g/g	Sorptiv	$K_D$ (3) cm <sup>3</sup> /g	$K_D^{exp}$ cm <sup>3</sup> /g	$R^{emp}$	$R^{exp}$
Torf (unbekannter Herkunft, Gärtnereibedarf)	0,473	Tetra Tri 1,1,1-Tri	109	90	1090	900
			65	28	650	280
			53	19	530	190
fossiles Holz (Insultheimer Hof, MeBst. 766 306, Tiefe: 8,50 - 8,90 m)	0,448	Tetra Tri	103 62	82 42	1030 620	820 420
torfiger Schluff (Hockenheim, MeBst. 705 256, Tiefe: 11,9 - 12,2 m)	0,103	Tetra	24	20	240	200
torfiger Schluff (Muckensturm, Tiefe: ~ 20 m)	0,058	Tetra	13	21	130	215
Braunkohle (Hannover-Fuhrberg, Wasserwerks- brunnen 6, Tiefe: ~ 13 m)	0,59	Tetra	136	433	1360	4330
Braunkohle (Hannover-Fuhrberg, Beregnungs- brunnen 1, Tiefe: ~ 20 m)	0,62	Tetra	139	970	1390	9700

**Tab. 2.5: Vergleich empirischer und experimenteller Sorptionskonstanten bzw. Retardierungsfaktoren für Böden mit hohen Anteilen an organischem Kohlenstoff**

Recht genaue Meßergebnisse erhält man dagegen bei der Naßoxidation mit Chromschwefelsäure. Dabei wird die zu untersuchende Substanz in angesäuertem Wasser dispergiert, und es wird zuerst das anorganische CO<sub>2</sub> durch Ausblasen vollständig entfernt. Anschließend erfolgt eine Oxidation der organischen suspendierten Stoffe mit Chromschwefelsäure im Überschuß bei 140°C. Die Menge des dabei entstehenden CO<sub>2</sub> wird in einem Infrarot-Gasanalysator gemessen und ergibt nach Umrechnung den Anteil an organisch gebundenem Kohlenstoff. Man erfaßt dabei nach den vorliegenden Untersuchungen immer mindestens 95% der organischen Bodenbestandteile.

Nachdem diese Methode aber doch recht aufwendig ist, wurde zusätzlich überprüft, ob man nicht auch durch eine einfache NaOH-Extraktion zuverlässige Meßwerte erhalten kann. Dazu werden 1-2 g der zu untersuchenden Probe in 150 ml 2n NaOH suspendiert und 2 Stunden auf 90°C erhitzt. Nach dem Abkühlen wird über Glasfaserfilter abfiltriert, verdünnt und neutralisiert.

siert sowie evtl. ein zweites Mal filtriert. In der so erhaltenen Probe wird dann auf bekannte Weise die Konzentration an gelöstem organisch gebundenem Kohlenstoff (DOC) ermittelt.

Die bisher durchgeführten Messungen haben gezeigt, daß man dabei in praktisch allen Fällen ca. 70% des  $f_{oc}$ -Wertes erfaßt, so daß der  $f_{oc}$ -Wert auch mit dieser Analysenmethode mit ausreichender Genauigkeit bestimmt werden kann. Die einfache Methode erfordert vor allem keine besonderen Apparaturen und kann in jedem Laboratorium durchgeführt werden.

Die Bestimmung kann ferner, da sie so einfach möglich ist, auch an mehreren Bodenproben durchgeführt werden und ermöglicht unter Anwendung der beschriebenen empirischen Zusammenhänge eine für fast alle praktischen Belange ausreichend genaue Ermittlung des Retardierungsfaktors und darauf aufbauende Voraussagen über zu erwartende Veränderungen der CKW-Konzentrationen in Grundwässern.

### **Gesichtspunkte zum mikrobiologischen Abbau**

Bei mehreren Schadensfällen wurde beobachtet, daß Dichlormethan im Gegensatz zu den übrigen im Grundwasser angetroffenen CKW nach kurzer Fließstrecke im Grundwasser nicht mehr nachweisbar war (vgl. Kap. 5.2.3). Ein Absinken von Dichlormethan in tiefere Grundwasserstockwerke konnte ausgeschlossen werden. Es lag deshalb die Vermutung nahe, daß ein mikrobieller Abbau von Dichlormethan im Grundwasser stattfindet. Mikrobielle Abbauvorgänge von CKW im Grundwasser wurden bisher nicht umfassend untersucht, so daß wissenschaftlich abgesicherte Ergebnisse nicht vorliegen. Der derzeitige Kenntnisstand stellt sich wie folgt dar. Unter Laborbedingungen konnten Bakterienstämme in Reinkultur mit Dichlormethan bzw. 2-Chlorethanol als einziger Kohlenstoffquelle wachsen und diese Verbindungen zu den Endprodukten Kohlendioxid und Chlorid mineralisieren (Brunner et al., 1980). Der Abbau von 1,2-Dichlorethanol konnte bisher nur mit einer Mischkultur, bestehend aus zwei Bakterienarten, erreicht werden (Stucki et al. 1981). Bei den Untersuchungen wurden die den Abbau begrenzenden Faktoren, wie Konzentration der CKW, der pH-Wert und die Konzentration der freigesetzten Chlorid-Ionen bestimmt.

Um Informationen über mögliche Abbauvorgänge von CKW im Grundwasser zu erhalten, wurden in einer im Frühjahr 1983 durchgeführten Untersuchungsaktion Grundwasserproben von zwei Schadensfällen in Baden-Württemberg entnommen. Erste Untersuchungsergebnisse zeigten, daß die Grundwasserproben, welche Dichlormethan enthielten, auch hohe Koloniezahlen von Dichlormethan-abbauenden Bakterien aufwiesen.

Auch das in jüngster Zeit immer häufiger festgestellte Auftreten von cis-1,2-Dichlorethylen könnte auf mikrobiologische Abbauvorgänge im Untergrund hindeuten. Wenn man davon ausgeht, daß technische Produkte in der Regel die beiden cis und trans - Isomeren von 1,2-Dichlorethylen enthalten und trans - 1,2-Dichlorethylen bei Schadensfällen bisher noch nicht nachgewiesen wurde, liegt die Vermutung nahe, daß ein Abbau von trans-1,2-Dichlorethylen erfolgt sei.

Es sind jedoch noch weitere Forschungen notwendig, um die mikrobiologisch bedingten Stoffumwandlungen im Untergrund zu erfassen (Bouwer, E.J., McCarthy P.L., 1983, Hanert H.H., Kästner M., 1985)<sup>1</sup>.

### 2.3.3 Die Ausbreitung als Gasphase

Die hohe Flüchtigkeit der meisten CKW bewirkt ein relativ rasches Verdunsten dieser Stoffe auch in der ungesättigten Zone, soweit diese eine nicht zu geringe Durchlässigkeit aufweist. Um den CKW-Körper herum bildet sich eine Hülle von gasförmigen Komponenten mit nach außen abnehmender Konzentration (Abb. 2.13). Der ursprüngliche CKW-Körper löst sich so allmählich in einen Gaskörper auf, der seine ursprüngliche Begrenzung immer mehr verliert. Wegen der relativ hohen Dichte der Dämpfe tendieren diese zum Absinken und breiten sich - eine ausreichende Durchlässigkeit vorausgesetzt - vorzugsweise über dem Kapillarraum aus. Die Dämpfe diffundieren auch entgegen ihrer relativen Dichte zur Erdoberfläche, da zu dieser ein Konzentrationsgefälle besteht.

Die unterirdische Verdunstung kann zwar insofern als vorteilhaft erachtet werden, als sie den Dämpfen ermöglicht, zur Geländeoberfläche zu diffundieren und so in die Atmosphäre überzutreten. Andererseits bietet die Gaszone, die dem Volumen und der Fläche nach vermutlich ein Mehrfaches des ursprünglichen CKW-Phasenkörpers ausmacht, eine große Kontaktmöglichkeit zwischen Haft- und Sickerwasser und der Gasphase und verursacht damit einen entsprechend großflächigeren Kontaminationsherd für die Lösungszone im Bereich des Grundwassers. Die unterirdische Verdunstung der CKW ist wohl der Hauptgrund, weshalb bei Aufschlußbohrungen im Bereich des CKW-Körpers bei länger zurückliegenden Unfällen häufig keine CKW als Phase (Restsättigung) mehr angetroffen werden.

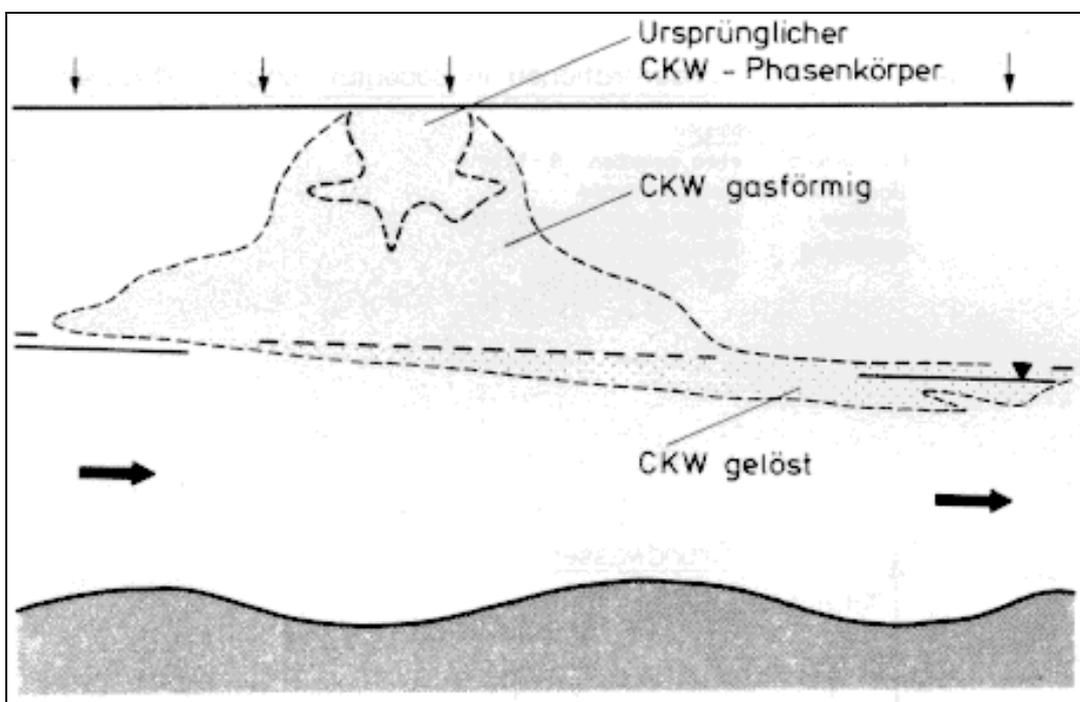


Abb. 2.13: Bildung einer CKW-Gas-(Dampf-)Zone

<sup>1</sup> Literaturverzeichnis - Nachtrag

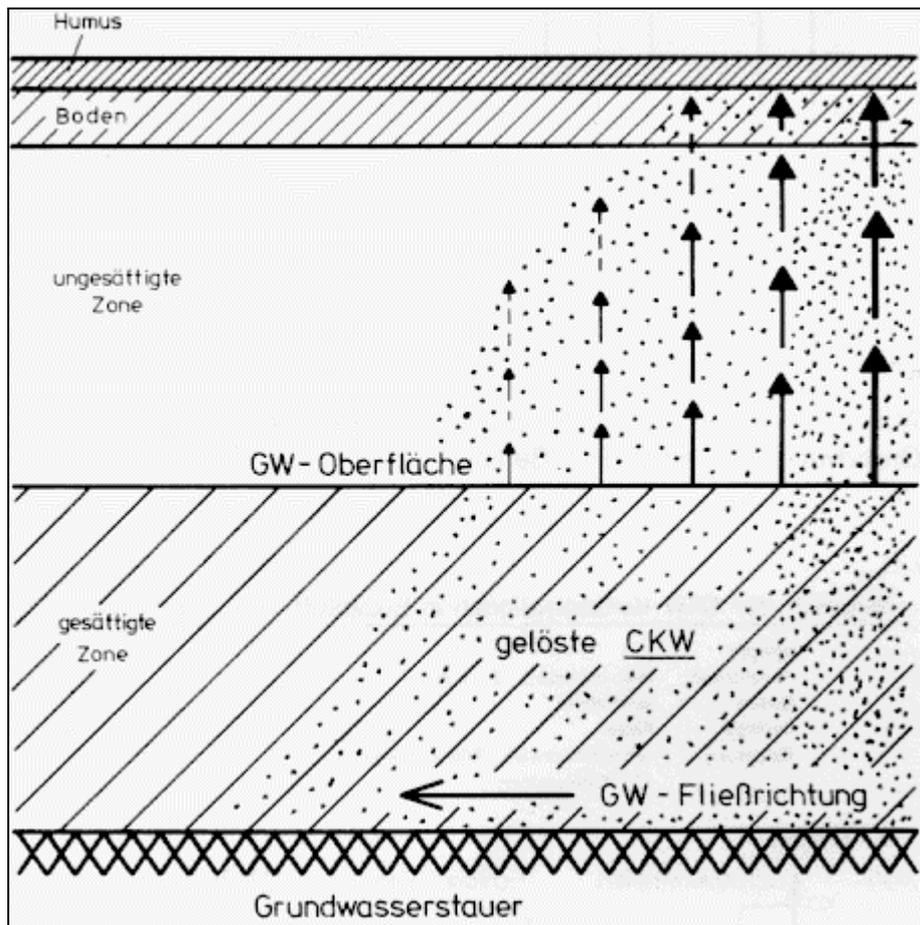
Die Wirkung der Diffusion darf auch bei den gelösten CKW im Sättigungsbereich nicht unterschätzt werden. Aus der Lösungszone im Grundwasserleiter, die sich schon weiter vom Herdbereich entfernt hat, können noch Gase in den ungesättigten Porenraum hineindiffundieren und sogar bis zur Erdoberfläche aufsteigen. Mit Hilfe von empfindlichen Geräten zur Bodenluftuntersuchung läßt sich so die Lösungszone unter gewissen Voraussetzungen verfolgen (vgl. Kap. 3.3.2).

Obwohl dem Vorhandensein und dem Transport von CKW in der ungesättigten Zone eine große Bedeutung zukommt, liegen zu dieser Problematik kaum Untersuchungen und entsprechende Veröffentlichungen vor. Die wichtigsten Steuergrößen sind somit

- das nutzbare Porenvolumen mit entsprechendem Durchlässigkeitswert des Untergrundes
- die Diffusionsgeschwindigkeit der einzelnen chemischen Substanzen
- der Wassergehalt des Bodens
- das adsorptive Verhalten des Bodens

und im weiteren Dampfdruck, Wasserlöslichkeit, Verteilungsquotient Wasser/Luft und Henrykonstante des Schadstoffes.

Da zum einen das Transportverhalten der CKW im Untergrund von vielen Randbedingungen abhängt, die im Gelände nur mit sehr großem Meßaufwand nachzuvollziehen sind und zum anderen das Inhomogenitätsproblem von Bodenkörpern sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung nur schwierig zu beschreiben ist, sollte das „wahre“ Transportverhalten in Gelände- und Laborversuchen ermittelt werden. Aus nur wenig verfügbaren Testversuchen konnte in der Tat nachgewiesen werden, daß die Ausbreitung der CKW bei räumlicher Ausdehnung selbst in bindigeren Bodenarten relativ rasch verläuft. So konnte Neumayr, 1981 bei Begasungsversuchen feststellen, daß in einem gärtnerisch genutzten, anlehmig bis lehmigen Hortisol die gasförmig aufgegebenen CKW horizontal eine Strecke von ca. 2,50 m in 11 Tagen zurücklegten. Gleichzeitig wurde in diesen Versuchen beobachtet, daß der Tiefentransport der Lösemittel schneller über die Gasphase als über die Sickerwasserfront erfolgt. Die vertikale Distanz von 45 cm wurde von den gasförmigen Lösemitteln in 2 Tagen zurückgelegt. Korrespondierende Ergebnisse konnten auch von Friesel et al. (1980, 1981, 1982, 1983) in einem Anmoorgley, einer Braunerde und einem Kalkgley erzielt werden.



**Abb. 2.14: Prinzip des CKW-Gasaustausches**

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

- zur Abgrenzung direkt belasteten Bodens
- zur Erkundung der Schadstoffausbreitung im Grundwasserleiter (s. Prinzipskizze Abb. 2.14)
- und zur Suche nach dem Schadstoffherd bzw. der Schadstoffursache genutzt werden.

Dabei hängt die Erkennung einer Grundwasserbelastung im wesentlichen

- von der Schadstoffkonzentration im Grundwasser
- vom Abstand zwischen Erdoberfläche und Grundwasseroberfläche (Flurabstand)
- von den Einflußgrößen des Bodens bzw. des geologischen Untergrundes
- von den Niederschlägen und dem Gang des Wassergehaltes in der ungesättigten Zone

ab.

In den Abbildungen 2.15 bis 2.18 sind unter den Voraussetzungen unterschiedlicher Konzentrationen im Grundwasser, unterschiedlicher Flurabstände und unterschiedlicher Boden- und Untergrundverhältnisse bei trockener Witterung Belastungswerte im Grundwasser den Bodenluftkonzentrationen im 1-Meter-Tiefenniveau gegenübergestellt.

### Vergleich der CKW-Konzentrationen in Bodenluft und Grundwasser

Berlin  
 Flurabstand : etwa zwischen 2 - 3 m  
 Boden : Braunerde (meist abgetragen)  
 Geologie : Mittelsande  
 Belastung : Trichlorethylen  
 Tetrachlorethylen

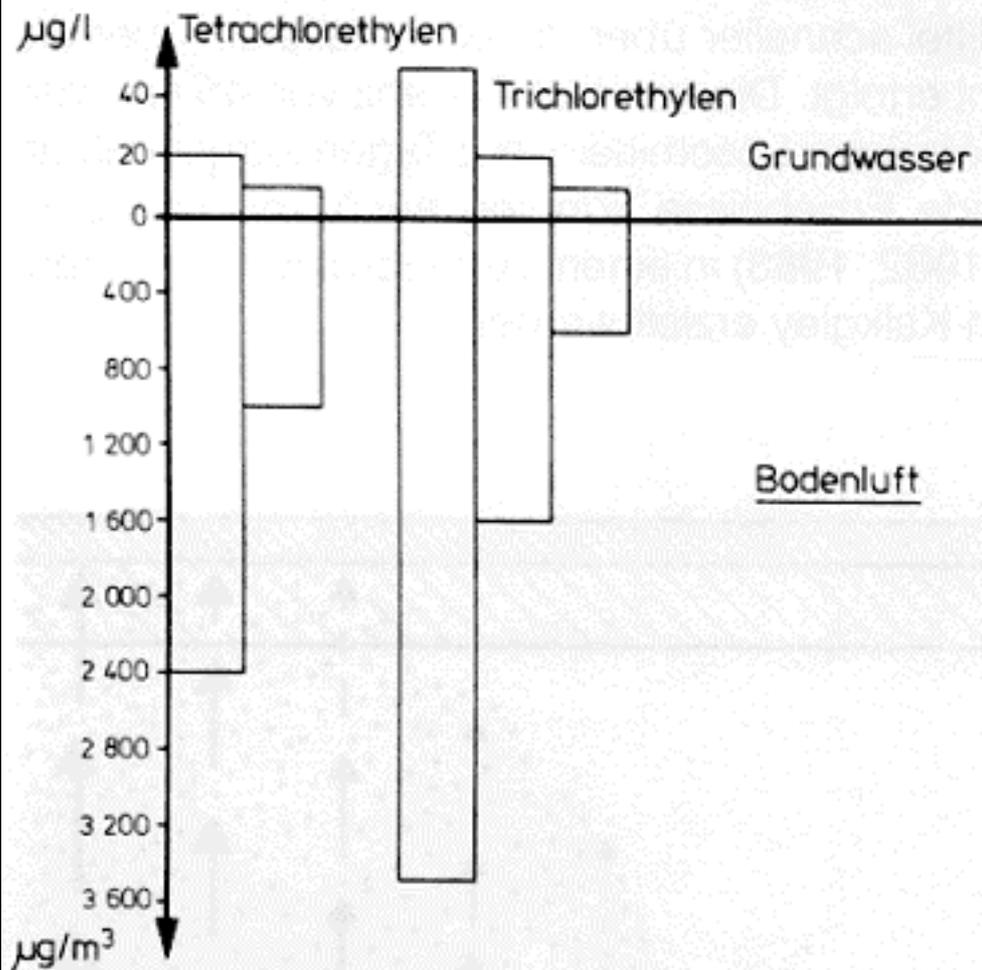


Abb. 2.15: Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Berlin)

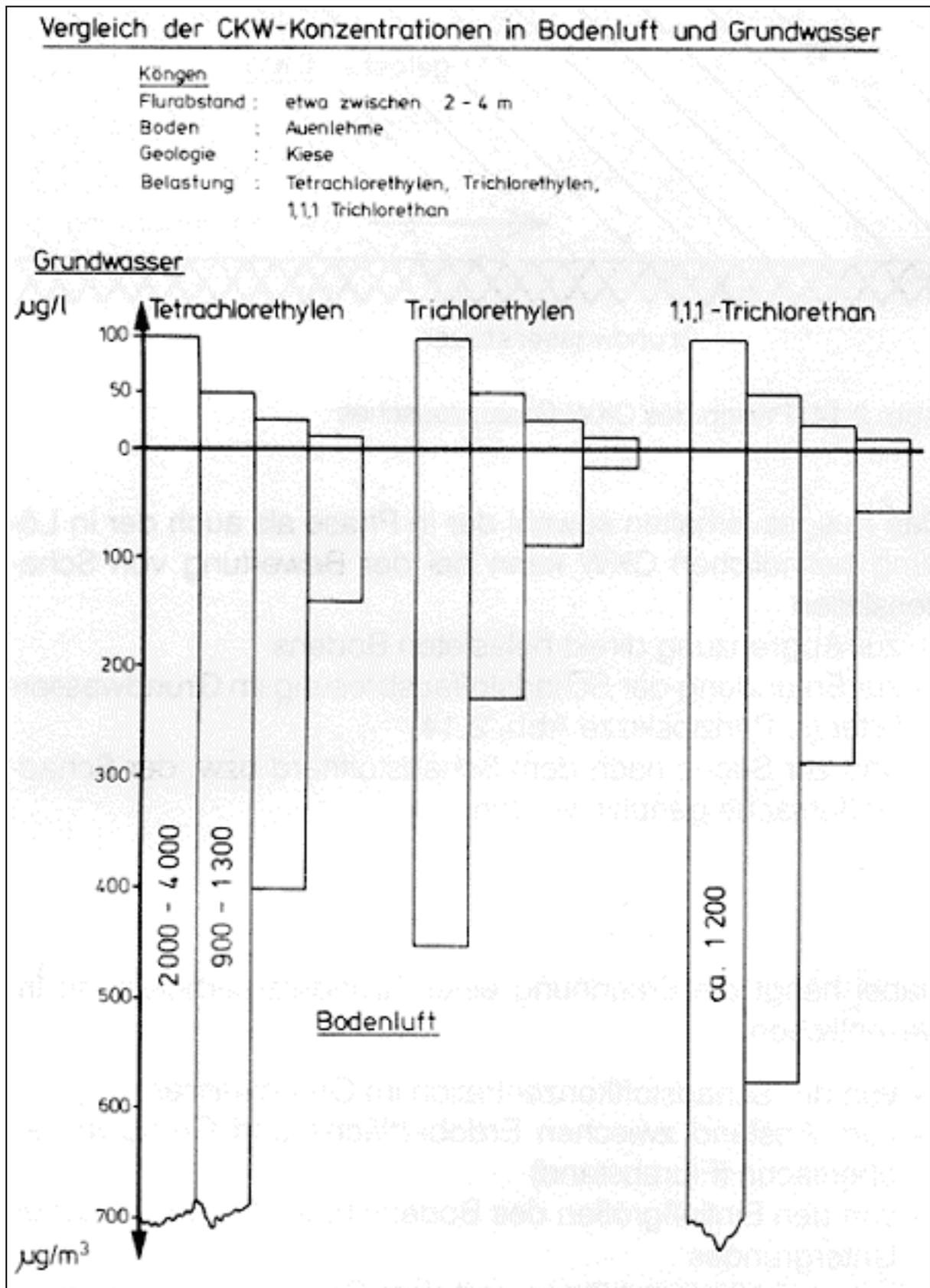


Abb. 2.16: Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Köngen)

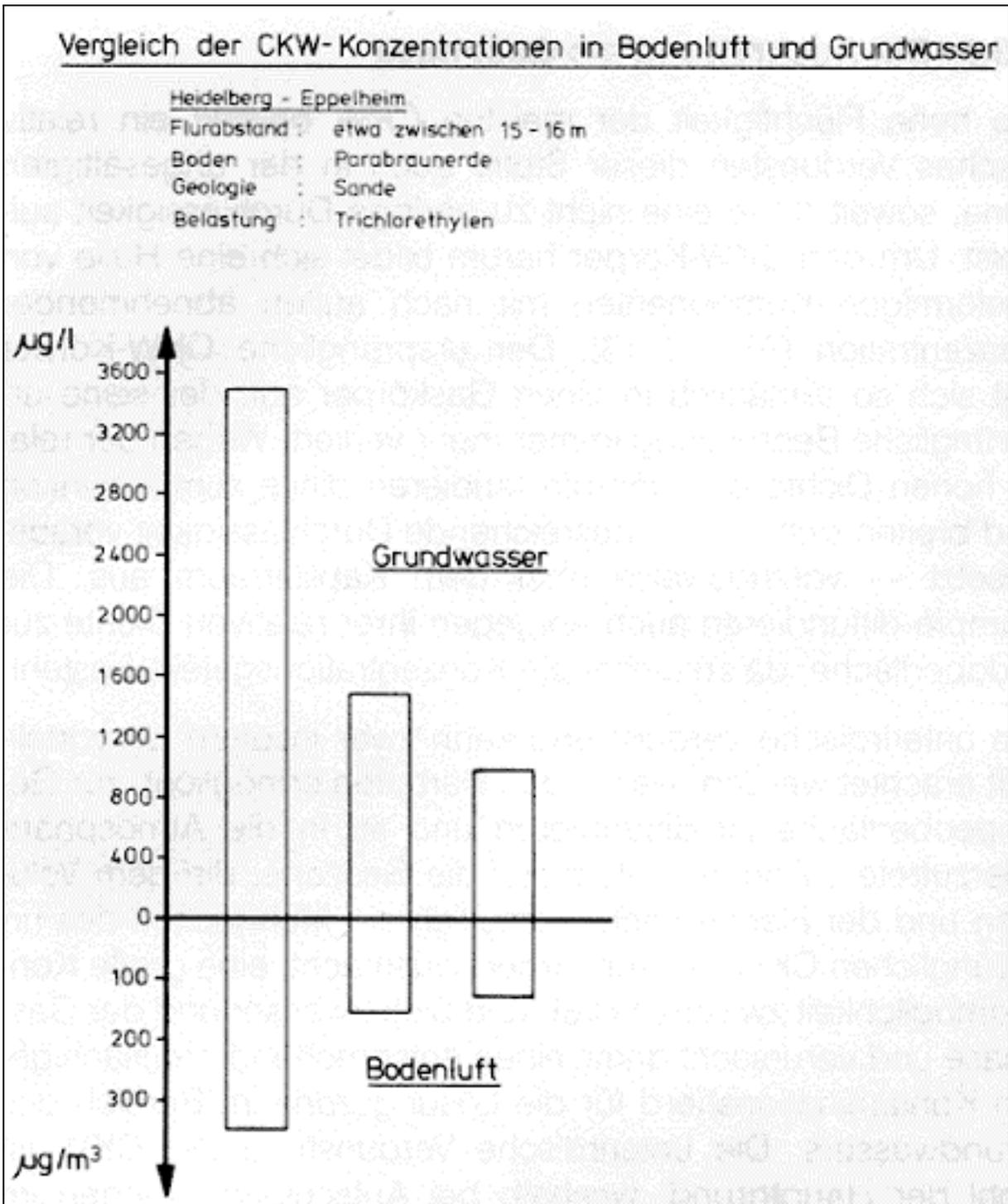
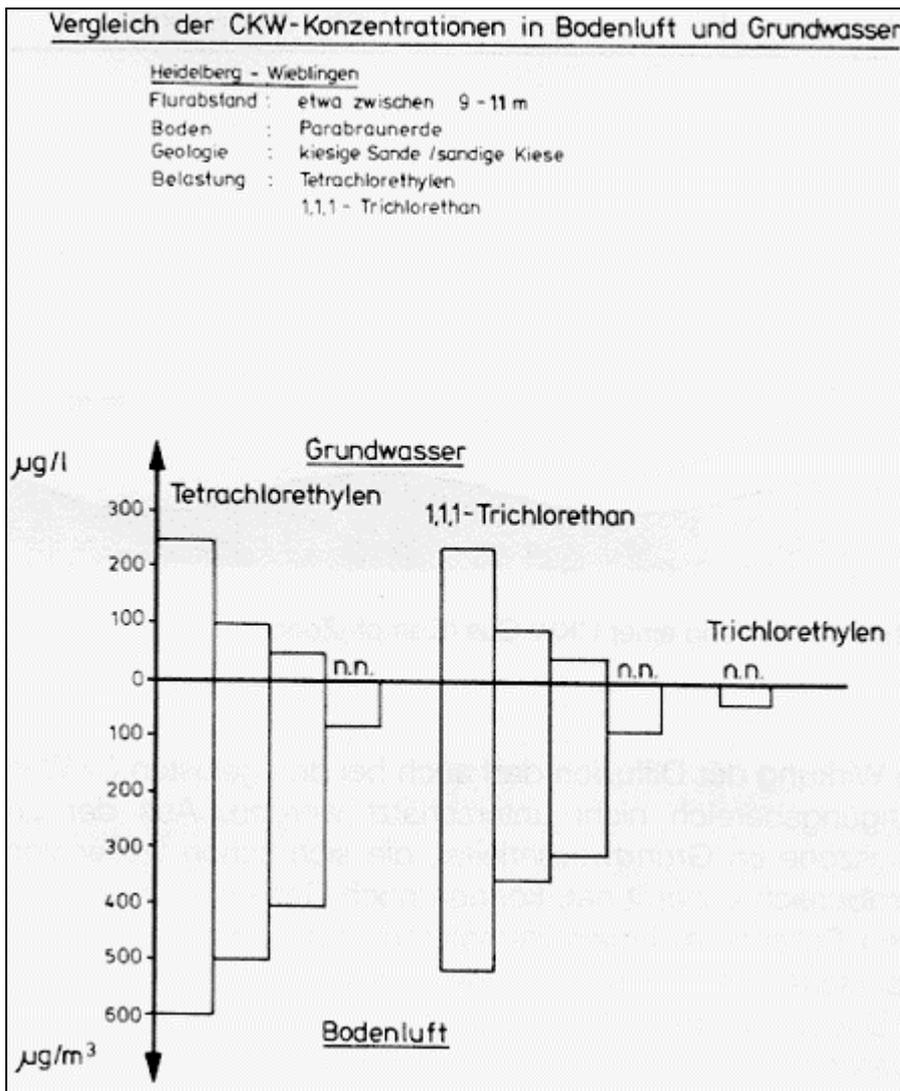


Abb. 2.17: Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Heidelberg-Wieblingen)



**Abb. 2.18: Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Heidelberg-Eppelheim)**

Ideale Anzeigebedingungen für belastete Grundwässer durch die Bodenluftanalytik zeigen sich im Beispiel Berlin (Abb. 2.15). Hier sind bei Bodenluftwerten, die deutlich über dem verbreiteten Grundbelastungspegel liegen, bei einem Flurabstand von 2 bis 4 m und sandigem Untergrund selbst wenige Mikrogramm der Schadstoffe pro Liter Grundwasser erkennbar. Das Beispiel Köngen (Abb. 2.16) läßt bei vergleichbarem Flurabstand, infolge Einschaltung eines Auelehmes, eine deutliche Senkung der Erkennbarkeit von belastetem Grundwasser deutlich werden. Ein signifikanter Meßwert in der Bodenluft ist erst ab etwa 25 µg/l Schadstoffgehalt im Grundwasser zu erwarten. Zunehmende Flurabstände (Abb. 2.17 und 2.18) bei sandig kiesigem Untergrund verringern die Nachweisbarkeit von Grundwasserkontaminationen. Während im Falle Heidelberg-Wieblingen bei einem Flurabstand von 9 bis 11 m die Nachweisgrenze der Grundwasserbelastung etwa zwischen 50 bis 100 µg/l liegt, erhöht sich diese im Fall Heidelberg-Eppelheim bei einem Flurabstand von 15 bis 16 m auf etwa 3,5 mg/l.

Nach den vorliegenden Untersuchungen ist bei einer Bodenluftprobennahme im 1 m Tiefe n-niveau die Grenze der Erfäßbarkeit belasteter Grundwässer durch Bodenluftuntersuchungen bei einem Flurabstand von um 17 m zu sehen. Diese Erfahrungsgrenze kann jedoch durch Anlegen eines tieferen Probenahmenniveaus in die Tiefe verschoben werden.

## 2.4 Das Verhalten in klüftigen Medien

Für die Lockergesteinsschichten (Verwitterungszone, Hangschutt, Löß u.ä.), die in unseren Breiten in der Regel die klüftigen Festgesteine überdecken, gelten die für poröse Medien gemachten Ausführungen.

Ist das Rückhaltevermögen der Lockergesteinsschicht nicht ausreichend, dann werden die CKW in die Klüfte eindringen. Da hier nicht mehr das feinverästelte Netz des Porenraumes der Lockergesteine mit seinem gegenüber dem Kluftvolumen um meist das zehnfach höhere Volumen zur Verfügung steht, gleiten die CKW-Strähnen oder -Schläuche auf den stärker geöffneten Klüften rasch in die Tiefe, sinken in das Kluftwasser ein und dringen bis zur Sohle des Grundwasserleiters hinab, auf der sie sich ausbreiten. Nach den bisherigen Erkenntnissen ist es unwahrscheinlich, daß in natürlichen Klüften mit Weiten von über 0,5 bis 0,2 mm wesentliche Mengen von CKW

weder in der ungesättigten noch in der gesättigten Zone als Restsättigung zurückgehalten werden; man kann das Rückhaltevermögen praktisch mit Null ansetzen. Erst in den Klüften enger als 0,5 bis 0,2 mm kann man je nach Beschaffenheit der Kluftwände mit einer nennenswerten Zurückhaltung von CKW in Form von Scheibchen und Flecken auf den Klüften rechnen. Diese bescheidene Residualsättigung auf den engeren Klüften dürfte daher erst bei sehr intensiver Zerklüftung eines Gesteinskörpers ins Gewicht fallen.

In der ungesättigten Zone spielen die Verdunstungsvorgänge auf Klüften naturgemäß dann eine erhebliche Rolle, wenn die CKW als dünner Film über die Kluftwände rieseln. Da die Restsättigung gerade auf den weiter geöffneten Klüften, auf denen wohl die Hauptmengen absinken, vernachlässigbar ist, wird auf diesen auch kein nennenswerter Transport gelöster CKW stattfinden. Lediglich aus der Oberfläche der CKW, die bis zur Sohle des Grundwasserleiters abgesunken sind, können CKW herausdiffundieren und von dem darüber hinweg fließenden Kluftwasser aufgenommen und abtransportiert werden.

Vergleicht man den Ausbreitungsvorgang von CKW als Phase in porösen Medien mit solchen in klüftigen, so stellt man fest, daß die Möglichkeit des Absinkens von CKW in tiefere Bereiche, im ungünstigsten Fall bis zur Sohle des Grundwasserleiters, in einem klüftigen Leiter wesentlich größer ist als in einem porösen Leiter. Von einer gewissen Kluftweite ab spielt diese für die Ableitung der CKW nach unten allerdings keine Rolle mehr.

# III. Die Behandlung von Grundwasserverunreinigungen in der Praxis

## 3. Maßnahmen

### 3.1 Vorbemerkung

Im Rahmen der Behandlung eines Grundwasserschadensfalls vom ersten Erkennen der Verunreinigung bis ggf. zur vollständigen Behebung ist je nach den Verhältnissen im Einzelfall eine Vielzahl von Maßnahmen durchzuführen. Die im einzelnen zur Schadensfallbehandlung erforderlichen Maßnahmen können in

- Sofortmaßnahmen
- Folgemaßnahmen, diese in
  - Erkundungsmaßnahmen
  - Abwehrmaßnahmen
  - Sanierungsmaßnahmen

unterschieden werden. Diese Klassifizierung ergibt sich zwar nicht als zwingende Notwendigkeit, bietet sich jedoch aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzungen der Maßnahmen an. Die verschiedenen Maßnahmen lassen sich nicht immer scharf gegeneinander abgrenzen, so daß teilweise ein fließender Übergang besteht.

Durch die in der Regel unmittelbar nach Bekanntwerden eines Schadensereignisses durchzuführenden **Sofortmaßnahmen** soll

- durch Beseitigung der Schadensquelle der (weitere) Schadstoffeintrag in den Untergrund verhindert werden
- die öffentliche Wasserversorgung, sofern akut gefährdet, sichergestellt werden
- eine erste Erkundung der Schadstoffausbreitung und/oder der Schadstoffquelle bzw. des Schadstoffherdes durchgeführt werden (Beweissicherung).

Als erste **Folgemaßnahme** werden weitere Erkundungsmaßnahmen zur Ermittlung der Schadstoffausbreitung im Untergrund und ggf. zur Suche nach der Schadensursache durchgeführt.

Unter **Abwehrmaßnahmen** werden die Maßnahmen verstanden, die

- durch Passivierung des Schadstoffherdes eine weitere Grundwasserverunreinigung verhindern
- durch kontrollierte Beeinflussung des Schadstofftransports im Untergrund eine Verunreinigung von Wasserfassungen verhindern bzw. mindern.

Unter **Sanierungsmaßnahmen** sollen Maßnahmen verstanden werden zur

- Sanierung der Schadensquelle, die die Grundwasserverunreinigung verursacht hat
- Dekontamination des Untergrundes (ungesättigte und gesättigte Zone).

Da jeder Grundwasserschadensfall durch seine Begleitumstände individuell geprägt wird, werden auch die zur Behandlung des Schadensfalls durchzuführenden Maßnahmen von diesen Randbedingungen entscheidend mitbestimmt. Die wichtigsten Einflußfaktoren, die einen Grundwasserschadensfall charakterisieren, sind

- Art und Menge des Schadstoffs
- Räumliches Ausmaß der Untergrundverunreinigung
- Örtlichkeit (Schadensfall im Gewerbegebiet, Altlast "auf der grünen Wiese")
- Hydrogeologische Verhältnisse
- Mögliche Auswirkungen z.B. auf Trinkwasserfassungen, Vorfluter
- Historie (neues Schadensereignis oder seit langer Zeit wirkende Quelle).

Ein weiteres Merkmal des Grundwasserschadensfalls, das sich insbesondere auf den Ablauf und die jeweilige Dringlichkeit der durchzuführenden Maßnahmen auswirkt, ist die Art des Bekanntwerdens d. h. die Erkennung der Verunreinigung:

- Ein Unfall wird gemeldet. Eine solche Schadensfallerkennung bietet die größten Chancen, durch gezielte Sofortmaßnahmen eine Verunreinigung des Grundwassers im Ansatz zu verhindern. Leider ist eine derartige Schadensfallmeldung bisher die Ausnahme. Hierfür ist vermutlich die noch unzureichende Sensibilität für solche Schadensereignisse verantwortlich zu machen.
- Ein Grundwasserschadensfall wird durch die Entdeckung einer Verunreinigungsquelle (Tankleckage, unsachgemäße Lagerung, usw.) bzw. eines Verunreinigungsherdes im Untergrund (Altablagerung o.ä.) bekannt. Die Entdeckung kann dabei Ergebnis der behördlichen Überwachung (z.B. Betriebsbesichtigung, Wasserschutzgebietsschau) oder der Eigenkontrolle sein oder auch aufgrund gezielter Hinweise erfolgen. Neben den Sofort- und Erkundungsmaßnahmen stehen in diesen Fällen Abwehrmaßnahmen zur Verhinderung einer weiteren Kontamination des Grundwassers im Vordergrund.
- Eine Grundwasser- und/oder, was wesentlich gravierender ist, eine Trinkwasser-Verunreinigung wird festgestellt. Letzteres war in der Vergangenheit leider die häufigste Art, von einem Grundwasserschadensfall Kenntnis zu erlangen. Hier werden vorrangig Sofortmaßnahmen zur Sicherstellung der Wasserversorgung notwendig.

Die aufgezeigte Vielfalt der Faktoren, die sowohl den Schadensfall charakterisieren als auch die Anordnung und Durchführung von Sofort-, Erkundungs-, Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen beeinflussen, macht deutlich, daß die Behandlung eines Grundwasserschadensfalls auf den Einzelfall abgestimmt werden muß und allgemeingültige Patentrezepte für eine „richtige“ Schadensfallbehandlung nicht angegeben werden können.

Die Vielzahl der vorgegebenen, schadensfallspezifischen Randbedingungen und die Möglichkeit, daß die Auswirkungen der getroffenen Maßnahmen auf die ursprünglichen Einflußfaktoren rückwirken können, führt dazu, daß bei der Behandlung von Grundwasserschadensfällen ein vielfältiges Netz gegenseitiger fachlicher Abhängigkeit zu beachten ist. Die den notwendigen Maßnahmen zugrunde liegenden behördlichen Auflagen werden zunehmend in Frage gestellt und immer häufiger einer richterlichen Überprüfung unterzogen. Außerdem müssen bei der Behandlung von Grundwasserverunreinigungen die in der Regel damit zusammenhängenden strafrechtlichen Gesichtspunkte berücksichtigt werden. Aus diesen Gründen erfordert die Bearbeitung von Grundwasserverunreinigungen:

- a) Die Beteiligung anderer Stellen: Wasserwirtschaftsamt, Regierungspräsidium, Landesanstalt für Umweltschutz, untere Wasserbehörde, Gesundheitsamt, Gewerbeaufsichtsamt, Bürgermeisteramt, Wirtschaftskontrolldienst, Geol. Landesamt, Chem. Landesuntersuchungsanstalt, Wasserversorgungsunternehmen, u.U. Ernährungsministerium u.a.
- b) Eine präzise und umfassende Beobachtung und Erfassung der örtlichen und sachlichen Gegebenheiten und deren zeitliche Entwicklung.
- c) Eine laufende, sehr intensive, umfassende und besonnene Erörterung der Erkenntnisse und der sich daraus ergebenden Folgerungen für das weitere Vorgehen mit allen Beteiligten.
- d) Ein abgestuftes, schrittweises Vorgehen bei der Durchführung der erforderlichen Folgemaßnahmen, damit die jeweils neue Maßnahme unter Einbeziehung der bereits vorliegenden Erfahrungen auf den angestrebten Zweck abgestimmt und mit dem geringstmöglichen Aufwand bzw. Eingriff durchgeführt werden kann (Grundsatz der Verhältnismäßigkeit der Mittel). Die Begründung für die getroffene Maßnahme ist festzuhalten.
- e) Die kritische Prüfung der Dringlichkeit (sofortiger Vollzug, Ersatzvornahme, unmittelbare Ausführung - vgl. Kap. 1.1) der erforderlichen Maßnahmen, insbesondere unter dem Gesichtspunkt der Gefahrenabwehr, der Gefährdungsmöglichkeit und der Historie des Schadensfalls.
- f) Die Berücksichtigung bekannter Schadensfälle, um bei vergleichbaren Fällen gewonnene Erfahrungen zu nutzen und eine Behandlung nach gleichen Grundsätzen zu gewährleisten.

Da Grundwasserschadensfälle, insbesondere bei gleichzeitiger oder auch nur möglicher Beeinträchtigung einer Trinkwasserversorgung in der Öffentlichkeit bzw. in den Medien großes Interesse finden, hat es sich bewährt, die Öffentlichkeit sehr frühzeitig über Schadensfälle zu unterrichten, und während der Behandlung des Schadensfalls eine offensive Informationspolitik zu betreiben. Um Mißverständnisse und Fehlinterpretationen zu vermeiden, sollte dabei allerdings streng darauf geachtet werden, daß die Öffentlichkeitsarbeit bei einer einzigen Stelle (dazu bietet sich grundsätzlich die untere Wasserbehörde als zuständige Verwaltungsbehörde an!) konzentriert wird. Die anderen beteiligten Stellen sollten darüber hinaus keine oder nur abgestimmte Erklärungen zum Schadensfall abgeben.

Bei der Durchführung der Maßnahmen, die zur Schadensfallbehandlung erforderlich sind, sind neben den damit zusammenhängenden, in erster Linie technischen Fragen auch Gesichtspunkte des Arbeitsschutzes und der Unfallverhütung zu beachten. Wegen der dabei häufig auftretenden hohen Schadstoffkonzentrationen in der Umgebungsluft und im Boden trifft dies insbesondere für Sofort- und Abwehrmaßnahmen zu.

Die gesundheitliche Bedeutung der leichtflüchtigen CKW und deren akut-toxische Wirkungen sind in Kap. 1.4 behandelt. Um die Beschäftigten, die bei der Schadensfallbehandlung direkt mit den Schadstoffen in Berührung kommen, vor gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu schützen, müssen diese mit entsprechender - lösemittelbeständiger - Schutzbekleidung und,

soweit erforderlich, mit Atemschutzgeräten ausgestattet sein. Solche Schutzmaßnahmen können z.B. bei der Entnahme von hochkontaminierten Bodenproben oder bei Maßnahmen im Bereich von schlecht belüfteten Schadensquellen (Kellerräume, umbaute Tankanlagen usw.) notwendig werden. Weitere Angaben zu den jeweils erforderlichen Sicherheitsmaßnahmen können dem Handbuch der gefährlichen Güter (Hommel, 1980) entnommen werden.

Neben diesen Gesichtspunkten zur Vermeidung einer Gesundheitsgefährdung beteiligter Personen, sind bei der Schadensfallbehandlung auch Gesichtspunkte zur Unfallverhütung zu beachten. CKW sind zwar, von einigen Ausnahmen wie z.B. 1,2-Dichlorethylen abgesehen, den schwer brennbaren Flüssigkeiten zuzuordnen, einige CKW können jedoch brennbare oder explosionsfähige Dampf-Luft-Gemische bilden. Die Zündfähigkeit solcher Gemische hängt von Temperatur und Luftdruck sowie vom Lösemittelgehalt ab. Je nach Art des Lösemittels sind die Gemische bei einem Volumenanteil an Lösemittel von 7,9 bis 22 % (bei 20°C und 760 Torr) zündbar. Einzelangaben können dem Anhang 1 der Sicherheitsregeln für den Umgang mit aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen und deren Gemischen (CKW-Regeln für den Betrieb (1978)) entnommen werden. Erhöhte Brand- und Explosionsgefahr kann vor allem auch dann bestehen, wenn die CKW in Gemischen mit anderen Schadstoffen angetroffen werden, die ihrerseits leicht brennbar sind (z.B. aromatische Kohlenwasserstoffe wie Toluol und Xylol). Entsprechende Schadstoffgemische sind in der Praxis schon häufig aufgetreten. Außerdem können CKW, die durch chemische Zersetzung sauer geworden sind, im Kontakt mit fein verteilten Leichtmetallspänen, -staub oder -pulver eine Reaktion auslösen, die unter Wärmeentwicklung abläuft und unter besonderen Umständen sogar zu einer Explosion führen kann. Auch mit Alkali- oder Erdalkalimetallen und mit starken Alkalien, z.B. Natronlauge, Kalilauge, Ätznatron, gebranntem Kalk können CKW explosionsartig reagieren. Bei Gemischen von Kalkmilch und Soda mit CKW können ebenfalls gefährliche Reaktionen eintreten.

Im einzelnen sind zur Verhütung von Unfällen bei der Behandlung von Grundwasserschadensfällen die Sicherheitsregeln und Merkblätter der Bundesarbeitsgemeinschaft der Unfallversicherungsträger der öffentlichen Hand e.V. (Ausgaben 1978 und 1979) zu beachten.

## 3.2 Sofortmaßnahmen

Sofortmaßnahmen, die unmittelbar nach Bekanntwerden jedes Schadensereignisses zur Schadensverhütung beziehungsweise -minimierung durchgeführt werden müssen, sind im Gegensatz weitgehend unabhängig vom verursachenden Schadstoff. Deshalb können die bei der Behandlung von Schadensfällen mit Mineralölprodukten eingespielten und bewährten Vorgehensweisen grundsätzlich auch auf die Behandlung von Schadensfällen mit CKW übertragen werden, sofern die unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften berücksichtigt werden.

### 3.2.1 Verhinderung des Schadstoffeintrags

Sofortmaßnahmen zur Verhinderung des Schadstoffeintrags kommen nur bei einem Unfall bzw. beim direkten Antreffen einer noch aktiven Schadensquelle (z.B. Tankleckage) in Betracht. Um das - ggf. weitere - Eindringen von CKW in den Untergrund zu verhindern, ist in erster Linie die Schadensquelle zu verschließen. Dazu ist auslaufende Flüssigkeit aufzufangen. Lecks sind nach Möglichkeit zu dichten, Flüssigkeit aus undichten Behältern ist in andere

Gefäße umzupumpen, defekte Anlagen bzw. Anlagenteile sind stillzulegen. Darüber hinaus ist jede andere mögliche und entsprechend zweckdienliche Maßnahme zu ergreifen. Bei diesen Maßnahmen ist darauf zu achten, daß die CKW insbesondere Kunststoffe sehr rasch und stark angreifen und deshalb entsprechend beständige Behälter, Leitungen, Armaturen, Pumpen und Dichtungen verwendet werden müssen. Grundsätzlich dürften Chemikalienschläuche und -pumpen als geeignet angesehen werden können. Weitere Hinweise für geeignete Werkstoffe können der Informationsschrift zum Umgang mit chlorierten Kohlenwasserstoffen entnommen werden (MELUF, 1983).

Das weitere Ausbreiten der CKW muß durch Abdichten bzw. Abdämmen von Einläufen zur Kanalisation und anderen Schachtsystemen verhindert werden. Durch das Aufwerfen von Erddämmen oder durch Sandsackwälle kann ein großflächiges Ausbreiten großer Schadstoffmengen an der Erdoberfläche verhindert werden. Der Schadstoff muß möglichst rasch abgepumpt werden. Um das Versickern der Schadstoffe in den Untergrund zu verhindern, muß insbesondere bei kleinen und begrenzten Schadstoffmengen versucht werden, die Schadstoffe durch Abstreuen bzw. Aufsaugen zu binden. Als Abstreumaterial sind vorzugsweise lipophile Stoffe mit hoher Saugfähigkeit (evtl. Torfmull, Sägemehl usw.) zu verwenden. Die üblichen Ölbinder dürften größtenteils auch bei CKW-Schadensfällen einsetzbar sein, da sie gegenüber CKW zumindest eine aufsaugende Wirkung besitzen.

Unter Umständen kann auch durch das rasche Abtragen von Teilen der belebten Bodenzone ein großer Teil der bereits zur Einsickerung gelangten CKW entfernt werden. Von spontanen, großangelegten Erdaustauschmaßnahmen, die in der Regel mit sehr hohen Kosten verbunden sind, sollte jedoch insbesondere aufgrund des sehr unregelmäßigen Versickerungsverhaltens der CKW abgesehen werden.

### 3.2.2 Sicherstellung der Wasserversorgung

Besteht bei einem Schadensereignis aufgrund der örtlichen Gegebenheiten die Möglichkeit, daß eine Trinkwasserfassung beeinflusst werden könnte, so ist zur Abklärung dieser Beeinträchtigungsmöglichkeit unverzüglich eine Probenahme bzw. eine Nachprobe und deren kurzfristige Analyse zu veranlassen. Ist die öffentliche Trinkwasserversorgung so weitgehend beeinträchtigt, daß das Wasser nicht an die Verbraucher abgegeben werden kann (Entscheidung der Gesundheitsverwaltung), so ist die Bevölkerung vor dessen Gebrauch zu warnen (Abockgebot) und gleichzeitig darüber zu informieren, auf welche Weise der Wasserbedarf gedeckt werden kann (Tankwagen usw.).

Die eigentlichen Maßnahmen zur einstweiligen Sicherstellung der Wasserversorgung, bis ggf. erforderliche weitergehende Maßnahmen greifen, müssen sich an der gegebenen Versorgungsstruktur orientieren. Steht zusätzliches, unbelastetes Wasser zur Mischung bzw. zum Ersatz der kontaminierten Fassung nicht zur Verfügung, so ist auf dem schnellsten Weg ein Notverbund (z.B. mit Schnellkupplungsrohren) zur nächstgelegenen Bezugsmöglichkeit herzustellen oder eine kurzfristig verfügbare mobile Anlage zur vorläufigen Trinkwasseraufbereitung einzurichten. Müssen kontaminierte Fassungen von der Trinkwasserversorgung abgetrennt werden, sollten sie wie bisher weiter betrieben werden, damit die Strömungsverhältnisse im Untergrund bestehen bleiben, bis aufgrund weitergehender Untersuchungen der hydrogeologischen Verhältnisse und des bisherigen Schadensverlaufs gezielte Abwehr- und Sanierungs-

maßnahmen eingeleitet werden können. Das geförderte kontaminierte Grundwasser ist „schadlos zu beseitigen“ (vgl. Kap. 3.6.5).

### 3.2.3 Beweissicherung

Im Rahmen der Sofortmaßnahmen sollten unbedingt die für eine erste Beurteilung des Schadensfalls notwendigen Kriterien wie Schadensursache, Schadstoffquelle, Schadstoffmenge, Schadstoffausbreitung usw. erhoben werden. Die sofortige und möglichst umfassende Feststellung dieser Fakten ist insbesondere für die in der Regel im Zusammenhang mit Grundwasserschadensfällen anstehenden Fragen der Haftung und des Schadensersatzes von besonderer Bedeutung.

## 3.3 Erkundung und Darstellung der Schadstoffverteilung

### 3.3.1 Erste Erhebungen und Darstellung in Karten und Schnitten

Schon zu Anfang der Untersuchung ist eine erste Darstellung der hydrogeologischen Verhältnisse in Schnitten und Plänen (insbesondere Grundwassergleichenplänen) erforderlich. Nur solche Darstellungen verschaffen den nötigen Überblick über die Situation, insbesondere über die Gw-Fließrichtungen und damit eine Abschätzung der möglichen Ausbreitungswege der Kontamination. Zur Darstellung der hydrogeologischen Verhältnisse des Untergrundes werden insbesondere folgende Daten benötigt:

- Schichtenfolge (Stockwerksbau); Schichtlagerung (Schadensfalltypen)
- Aufbau, Struktur (Relief der Aquifersohle) und Mächtigkeit des Aquifers (insbesondere bei Schadensfall-Typen Kap 5.1.2, 5.1.3 und 5.1.4)
- Gw-Flurabstand, Deckschichten
- Gw-Fließrichtungen und -geschwindigkeiten
- Gw-Austritte, Fassungen
- Gw-Entnahmen (öffentliche und private)
- Aquifer-Kennwerte (Transmissivität, Durchlässigkeit, wirksame Porosität)
- Vorfluter, Ex- und Infiltrationsbereiche

Die Erhebung dieser Daten darf sich nicht nur auf den unmittelbaren Bereich der Schadstoffquelle oder der kontaminierten Fassung beschränken, sondern muß in Richtung der mutmaßlichen Ausbreitung (Herkunft) großflächig ausgedehnt werden.

In einem ersten Schritt sind die vorhandenen Unterlagen (Bohrungen, Brunnen Daten, hydrogeologische Gutachten, Grundwassergleichenpläne usw.) und die Literatur (z.B. Geologische Karte 1:25000 mit Erläuterungen, Hydrogeologische Karten) auszuwerten. In die Schnitte sollte der Ausbau von Brunnen und Grundwasser-Meßstellen (Filterstrecken, Abdichtungen, Sumpf) eingetragen werden. Grundwassergleichen und andere Isolinienpläne müssen die Höhe der Fixpunkte, sowie deren eindeutige Kennung enthalten. Oft existieren für die einzelnen Beobachtungsrohre und Brunnen verschiedene Bezeichnungen.

Um Fehler und Rückfragen zu vermeiden, ist eine eindeutige Bezeichnung der Meßstellen unumgänglich. Es hat sich bewährt, alle Meßstellen wie die des amtlichen Landesgrun-

serdienstes zu behandeln, d.h. jeweils kartenblattweise (TOP Karte 1:25000) werden alle Meßstellen erfaßt und mit einer durchlaufenden Meßstellenummer versehen. Die Meßstellenummer wird von der LfU Institut für Wasser - und Abfallwirtschaft vergeben. Für jede Meßstelle ist eine Meßstellenbeschreibung anzufertigen. Die Meßstellen im Untersuchungsgebiet sind mit der zugehörigen Meßstellenummer in ein fortschreibungsfähiges Kartenblatt einzutragen.

In Ergänzung hierzu hat es sich bewährt, eine listenmäßige Aufstellung der einzelnen Meßstellen u.a. mit folgenden Angaben zu führen:

- Meßstellenummer und zusätzliche Bezeichnungen
- Beginn der Beobachtung im Rahmen der Bearbeitung des Schadensfalles
- Betreuer der Meßstelle (Probenehmer).

Um die für die Ermittlung von Grundwasserfließrichtungen wichtige Lage der Grundwasserpiegel feststellen zu können, ist eine genaue höhen- und lagenmäßige Erfassung sämtlicher Grundwassermeßstellen entsprechend den Richtlinien des Landesgrundwasserdienstes erforderlich. Dazu sind die Höhen und Lagen vorhandener Meßstellen (Brunnen) zu überprüfen, wobei auf eindeutige Festlegung des Bezugspunktes für die Abstiche geachtet werden muß. In der Regel sind auch die Wasserstände der Oberflächengewässer in das Meßstellennetz mit einzubeziehen.

Neben den hydrogeologischen Verhältnissen müssen auch die möglicherweise bedeutsamen wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten in die Unterlagen eingetragen werden (Abwasser- und Regenwasserbehandlungsanlagen, Kanalisationsleitungen, Deponien, Altlasten, Verbundleitungen der Wasserversorgung, etc.).

### 3.3.2 Weitergehende Untersuchungen zur Ermittlung der Schadstoffausbreitung

#### Methoden

Die Ausbreitung der CKW im Untergrund läßt sich auf verschiedene Art und Weise nachweisen. Der Gehalt an CKW im Untergrund kann durch Analyse von Boden- und Grundwasserproben direkt gemessen werden. Indirekt können Belastungen des Bodens und des Grundwassers über die Gasphase (vgl. Kap. 2.3.3) durch Bodenluftmessungen nachgewiesen werden.

Mit (Bagger-) **Schürfen** können Bodenproben aus dem oberflächennahen Bereich gewonnen werden. Um Bodenproben aus größerer Tiefe zu gewinnen, sind **Bohrungen** notwendig, die anschließend oft zu Grundwassermeßstellen ausgebaut werden.

Die verschiedenen Bohrverfahren werden beispielsweise im Merkblatt W 115 des DVGW-Regelwerks beschrieben. In der DIN 4021 Blatt 1 werden die Anwendungsmöglichkeiten der üblichen Bohrverfahren dargestellt. Im folgenden sollen nur einige Hinweise zu den Bohrverfahren gegeben werden, die üblicherweise beim Bau von Beobachtungsrohren bei Schadensfällen verwendet werden. Es ist bei der Auswahl des Bohrverfahrens zu berücksichtigen, daß Bodenproben, die auf CKW untersucht werden sollen, nur mit Hilfe von Trockenbohrverfahren gewonnen werden können. Grundsätzlich ist bei Bohrungen ein Geologe hinzuzuziehen.

## Lockergestein

In Lockergesteinen (Schadensfall-Typen Kap. 5.1.1, 5.1.2, 5.1.3) werden für flache Meßstellen vielfach Trockenbohrverfahren mit Greifer und Kiespumpe eingesetzt. Dabei werden die Bohrlochwände durch eine Verrohrung abgestützt. Die gewöhnlich verwendeten Bohrkessel (beim Bohren nachgeführte Verrohrung) sind nicht dicht, so daß Probenahmen während des Bohrvorgangs aus bestimmten Tiefen durch Zwischenpumpversuche verfälschte Ergebnisse liefern. Die geologische Ansprache der Bohrproben wirft keine größeren Probleme auf. Mit kleiner werdendem Bohrdurchmesser und bei dichter Lagerung sind Auswaschungen der Feinkornanteile zu berücksichtigen.

Für tiefe Beobachtungsrohre in Lockergesteinen werden überwiegend Drehbohrverfahren mit Druckspülung (reguläre Spülstromrichtung) oder im Lufthebeverfahren nach dem Mammut-Pumpenprinzip (inverse Spülstromrichtung) eingesetzt. Die Bohrproben lassen bei letzterem Verfahren im allgemeinen deutlich den Aufbau der Schichtenfolge, auch Feinsandlagen, erkennen. Das Rotary-Druckspülverfahren ermöglicht geringe Bohrdurchmesser. Die Bohrproben sind jedoch bei einigen Verfahren mit zunehmender Tiefe durch Nachfall stark verfälscht. Besonders Feinsandlagen können meist nicht erkannt werden. Deshalb sind ergänzende geophysikalische Bohrlochmessungen oft unumgänglich.

## Festgesteine

Für Bohrungen im Festgestein (Schadensfall-Typen Kap. 5.1.4 und 5.1.5) eignen sich drehende und schlagende Bohrverfahren. Bei ausreichender Standfestigkeit des Gebirges sollte Druckluft als Spülung benützt werden. Bei diesem Verfahren können Wasserzutritte sofort erkannt werden. Sie sind durch die Bohrfirma zu messen und zu protokollieren. Bei wenig standfestem Gebirge kommen praktisch nur Rotary-Druckspülbohrungen in Frage.

Tiefe Bohrungen können nach zwei Verfahren abgeteuft werden:

- Bei hohen CKW-Konzentrationen im oberen Grundwasserleiter muß die Bohrung (normalerweise im Rotary-Druckspülverfahren) in 2 Stufen abgeteuft werden. Zunächst ist bis in den Trennhorizont zu bohren. Danach wird eine Stahlverrohrung in das Bohrloch gestellt, und der Ringraum bis zutage mit Dämmverpreß. Bei sehr hohen CKW-Gehalten im oberen Grundwasserleiter oder beim Auftreten von CKW als Phase darf die mit CKW belastete Spülung beim Weiterbohren nicht weiter verwendet werden. Sie muß schadlos beseitigt werden. Das Bohrloch wird dann mit kleinerem Bohrdurchmesser ins tiefere Stockwerk vertieft (Abb. 3.1).
- Bei niedrigen CKW-Konzentrationen im oberen Stockwerk können Trennhorizonte im allgemeinen ohne Vorsichtsmaßnahmen (zusätzliche Verrohrung) durchstoßen werden. Anschließend müssen die Abdichtungen im Bereich der Trennhorizonte erfolgen.

## Ausbau

Grundsätzliche Hinweise zum Ausbau von Grundwassermeßstellen können der DIN 4021 Teil 3 und den „Hinweisen für den Bau von Grundwassermeßstellen und Ausschreibungsunterlagen für den Bau von Grundwassermeßstellen“ der LfU-IWA entnommen werden. Im folgenden soll deshalb speziell auf die Problematik des Pegelbaues bei CKW-Schadensfällen eingegangen werden.

gangen werden. Der Ausbau der Grundwassermeßstelle ist anhand des Bohreprofils mit dem Hydrologen abzusprechen.

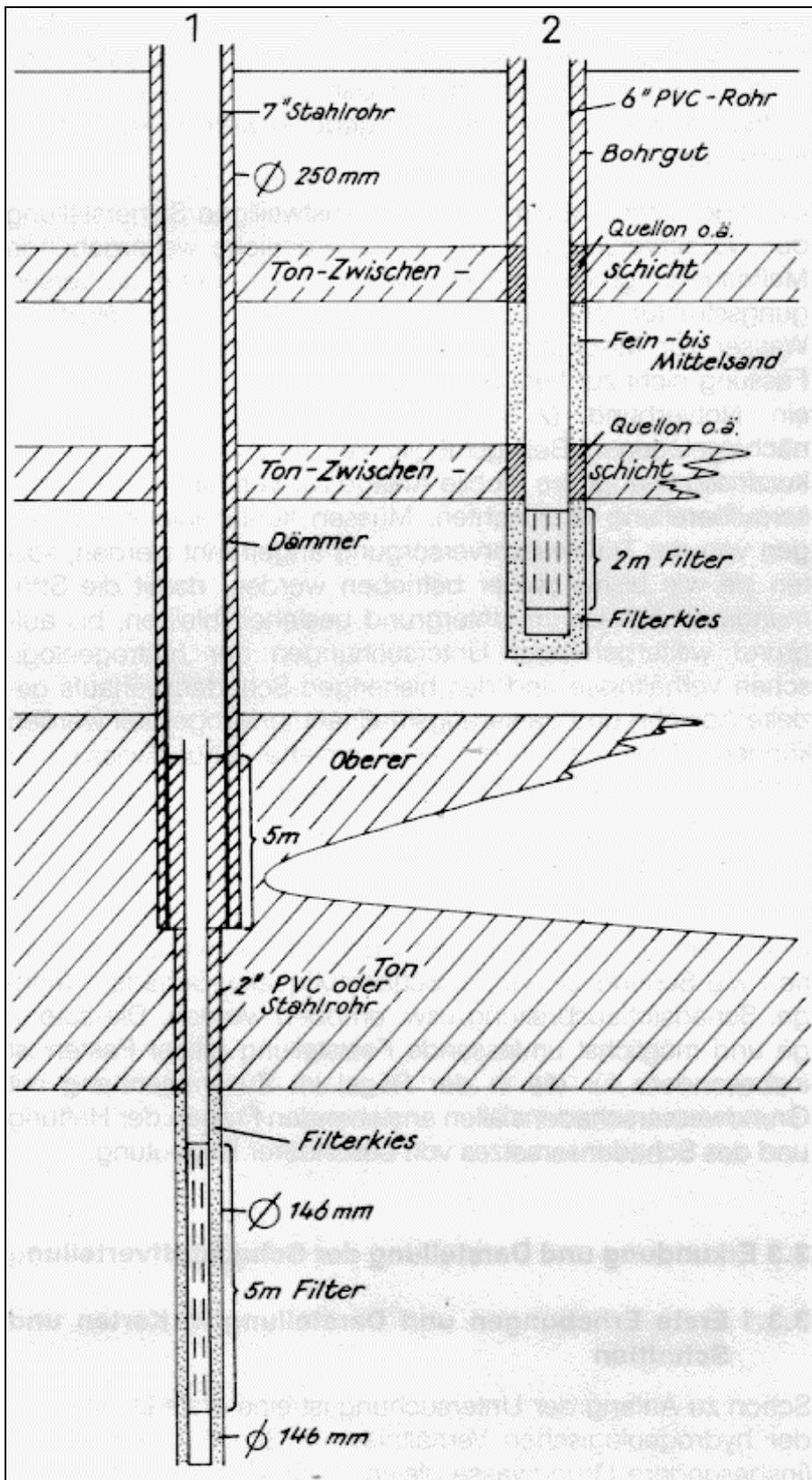


Abb. 3.1: Beispiel für den Ausbau von Tiefenmeßstellen

Wenn Grundwassermeßstellen das oberflächennahe Stockwerk erfassen sollen, sind die Bohrungen möglichst bis auf die nächste stauende Schicht, auch wenn diese nur lokal verbreitet ist, bzw. bis zur Sohlschicht (bei geringer Aquifermächtigkeit) niederzubringen. Die Filterstrecke sollte 1-2 m oberhalb des mittleren Grundwasserspiegels beginnen und bis zur Basis des erbohrten Aquifers reichen.

Bei großer Aquifermächtigkeit genügt es im allgemeinen, wenn der Aquifer an einigen Stellen, vor allem in der Nähe des Schadensherdes, durch Bohrungen vollständig erkundet wird. Die weiteren Meßstellen, die zum Nachweis der Schadstofffahnen dienen, können dann eventuell flacher verfiltert werden.

Es empfiehlt sich nach Abschluß der Bohrarbeiten zunächst eine Schöpfprobe zu entnehmen, die rasch analysiert werden muß. Anhand des Ergebnisses kann dann entschieden werden, welches Material zum Ausbau verwendet werden kann und ob die Bohrung eventuell als größer dimensionierter Pumpbrunnen ausgebaut werden soll. Meßstellen sollten mindestens mit einem Filterrohrdurchmesser von 125 mm (5") ausgebaut werden. Bei sehr geringen Flurbständen, die den Einsatz einer Saugpumpe ermöglichen, kann eventuell ein geringerer Durchmesser (100 mm) gewählt werden.

Bei der Auswahl der Ausbaumaterialien (Filterrohre und Dichtungen) ist zu beachten, daß Kunststoffe durch hohe CKW - Konzentrationen oder durch CKW in Phase angegriffen werden können. Es kann derzeit noch nicht abschließend beurteilt werden, bis zu welchen Schadstoffkonzentrationen Kunststofffilterrohre und Dichtungen als beständig angesehen werden können. Untersuchungen an PVC-Rohren haben ergeben, daß diese nach 2jährigem Einsatz zur Ableitung von Deponiesickerwasser mit einer Gesamtkonzentration an CKW von ca. 600 mg/m<sup>3</sup> keine Schädigungen aufwiesen. Bei Meßstellen im oberflächennahen Grundwasserstockwerk ist die CKW-Beständigkeit der verwendeten Dichtungen von untergeordneter Bedeutung, da eventuelle Undichtheiten der Rohrverbindungen dort als unbedenklich angesehen werden können.

In Industriegebieten, wo mit hohen Schadstoffkonzentrationen gerechnet werden muß, bzw. in der Nähe von Schadstoffherden, ist unter Umständen ein Ausbau mit Stahlrohren zweckmäßig. Insbesondere in Festgesteinsgrundwasserleitern, wo die CKW-Konzentration aufgrund hoher Fließgeschwindigkeiten schnell ansteigen können, sollte man in Zweifelsfällen Stahlrohre zum Ausbau verwenden. Bei der Materialauswahl sind auch die Angaben der Rohrhersteller zur CKW-Beständigkeit des Rohrmaterials zu beachten.

Bei der Erkundung von tiefen Stockwerken oder tieferen Teilstockwerken des Grundwasserleiters ist mit großer Vorsicht vorzugehen. Bei unsachgemäßem Vorgehen besteht die Gefahr, daß Verschmutzungen in die Tiefe verschleppt werden. Soll eine Erkundung stattfinden, so ist ein vollständiges Durchteufen des gesamten Grundwasserleiters wünschenswert. Dies ist aus Kostengründen oft nicht mit mehreren Bohrungen möglich. Es muß jedoch in jedem Fall so tief gebohrt werden, daß 5 m Filterstrecke unterhalb des Trennhorizonts eingebaut werden können.

Ein Problem stellt bei tieferen Meßstellen die vollständige Abdichtung des Ringraums (Zwischenraum zwischen dem eingestellten Filterrohr und der Bohrlochwand) im Bereich trennender Zwischenhorizonte dar. Es muß darauf geachtet werden, daß durch die Bohrung keine

hydraulische Verbindung zwischen den Stockwerken geschaffen wird, durch die CKW in die Tiefe gelangen können. Herkömmliche Abdichtungen aus Tonkugeln, Zement und verschiedenlich auch aus Dämmern, haben sich oft als nicht ausreichend dicht erwiesen. Zur Zeit liegen noch zu wenig Erfahrungen mit Bentonit-Granulat (z.B. Quellton) vor, um dieses Material abschließend beurteilen zu können. Werden mehrere Tonschichten beim Abteufen durchfahren, so ist darauf zu achten, daß der Ringraum im Bereich jeder dieser Schichten abgedichtet wird.

Undichte Rohrmuffen sind ein weiteres Problem tiefer Meßstellen (Assmann et al. 1983). Danach gewährleisten die bisher üblicherweise verwendeten PVC-Rohre ohne eingelegte Gummidichtung an den Rohrverbindungen (Rohrmuffen) keine absolute Dichtheit. Auch die Dichtheit der neu entwickelten PVC - Rohre, bei denen die Rohrmuffen mit eingelegten Gummidichtungen abgedichtet werden, wird bezweifelt. Da außerdem die Beständigkeit der Gummidichtungen gegen CKW nicht sicher gewährleistet ist, sollte das Gewinde der Rohre zusätzlich zu den Gummidichtungen z.B. mit einer lösemittelfreien dauerelastischen Kautschukmasse abgedichtet und die Verbindungsstellen mit einer Petrolatumbinde versehen werden. Erste Messungen an derart ausgebauten Meßstellen haben keine Undichtheiten erkennen lassen. Meßstellen sind nach dem Ausbau klarzupumpen und auf ihre Funktionsfähigkeit zu überprüfen. Insbesondere Meßstellen, die im Spülverfahren mit Spülmitteln abgeteuft wurden, sollten mit Auffüllversuchen getestet werden.

Bei tiefen Meßstellen ist eine Kontrolle auf Dichtheit notwendig. Hierzu gibt es mehrere Möglichkeiten, die nachfolgend kurz aufgeführt werden. Ein unterschiedlicher Grundwasserstand in der tiefen Meßstelle im Vergleich zur nahegelegenen flachen Meßstelle ist allein kein ausreichender Beweis für Dichtheit.

- Chemische Untersuchungen

Ein Vergleich des Chemismus zwischen tiefem Grundwasser und oberflächennahem Grundwasser kann Hinweise auf Undichtigkeiten geben.

Tiefe Grundwässer sind im allgemeinen reduziert und daher weitgehend nitratfrei. Hohe Nitratgehalte in der Tiefe sind daher oft ein Hinweis auf einen Zufluß von nitratreichem Wasser aus dem oberen Stockwerk.

Chemische Untersuchungen sind im allgemeinen nur dann sinnvoll, wenn der Druckspiegel des tiefen Grundwasserleiters unter dem Druckspiegel bzw. der freien Oberfläche des oberen Grundwasserleiters liegt, d.h. wenn eine Strömung von oben nach unten stattfinden kann. Dies gilt ebenso für Isotopenmessungen.

- Isotopenmessungen

Tiefe Grundwässer sind aufgrund ihres hohen Alters im allgemeinen tritiumfrei. Tritiumgehalte sind daher oft ein Hinweis auf Fremdwasserzufluß. Die Meßgenauigkeit muß für diesen Zweck groß sein.

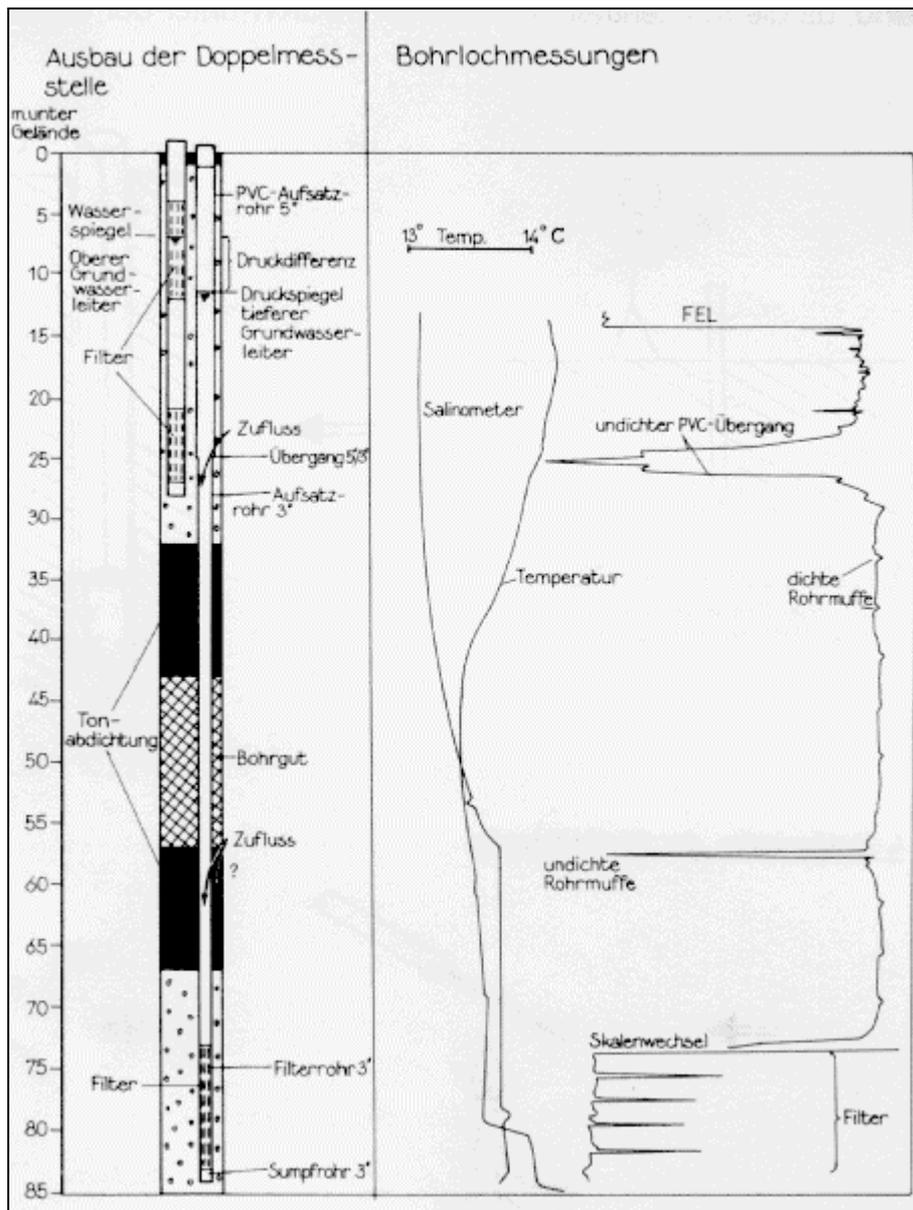


Abb. 3.2: Bohrlöchlösungen in einer Grundwassermeßstelle

- Bohrlöchlösungen

Der Ausbau von Meßstellen und Brunnen kann durch Bohrlöchlösungen kontrolliert werden. Anhand des Gamma Logs kann die vertikale Verteilung von Tondichtungen festgestellt werden. Durch Messung des Temperaturprofils, die auch vom Probenehmer durchgeführt werden kann, lassen sich unter günstigen Bedingungen auf einfache Weise Undichtigkeiten erkennen. Leitfähigkeitsmessungen ergeben ebenfalls Hinweise auf Fremdwasserzufluß. Mit Widerstandsmessungen kann die Lage des Filterbereichs überprüft werden. Undichtigkeiten geringerer Art, wie z.B. defekte Rohrmuffen, können durch das fokussierte Electric-Log (FEL), das sehr empfindlich ist, nachgewiesen werden (vgl. Abb. 3.2). Mit dem Flowmeter kann man während des Pumpens Zu- und Abstrombereiche des Wassers erfassen. In Abb. 3.2 zeigt das fokussierte Electric-Log die Lage der Filterstrecken und die undichten Rohrmuffen an. Der Verlauf des Temperatur- und des Salinometer-Logs ist unregelmäßig. Die undichten Rohrmuffen können damit jedoch nicht genau lokalisiert werden.

Insbesondere bei tieferen Bohrungen im Lockergesteinsbereich können Bohrlochmessungen auch zur Gewinnung eines zuverlässigen Bohrprofils erforderlich werden. Sie ermöglichen einen raschen Vergleich mit anderen Bohrungen. Anhand des Meßdiagramms kann das Bohrprofil korrigiert werden (Tiefenlage von Schichtgrenzen oder Erkennung von tonigen Zwischen-schichten, die in den Spülproben nicht zu sehen waren).

### **Bodenluftuntersuchungen**

Es gibt 2 Methoden zur Untersuchung der Bodenluft

- das Gasprüfröhrchenverfahren
- die gaschromatographische Methode (GC)

#### Gasprüfröhrchenverfahren

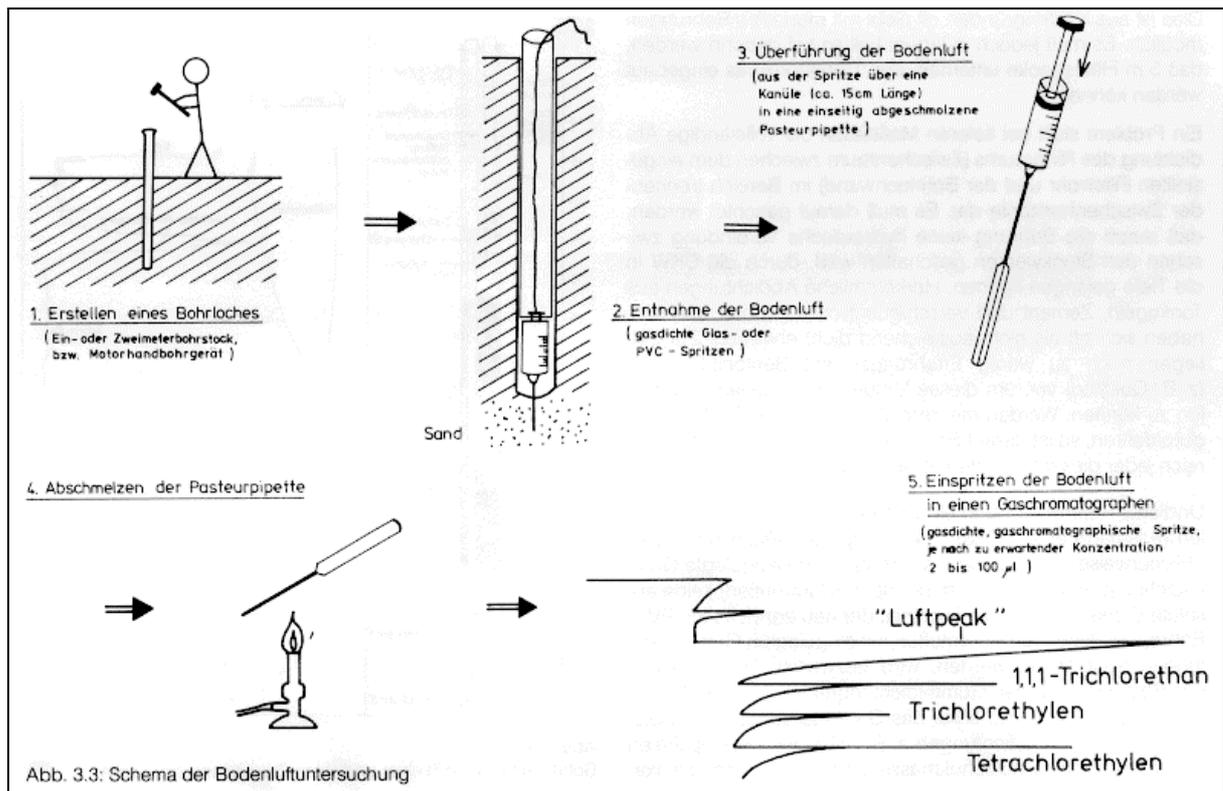
Das Verfahren mittels Prüfröhrchen ist eine halbquantitative Methode. Die CKW werden summarisch bestimmt, eine Differenzierung nach Einzelsubstanzen ist nicht möglich. Wenn mittels Prüfröhrchen keine CKW nachgewiesen werden können, bedeutet dies nicht unbedingt, daß keine CKW vorhanden sind, da die Konzentration vorhandener CKW unter der Nachweisgrenze der Methode liegen könnte. Der Vorteil der Methode liegt darin, daß ohne aufwendige Analysen die CKW durch das verfärbte Prüfröhrchen an Ort und Stelle sofort nachgewiesen werden können und daß, eine geeignete Rammsonde vorausgesetzt, die Prüfung in beliebigem Niveau in Tiefen bis zu 10 bis 15 m möglich ist.

#### Gaschromatographische Methode

Bei der gaschromatographischen Methode wird die aus der gewünschten Tiefe entnommene Bodenluft im Gaschromatograph analysiert. Zur Bodenluftgewinnung gibt es verschiedene Entnahmetechniken. Im folgenden wird die **Methode der Entnahme von Bodenluft** nach Neumayr erläutert. Dieses Verfahren liegt allen im Leitfaden zitierten Bodenluftuntersuchungen zugrunde. Außerdem läßt es sich hinsichtlich der Entnahme ohne großen apparativen Aufwand leicht handhaben.

Zur Probenahme der Bodenluft aus unterschiedlichen Tiefenniveaus wird folgende Technik angewandt (siehe Abb. 3.3 Schema der Bodenluftanalytik):

- Je nach Entnahmetiefe der Bodenluft wird ein Einmeter - bzw. Zweimeterbohrstock mittels eines schweren Kunststoffhammers oder eines Motorhandbohrgerätes auf etwa 5-10 cm vor der Probenahmetiefe in den Boden eingeschlagen. Nach Abdrehen des Bohrgutes wird das Bohrgut herausgezogen (der beim Herausziehen des Bohrgutes entstehende Unterdruck begünstigt den Eintritt von Bodenluft in das Bohrloch).
- An dem Kolben einer gasdichten Spritze (wie sie in der Gaschromatographie verwendet wird) oder einer medizinischen Spritze von 5-10 ml Volumen wird eine Schnur befestigt und durch ein Rohr geführt, welches im Durchmesser so dimensioniert ist, daß die Spritzenbacken an der Rohrkante aufliegen, jedoch den Kolben frei durchlassen. Um die Spritzenkanüle bei der Eingabe in den Boden besser zu schützen, ist es ratsam, diese mit einer Spiralfeder oder ein zylindrischen Metallummantelung zu umgeben.



**Abb. 3.3 Schema der Bodenluftuntersuchungen**

- Die so angeordnete Spritze und das Rohr werden in das Bohrloch eingeführt und die Spritzenkanüle am Rohrlochboden in das Sediment eingestochen. Durch Ziehen an der Schnur wird der Kolben bewegt und somit die Spritze mit Bodenluft gefüllt. In bindigen Böden genügt es, die Bodenluft unmittelbar über der Bohrlochsohle zu entnehmen - ein Einstechen in bindiges Material kann ansonsten die Spritzenkanüle verstopfen.
- Die Bodenluft wird im weiteren über die Spritzenkanüle in eine abgeschmolzene Pasteurpipette überführt, wobei darauf zu achten ist, daß das Spritzenvolumen wesentlich größer ist als das Volumen der Pasteurpipette. Es ist darauf zu achten, daß diese Pipetten eine genügend lange Spitze besitzen. Die Befüllung erfolgt vom Boden her, wobei die in der Pasteurpipette befindliche Luft von der Bodenluft verdrängt wird. Unmittelbar nach diesem Vorgang wird die Pipette an ihrem kapillar ausgezogenen Teil mit einer Flamme (beispielsweise Propangasbrenner) rasch abgeschmolzen.
- Um insbesondere den photochemischen Abbau während des Probentransportes zu verhindern, werden die befüllten Pasteurpipetten in einer Kühlbox dunkel und kühl gelagert.

Die **gaschromatographische Analyse** kann im Labor oder bei entsprechender Ausrüstung auch im Gelände erfolgen. Die Auswertung im Gelände erlaubt ein gezieltes Verfolgen der Kontamination durch laufende Anpassung des Meßrasters an die gemessenen Konzentrationen. Die Anzahl der Probenahmestellen pro Tag ist jedoch geringer, da die Analysen die Entnahmen verzögern. Bei der Interpretation der Meßergebnisse ist die ubiquitäre Verbreitung der CKW in der Bodenluft (Grundbelastung) zu berücksichtigen.

Aus einer großen Zahl von Probebohrungen im Einmeterbereich können folgende Grundbelastungen angegeben werden:

- in forst - und landwirtschaftlich genutzten Gebieten von Taunus und Odenwald liegt ein Grundbelastungspegel von

Tetrachlorethylen	1 bis 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Trichlorethylen	1 bis 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1,1,1-Trichlorethan	nn bis 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- in den westexponierten Teilen des Schwarzwaldes, die sich durch hohe jährliche Niederschlagsmengen auszeichnen, liegen die Gehalte der Bodenluft bei ebenfalls vorherrschend forst- und landwirtschaftlicher Nutzung merklich höher

Tetrachlorethylen	10 bis 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Trichlorethylen	8 bis 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1,1,1-Trichlorethan	1 bis 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- in Böden charakteristischer Stadtlandschaften (Rhein-Main-Gebiet) zeigte sich unter der Voraussetzung geringer jährlicher Niederschlagsmengen (550-850 mm/a) ein erhöhter Grundpegel von

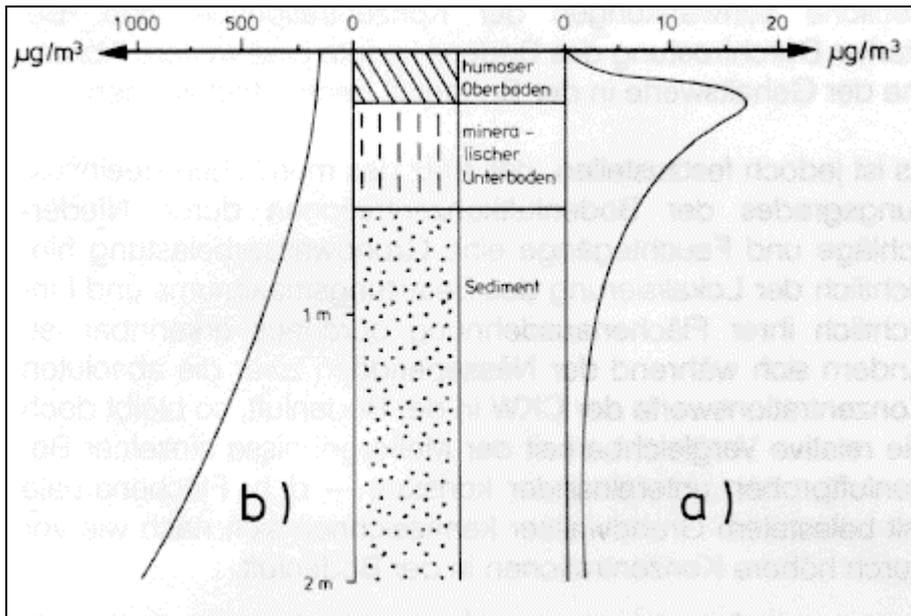
Tetrachlorethylen	8 bis 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Trichlorethylen	5 bis 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1,1,1-Trichlorethan	nn bis $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- in unmittelbaren Umgebungsbereichen chemischer Reinigungen, metallverarbeitender Industrien, Galvanikbetrieben usw. erhöhen sich die Bodenluftkonzentrationen in nennenswertem Maße

Tetrachlorethylen	50 bis 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Trichlorethylen	30 bis 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1,1,1-Trichlorethan	5 bis 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Da in allen bisher durchgeführten Bodenluftuntersuchungen Dichlormethan aus atmosphärischem Eintrag nicht nachweisbar war, kann davon ausgegangen werden, daß Dichlormethan mikrobiell abgebaut wird (vgl. Kap. 2.3.2).

Wie im Schema der Abb. 3.4 verdeutlicht, zeigt sich ein charakteristischer Unterschied in der vertikalen Konzentrationsverteilung über das Bodenprofil zwischen dem atmosphärischen Eintrag der Schadstoffe in den Bodenkörper und einer Schadstoffbelastung im Grundwasser.



**Abb. 3.4: Schema Vertikale Konzentrationsverteilung von chlorierten Kohlenwasserstoffen in der Bodenluft**

- atmosphärische Belastung
- Grundwasserbelastung

Während im Falle des atmosphärischen Eintrages sich ein mehr oder minder deutliches Maximum der Konzentrationskurve im Übergangsbereich des humosen Oberbodens zum mineralischen Unterboden ausweist und die Gehaltswerte mit zunehmender Tiefe abnehmen, läßt die Situation im Falle der Grundwasserbelastung eine deutliche Zunahme der Konzentrationen mit der Tiefe erkennen. Der Einfluß der Grundwasserkontamination kennzeichnet sich überdies durch merklich höhere Konzentrationswerte der Lösemittel meist im  $\text{mg}/\text{m}^3$  Bereich.

#### Beeinflussung durch Niederschläge

Die Bodenluftkonzentrationen werden durch Niederschläge und entsprechende Feuchtegänge wesentlich beeinflusst. Aus diesem Grunde kann die Bodenluftanalytik nicht als absolutes Meßverfahren zur Feststellung von Grundwasserbelastungen eingesetzt werden. Bodenluftmessungen können relativ zueinander Zonen unterschiedlicher Grundwasserbelastungen erkennen und nach Größenordnungen differenzieren. Die Reproduzierbarkeit der Bodenluftanalytik wurde mehrfach unter trockenen und feuchten klimatischen Voraussetzungen überprüft. Lediglich bei Trockenwetter konnte eine gute Reproduzierbarkeit der Bodenluftwerte nachgewiesen werden. Als Anhaltswerte für den Beeinflussungsgrad von Bodenluftkonzentrationen durch variable Feuchtegänge mögen die Meßwerte der Tabelle 3.1 dienen. Hier sind die ermittelten Bodenluftkonzentrationswerte der Trockenperioden denen aus Regenperioden gegenübergestellt. Während die unter Trockenwettervoraussetzung ermittelten Grundbelastungswerte in Heidelberg- Eppelheim offensichtlich bei Naßwetter erhöht werden, kommt es im Falle Mannheim (Grundwasser belastet) zu einer deutlichen Erniedrigung der gefundenen Konzentrationen in der Bodenluft. Überdies charakterisieren sich die unter Naßwettervoraussetzungen entnommenen Bodenluftproben durch erhebliche Schwankungen der Konzentrationsbereiche. Bei starker Durchfrostung des Bodens konnte eine weitere Abnahme der Gehaltswerte in der Bodenluft beobachtet werden.

Heidelberg-Eppelheim	trocken			Regen		
Tetrachlorethylen	22	21	21	55	104	61
Trichlorethylen	6	6	6	12	33	25
1,1,1-Trichlorethan	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Mannheim	trocken			Regen		
Tetrachlorethylen	15 400	15 600	15 800	3 560	4 180	2 970
Trichlorethylen	3 600	3 700	3 400	920	1 080	760
1,1,1-Trichlorethan	1 900	1 850	1 850	710	860	695

**Tab. 3.1: Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Bodenluftanalytik (Vergleich: Trockenwetter - Naßwetter; Angaben in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

Es ist jedoch festzustellen, daß trotz des merklichen Beeinflussungsgrades der Bodenluftkonzentrationen durch Niederschläge und Feuchtegänge eine Grundwasserbelastung hinsichtlich der Lokalisierung des Belastungsmaximums und hinsichtlich ihrer Flächenausdehnung durchaus erkennbar ist. Ändern sich während der Nässeperioden zwar die absoluten Konzentrationswerte der CKW in der Bodenluft, so bleibt doch die relative Vergleichbarkeit der Messergebnisse einzelner Bodenluftproben untereinander konstant - d.h. Flächenareale mit belastetem Grundwasser kennzeichnen sich nach wie vor durch höhere Konzentrationen in der Bodenluft.

Aus diesen Gründen ist eine Vergleichbarkeit von Bodenluftanalysen nur dann gewährleistet, wenn die Bodenluftproben

- nach einer einheitlichen Methode und
- zum gleichen Zeitpunkt

genommen worden sind.

Probenahmen, die unter Umständen Monate auseinanderliegen, sind aufgrund der meist nicht mehr reproduzierbaren Feuchteverhältnisse im Untergrund kaum miteinander zu vergleichen. Um jedoch eine angenäherte Vergleichbarkeit bei unterschiedlichen Probenahmezeiten bzw. -orten zu gewährleisten, ist es ratsam, durch Bodenluftprobenahmen im Unmittelbarbereich der Grundwassermeßstellen, von denen Analysedaten des Grundwassers vorliegen, die Bodenluftanalytik zu „eichen“.

Prinzipiell gilt für die Grenzen der Erfäßbarkeit einer Grundwasserbelastung durch Bodenluftanalytik, daß

- Grundwasserbelastungen eines zweiten, tiefer gelegenen Grundwasserleiters nicht erkennbar sind,
- schwebende Grundwasserleiter oder Staukörper den Gasaustausch des belasteten Grundwassers verhindern und somit bodenluftanalytisch nicht erkennbar sind,
- Böden mit Staunässebildung wie Pseudogleye, Bodenluftmessungen im Tiefenniveau von einem Meter unmöglich machen,

- Bodenluftprobenahmen während einer Regenperiode stark verfälscht werden,
- Bodenluftprobenahmen im gefrorenen Boden (Kühlfalleneffekt) nicht zu repräsentativen Ergebnissen führen.

Nachfolgend soll die Vorgehensweise zur Auffindung des Schadensherdes und der Ausbreitung der Grundwasserverunreinigung erläutert werden.

#### Erkennung direkt belasteter Böden durch Bodenluftuntersuchung

Direkt belastete Böden sind über Bodenluftmessungen erkennbar. Sie weisen in der Regel stark erhöhte Werte an CKW-Konzentrationen auf (vgl. Beispiele in Tab. 3.2). Bei geringer Bodenfeuchte und annähernd homogenem Bodenmaterial besteht jedoch z.T. eine gute Korrelation zwischen den CKW-Gehalten der Bodenluft und den CKW-Gesamtgehalten der entsprechenden Bodenprobe. In der Tab. 3.2 sind die analytischen Ergebnisse aus Bodenproben und Bodenluftproben einer Bohrung in einem durch Tetrachlorethylen belasteten Boden gegenübergestellt. Es läßt sich eine deutlich lineare Beziehung zwischen den Konzentrationen in der Bodenmatrix und der Bodenluft erkennen.

Tiefe (cm)	Tetrachlorethylen		Trichlorethylen		1,1,1-Trichlorethan	
	Boden mg/kg	Bodenluft $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Boden mg/kg	Bodenluft $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Boden mg/kg	Bodenluft $\mu\text{g}/\text{m}^3$
25	115	111 000	0,49	510	<0,010	12
50	74	71 800	0,18	217	0,025	31
100	352	341 000	0,67	856	0,027	39
200	5 050	4 900 000	6,00	7 300	0,430	251
300	212	205 000	0,51	639	0,018	23
400	63	60 000	0,12	167	<0,010	7

**Tab. 3.2: Vergleich der CKW-Konzentrationen in Bodenproben zur entsprechenden Bodenluft aus einer Bohrung (alle Bodenproben Mittelsande ohne organische Gehalte und trocken)**

#### Vorgehensweise

##### Ungesättigte Zone

Wenn eine Grundwasserverunreinigung auftritt, ist die Schadstoffquelle bzw. der Schadstoffherd oft nicht leicht zu finden. In den meisten Fällen stellt die verunreinigte ungesättigte Zone den Schadstoffherd dar, aus der die CKW in das Grundwasser eingetragen werden. Die Imprägnation des Bodens mit Schadstoffen kann sehr unregelmäßig sein (vgl. Kap. 2.3.1). Sie sollte in der Fläche und nach der Tiefe hin eingegrenzt werden. Dies ist besonders dann schwierig, wenn bei alten Schadensfällen an der Oberfläche keine CKW nachgewiesen werden können oder wenn der Schadensherd überbaut ist.

In den meisten Fällen erfolgt der Nachweis der CKW an Bodenproben, die durch Bohrungen oder Schürfe gewonnen und dann chemisch analysiert werden. Diese Methode empfiehlt sich, da zur Bewertung des Gefährdungspotentials für das Grundwasser konkrete Zahlen über die Menge der im Boden enthaltenen Schadstoffe wünschenswert sind. Hilfsweise können Bodenluft-Messungen durchgeführt werden. Diese Methode kann auch dann angewendet werden,

wenn die Schadensstelle durch Beton oder Asphalt überdeckt ist, da nur kleine Löcher für die Sonden zur Probenahme notwendig sind.

### Gesättigte Zone

Es ist darauf zu achten, daß der Untersuchungsbereich nicht zu eng eingegrenzt wird. Neben der Erkundung der mutmaßlichen Schadstoffausbreitung in Richtung des Grundwasserstroms müssen alle Untersuchungen auch auf den Bereich oberhalb einer georteten Schadensquelle ausgedehnt werden. Dadurch wird abgeklärt, ob das Grundwasser schon vorbelastet an der Schadstoffquelle ankommt und ob gegebenenfalls oberstromig noch weitere Schadstoffquellen vorhanden sind. Auch Grundwasseraufschlüsse oberhalb einer vermuteten Schadstoffquelle müssen beprobt werden. Es muß beachtet werden, daß nur in gleichen Bereichen verfilterte Meßstellen und Brunnen vergleichbar sind.

Erfahrungsgemäß treten in der Nähe des Schadstoffherdes die höchsten CKW-Belastungen in der Regel an der Grundwasseroberfläche auf (vgl. hierzu Kap. 2.3.1 / 2.3.2). Ihre Erfassung ist nur durch Schöpfproben möglich, da durch Abpumpen unverschmutztes Wasser aus anderen Bereichen beigezogen wird, was zu einer starken Verdünnung führen kann. Wenn in solchen Fällen abgepumpt wird, steigen nach einer kurzen Pumppause die CKW-Konzentrationen jedoch aufgrund des immer noch vorhandenen Nachschubs wieder auf hohe Werte an.

Auch Oberflächengewässer, die in den Grundwasserkörper einspeisen, sollten in die Untersuchung mit einbezogen werden, obwohl dort im allgemeinen die Gehalte an CKW gering sind.

Bevor die Einrichtung weiterer Meßstellen angeordnet wird, sollten zunächst kostengünstige Bodenluftmessungen durchgeführt werden. Ist der Schadstoffherd und die Schadstoffausbreitung im Grundwasser noch nicht bekannt, legt man sinnvollerweise ein weitmaschiges Netz (30-50 m) von Bodenluftentnahmepunkten über den vermuteten kontaminierten Bereich. Ist der Schadstoffherd und die Grundwasserfließrichtung bekannt, können quer zur Schadstoffnahme Profillinien gelegt werden (Bohrpunktabstand 15 bis 25 m).

Zur Feststellung der Grundwasserfließrichtung und zur Kontrolle der Schadstoffausbreitung muß ein Meßnetz von Grundwasserbeobachtungsrohren eingerichtet werden. Oft sind schon Grundwassermeßstellen (amtliches Meßnetz, Meßstellen im Vorfeld von Wasserwerken) vorhanden, die mit in das Meßnetz einzubeziehen sind. Die Einrichtung weiterer Meß- und Beprobungsstellen richtet sich nach den Ergebnissen aus dem bisherigen Meß- und Beprobungsnetz und nach den Ergebnissen der Bodenluftmessungen.

Im allgemeinen muß unterstromig des Schadstoffherdes eine Pegelreihe (in der Regel 2-4 Meßstellen) quer zur Grundwasserfließrichtung angeordnet werden. Bei kleinen Schadensfällen kann auch eine Meßstelle genügen. Bei großen Schadensfällen kann eine zweite Pegelreihe in einigen 100 m Entfernung notwendig werden. In der Fließrichtung müssen einige Beobachtungsrohre eingerichtet werden, um das Ansteigen oder bei erfolgreicher Abwehrmaßnahme das Fallen der CKW-Konzentrationen beobachten zu können. Insbesondere vor Wasserfassungen, die dicht am Rand einer Schadstofffahne liegen, müssen mindestens 1-2 Grundwassermeßstellen eingerichtet werden, um ein mögliches Beiziehen der Schadstoffe rechtzeitig zu erkennen. In der Regel empfiehlt es sich, oberstromig der Schadensquelle eine Meß- und Beprobungsstelle einzurichten (Nullpegel).

Wenn die Möglichkeit besteht, daß tiefere Bereiche innerhalb des Grundwasserleiters bzw. tiefere Stockwerke kontaminiert werden (Schadensfalltypen Kap. 5.1.2, 5.1.3 u. 5.1.4) kann es erforderlich sein, die Untersuchungen nach der Tiefe hin auszudehnen. Ob eine solche Erkundung notwendig ist, muß sorgfältig erwogen werden. Mächtiger Schluff- und Tonschichten verhindern im allgemeinen ein Vordringen der CKW nach der Tiefe - vorausgesetzt, daß keine zu großen Mengen an CKW ausgelaufen sind. Dabei ist zu beachten, daß Schluff- und Tonschichten oft lückenhaft ausgebildet sind (Fenster). Wenn CKW in Grundwasserproben aus tiefen Meßstellen oder tiefen Betriebsbrunnen festgestellt werden, ist zunächst die Dichtheit des Brunnens bzw. der Meßstelle zu überprüfen.

### 3.3.3 Darstellung der Untersuchungsergebnisse

#### Auflistung der Analysendaten

Die Analysendaten müssen so aufgelistet werden, daß die zeitliche Konzentrationsentwicklung jeder Meßstelle leicht erkennbar ist. Normalerweise werden die Analyseergebnisse von den Chemischen Laboratorien in der Reihenfolge der Probenahmen aufgelistet. Diese Rohdaten müssen aufbereitet werden. Bei wenigen Beprobungsstellen genügt es, wenn eine Liste der Beprobungsstellen oder eine Karteikarte pro Beprobungsstelle geführt wird, in der die Analysendaten in zeitlicher Reihenfolge eingetragen werden. Bei einer großen Anzahl von Analysendaten empfiehlt es sich, die Speicherung und Auswertung (z.B. Konzentrationsganglinien) über EDV durchzuführen.

#### Fortführung der ersten Darstellungen

Die ersten Grundwassergleichenpläne, hydrogeologischen Schnitte und Strukturpläne sollten aufgrund der durch die Untersuchungsmaßnahmen erworbenen neuen Kenntnisse (Bohrergebnisse, Grundwasserspiegelmessungen) ständig fortgeführt werden. Dies gilt ebenso für die flächenhafte Darstellung der Konzentrationen.

#### Konzentrationsgleichenpläne

In der Mehrzahl der Fälle ist eine brauchbare Auswertung der Grundwasseranalysendaten und eine zielstrebige Weiterführung der Untersuchungen zur horizontalen Ausbreitung der CKW nur mit Hilfe möglichst genauer flächenhafter Darstellungen der Konzentrationen (Einzel- und Summenparameter) z.B. in Form von Gleichenplänen oder bei nur wenigen Meßstellen mit Stabdiagrammen möglich. Dabei müssen die Grundwasserfließrichtungen berücksichtigt werden. Ebenso geben Bodenluftmessungen ergänzende Hinweise auf die Verbreitung der Schadstoffe. Die Ergebnisse der Bodenluftmessungen sollten jedoch getrennt dargestellt werden.

Insbesondere in Industriegebieten können meist mehrere Schadensfälle auftreten, so daß sich die verschiedenen Schadstofffahnen überlagern. Ein Erkennen dieser Schadstofffahnen ist meist nur anhand der Konzentrationsverteilung der einzelnen CKW möglich. Oft sind bestimmte Schadstoffkombinationen oder ein einzelner Schadstoff typisch für einen Schadensfall. Daher genügt die Betrachtung der Summe der CKW in der Regel nicht.

Jeder Konzentrationsgleichenplan stellt eine Momentaufnahme des Kontaminationszustandes dar. Es ist deshalb in der Regel erforderlich, für jeden Stichtag einen gesonderten Plan zu

zeichnen. Bei der großen Zahl der Daten ist dies in vielen Fällen nicht möglich. Bei geringen Änderungen der Konzentrationswerte genügt es im allgemeinen, die Pläne auf einen längeren Zeitraum (z.B. einen bestimmten Monat) zu beziehen.

Es ist zu beachten, daß zur Konstruktion eines Konzentrationsgleichplanes i.a. nur Werte aus in hydrogeologisch vergleichbarer Tiefe verfilterten Probenahmestellen herangezogen werden dürfen. Werden (bei den Schadensfall-Typen 5.3.2) Werte aus verschiedenen Tiefenbereichen eines Grundwasserstockwerkes mitverwendet, so sollten diese auf dem Plan besonders gekennzeichnet werden.

Zur Darstellung der Ausbreitung der CKW in der Tiefe werden u.U. zusätzliche Konzentrationsgleichpläne von tieferen Stockwerken erforderlich.

### Konzentrationsganglinien

Ganglinien sind für die Abschätzung der zeitlichen Konzentrationsentwicklung in Abwehrbrunnen, in Beobachtungsrohren, im Schadensbereich und in kontaminierten Wasserfassungen erforderlich. Sie ergänzen die Pläne, in denen die flächige Konzentrationsverteilung dargestellt ist. Außerdem können damit Meßfehler (Probenahme, Analytik) und Sorptionseffekte rasch erkannt werden. Bei Abpumpmaßnahmen kann anhand der Konzentrationsganglinie und der Aufzeichnung der Fördermenge die Menge des ausgebrachten Schadstoffes berechnet und als Summenlinie dargestellt werden.

## 3.4 Suche nach der Schadensursache

Bei der Feststellung von Grundwasserverunreinigungen ist die Ursache des Schadensereignisses oft nicht bekannt. Ein sinnvoller Einsatz von Abwehrmaßnahmen und eine effektive Sanierung des Schadensbereiches setzen weitgehende Kenntnisse über die Schadensquelle, den Schadenshergang und die Ursache der Verschmutzung voraus. Darüber hinaus müssen nicht zuletzt wegen Fragen der Haftung, der Kostentragung und des Schadensersatzes Erhebungen über Schadstoffquelle durchgeführt werden. Die Suche nach einer unbekanntem Schadensursache kann zweigleisig erfolgen:

- Durch Zurückverfolgen der Schadstofffahne mittels Grundwasseranalyse oder Bodenluftmessungen bis zum Schadstoffherd.
- Durch Überlegungen über mögliche Verschmutzungsursachen.

Dazu ist es zweckmäßig, durch Angabe über

- den Schadstoff selbst (vgl. Kap. 1.2)
- Infrastruktur des Gebietes (vgl. Kap. 1.3) und
- die hydrogeologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet (vgl. Kap. 2.2 und 5.1)

die Zahl der als Verursacher in Frage kommenden Betriebe und den Verursacherbereich einzugrenzen. Als weitere Maßnahme kommen eingehende Orts- und Betriebsbesichtigungen in Betracht, außerdem sollten alle fachlich zuständigen Behörden ggf. sonstige betroffene Institutionen sowie Personen mit langjähriger Ortskenntnis in die Nachforschungen eingeschaltet werden.

Innerhalb der Betriebe, die CKW verwenden, kommen als potentielle Schadstoffquellen drei Hauptbereiche in Betracht: Lagerung, Verwendung und Handhabung im Produktionsbereich und Entsorgung.

Da nahezu alle der bisherigen bekannten Schadensfälle auf Unzulänglichkeiten in einem dieser Bereiche basieren, sollte bei der Suche nach möglichen Schadstoffherden das Hauptaugenmerk auf folgende Punkte gelenkt werden:

### **Lagerung**

- Be- und Entladen von Fässern (Stückgut)
- Tankbefüllung:  
Überfüllung, Wärmeausdehnung, defekte Kupplungen, Versickerung des Schlauchinhalts
- Befüll- und Entnahmeleitungen von Tankanlagen
- ungeeignete Auffangwannen:  
Risse, Fugen, Beschichtung, unbefestigte Flächen

### **Verwendung und Handhabung im Betrieb**

- Abfüllung, Umfüllung
- veraltete Technologie:  
Tauchbäder (Verschleppungseffekt)
- Transport innerhalb des Produktionsbereiches

### **Entsorgung**

- Abgabe in Kanalisation:  
undichte Leitungen, Leichtstoffabscheider, Schwerstoffabscheider
- Lagerung von Abfällen:  
Putzmittel, CKW-benetzte Späne, CKW-haltige Schlämme
- Lagerung von Lösemittelresten und gebrauchte Lösemittel zur Aufarbeitung (Rückgut), Emballagen, Abstellflächen.

Daneben sind bei den Erhebungen betriebsspezifische Besonderheiten zu berücksichtigen, die ebenfalls als Schadstoffquelle in Betracht kommen könnten.

Bei der Suche nach Schadstoffherden muß auch auf undichte Kanalisationen geachtet werden. Sie können Ursache für punkt-, strich- und linienförmige oder diffuse Verunreinigungen sein. Ablagerungen von CKW-haltigen Abfällen in ehemaligen Müllkippen können ebenfalls Ausgangspunkt von Grundwasserverunreinigungen sein.

## 3.5 Methoden zur Abschätzung der Ausbreitung gelöster CKW

### 3.5.1 Modellmäßige Erfassung des Schadstofftransports im Porengrundwasserleiter

Die Beantwortung einer Reihe von Fragestellungen der Wasserwirtschaft im Zusammenhang mit Grundwasserverunreinigungen verlangt eine quantitative Voraussage bzw. Rekonstruktion der Ausbreitung gelöster CKW, d.h. eine modellmäßige Erfassung des CKW-Transports im Grundwasser. Dazu gehören z.B.

- die Prognose der Ankunft einer Schadstofffahne an einer Wasserfassung
- die Prognose der Hauptausbreitungsrichtung einer Schadstofffahne
- die Planung eines Erkundungsprogramms nach der Entdeckung von CKW-Belastungen
- die Interpretation von Konzentrationsmeßdaten
- die Bemessung von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen
- die Identifikation von Verursachern.

Grundlage für die modellmäßige Erfassung der Ausbreitung gelöster CKW über größere Distanzen ist die in Kapitel 2.3.2 dargestellte Transportgleichung, Ihre Lösung im Einzelfall kann auf verschiedenen Wegen erfolgen. Ausschlaggebend für die Wahl der Methode sind

- Fragestellung
- Qualität und Quantität der zur Verfügung stehenden Daten
- Aufwand.

Drei Möglichkeiten der Näherung sind

- Vernachlässigung der Diffusions- und Dispersionsvorgänge
- geschlossene Lösungen der Transportgleichung für stark idealisierte Strömungs- und Eintragsverhältnisse
- numerische Modelle.

In einer ersten Näherung werden Diffusion und Dispersion vernachlässigt. In reinen Kies- und Sandaquiferen ist nur mit geringen Verzögerungseffekten durch Adsorption zu rechnen (Verzögerungsfaktoren von 1,0 bis 1,3). Die meisten CKW können praktisch als nicht abbaubar betrachtet werden.

Es verbleibt daher in erster Näherung nur der konvektive Transport, der im Porengrundwasserleiter im allgemeinen den wichtigsten Beitrag zur Ausbreitung gelöster CKW liefert. Die Transportgleichung wird damit zu einer Bahnliniengleichung.

Bei zeitlich relativ konstanter Strömung kann der konvektive Transport aus einem Höhen-Abhängigkeitsplan in Verbindung mit einer Kartierung der Durchlässigkeit sowie der effektiven Porosität des Aquifers bestimmt werden. An der Einleitungsstelle bzw. dem Schadensherd beginnend, läßt sich in Zeitschritten der Länge  $\Delta t$  die mittlere Bahnlinie eines Schadstoffvolumens konstruieren. Die Berechnung eines Transportschritts läuft nach folgendem Schema ab (Abb. 3,5):

Koordinaten des Schadstoffvolumens zum Zeitpunkt  $t$ :

$$x(t), y(t)$$

Hydraulisches Gefälle am Ort  $x(t), y(t)$ :

(aus Höhengleichenplan) in  $x$ -Richtung  $l_x$ ; in  $y$ -Richtung  $l_y$

Durchlässigkeit am Ort  $x(t), y(t)$ :  $k_f$  (aus Kartierung)

Effektive Porosität am Ort  $x(t), y(t)$ :  $n_e$  (aus Kartierung)

Abstandsgeschwindigkeit am Ort  $x(t), y(t)$ :

$$u_x = k_f l_x / n_e$$

$$u_y = k_f l_y / n_e$$

Koordinaten des Schadstoffvolumens zum Zeitpunkt  $t + \Delta t$

$$x(t + \Delta t) = x(t) + \Delta t \cdot u_x$$

$$y(t + \Delta t) = y(t) + \Delta t \cdot u_y$$

Startpunkt der Berechnung ist der Schadensherd mit den Koordinaten  $x_0, y_0$ , der die Startkoordinaten (Zeit  $t = 0$ ) des verfolgten Schadstoffvolumens liefert:

$$X_{(t=0)} = x_0$$

$$Y_{(t=0)} = y_0$$

Die Zeitschritte werden bis zu einer vorgegebenen Zeit  $t_{\max}$  oder bis zur Ankunft an einem Brunnen wiederholt. Das Zeitintervall  $\Delta t$  muß so klein gewählt werden, daß innerhalb der sich daraus ergebenden Schrittweite keine starken Änderungen der Abstandsgeschwindigkeit auftreten.

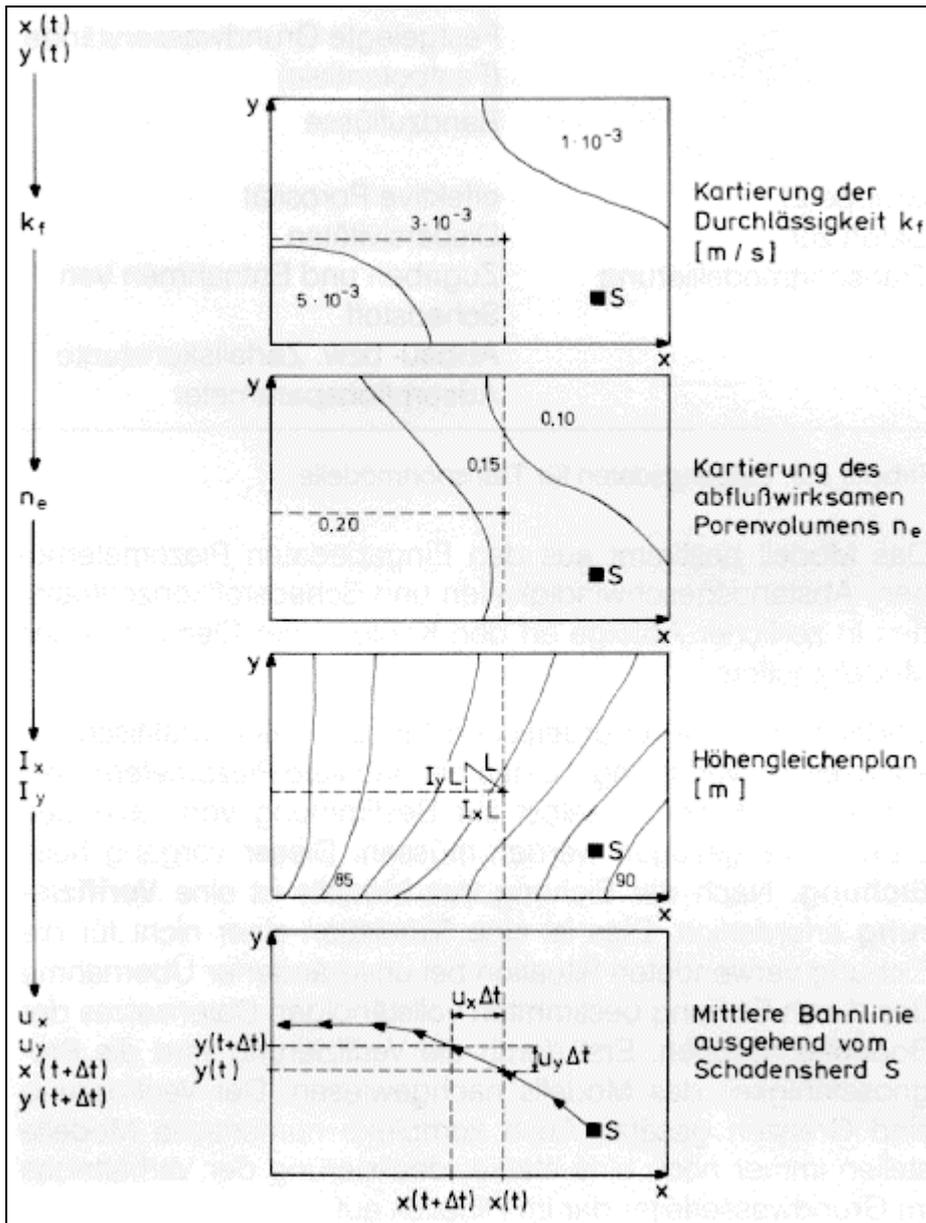


Abb. 3.5: Konstruktion der Hauptausbreitungsrichtung einer Schadstoffahne

Oft reicht die Berücksichtigung eines langfristigen Mittels der Abstandsgeschwindigkeit aus, da eine Schadstoffahne, die sich über längere Zeit ausgebreitet hat, ein Abbild der mittleren Strömungsverhältnisse über diesen Zeitraum ist. Für eine zeitlich stark veränderliche Strömung, etwa infolge großer Veränderungen in den Entnahmen während der Laufzeit der Fahne, müssen Höhengleichenpläne in engeren zeitlichen Abständen zur Verfügung stehen. Alternativ empfiehlt sich die Simulation der Grundwasserströmung mit einem herkömmlichen Grundwasserströmungsmodell.

Aussagen über den konvektiven Transport erlauben Abschätzungen der Hauptausbreitungsrichtung und mittlerer Laufzeiten. Voraussetzung für die Berechnung ist die detaillierte Kenntnis der Grundwasserströmung des betroffenen Gebietes.

Bei Abschätzungen des Schadstofftransportes in der dispersionsfreien Näherung ist Vorsicht geboten, wenn es um die Bestimmung der ersten Ankunft von Schadstoff in meßbaren Kon-

zentrationen an einer Wasserfassung geht. Die Dispersion führt eventuell zu Vorläufern, die wesentlich schneller am Brunnen ankommen, als die berechnete mittlere Schadstofffront.

Falls die Grundwasserströmung durch eine Parallelströmung konstanter Geschwindigkeit - idealisiert - angenähert werden kann, stehen für einfache Einleitungsbedingungen geschlossene Lösungen der Transportgleichung zur Verfügung. Geschlossene Lösungen sind nützlich, um erste Abschätzungen über die Dispersionskoeffizienten sowie Anfangszeitpunkt und Stärke des Schadstoffeintrags zu erhalten. Diese Größen sind im allgemeinen zunächst unbekannt.

Zwei grundsätzliche Situationen des Schadstoffeintrags in den Grundwasserstrom seien herausgegriffen:

- der momentane Schadstoffeintrag (Dauer des Eintrags klein gegenüber Ausbreitungszeit)
- die permanente Schadstoffquelle.

Die Lösungen berücksichtigen lineare Adsorption sowie Abbau nach einer Reaktion 1. Ordnung. Die x-Achse wird in Richtung der Strömung gelegt.

Momentane Injektion der Schadstoffmasse  $\Delta M$  zum Zeitpunkt  $t = t_0$  am Ort  $x = x_0$ ,  $y = y_0$  führt auf die Konzentrationsverteilung zum Zeitpunkt  $t$  (Bear, 1972):

$$c(x, y, t) = \frac{\Delta M}{4\pi n_e H u \sqrt{\alpha_L \alpha_T} (t - t_0)} * \exp\left(-\frac{(x - x_0 - \frac{U}{R}(t - t_0))^2}{4\alpha_L \frac{U}{R}(t - t_0)} - \frac{(y - y_0)^2}{4\alpha_T \frac{U}{R}(t - t_0)}\right) * \exp(-\lambda(t - t_0))$$

$c(x,y,t)$	=	Schadstoffkonzentration am Ort $x, y$ , zur Zeit $t$	[mg/m <sup>3</sup> ]
$t$	=	Zeit	[d]
$x, y$	=	Ortskoordinaten	[m]
$\Delta M$	=	eingetragene Schadstoffmasse	[mg]
$n_e$	=	effektive Porosität	[-]
$H$	=	Mächtigkeit des Aquifers	[m]
$u$	=	Abstandsgeschwindigkeit [m/d] in Richtung der positiven x-Achse	
$\alpha_L, \alpha_T$	=	longitudinale und transversale Dispersivität	[m]
$t_0$	=	Zeitpunkt des Eintrags	[d]
$x_0, y_0$	=	Ortskoordinaten des Eintragsorts	[m]
$R$	=	Verzögerungsfaktor infolge Adsorption	[-]
$\lambda$	=	Abbaurrate	[1/d]

Die Linien gleicher Konzentration sind für einen Beispielfall in Abb. 3.6 dargestellt. Das Konzentrationsmaximum der Schadstoffverteilung bewegt sich mit der Geschwindigkeit  $u/R$  stromab. Die Verteilung flacht dabei infolge Längs- und Querdispersion ab.

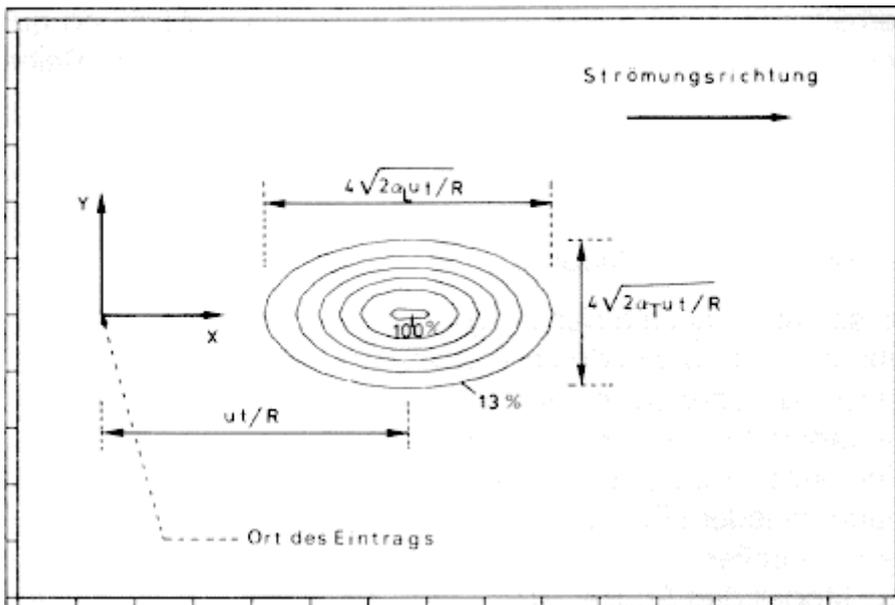


Abb. 3.6: Konzentration nach momentanem Schadstoffeintrag in parallele Grundströmung

Für die CKW ist ein zweiter geschlossen lösbarer Fall wichtiger, die Schadstoffquelle, die über lange Zeit mit näherungsweise konstanter Rate Schadstoff ans Grundwasser abgibt, wie es beim Ablösen der CKW aus Phase durch die Strömung der Fall ist. Für eine Quelle, die vom Zeitpunkt  $t = t_0$  an am Ort  $x_0, y_0$  mit konstanter Rate Schadstoff abgibt, kann die Konzentration  $c$  zum Zeitpunkt  $t$  am Ort  $x, y$ , näherungsweise angegeben werden zu (Wilson und Miller, 1978):

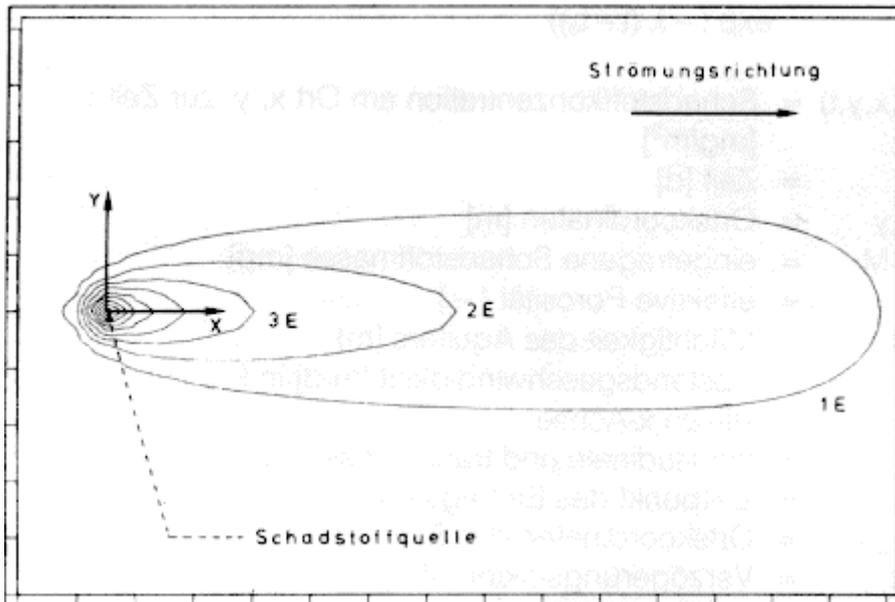
$$c(x, y, t) = \frac{M}{4UHn_e \sqrt{\pi_L \alpha_T} \gamma} * \exp\left(-\frac{x-x_0-r\gamma}{2\alpha_L}\right) \frac{1}{\sqrt{r}} * \operatorname{erfc}\left(\frac{r - \frac{U}{R}(t-t_0)\gamma}{2\sqrt{\alpha_L \frac{U}{R}(t-t_0)}}\right)$$

$$\text{mit } r^2 = (x - x_0)^2 + \frac{\alpha_L}{\alpha_T} (y - y_0)^2$$

$$\gamma = \sqrt{1 + 4\alpha_L \lambda R / U}$$

$$\operatorname{erfc}(s) = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^s e^{-z^2} dz$$

Das komplementäre Gaus'sche Fehlerintegral  $\operatorname{erfc}$  ist tabelliert. Bis auf die Quellstärke  $M$  der Schadstoffquelle [mg/d] sind alle Symbole wie im Falle des momentanen Eintrags definiert. Die Formel gilt nicht in unmittelbarer Umgebung des Schadensherds. Sie kann angewandt werden für Punkte mit  $r > 2 \cdot \alpha_L$ . Die Linien gleicher Konzentration sind für einen Beispielfall in Abb. 3.7 dargestellt.



**Abb. 3.7: Konzentrationsverteilung infolge einer permanenten Schadstoffquelle in paralleler Grundstömung (Konzentrationen in beliebigen Einheiten)**

Bei Kenntnis von Adsorption und Abbau bzw. deren Vernachlässigung ( $R = 1$ ,  $\lambda = 0$ ) kann die Formel zur Bestimmung von Schätzwerten für die Dispersivitäten  $\alpha_L$ ,  $\alpha_T$ , den Anfangszeitpunkt des Schadstoffeintrags  $t_0$  und die Eintragsrate  $M$  verwendet werden. Im allgemeinen Fall komplexer Strömungsverhältnisse läßt sich die vollständige Transportgleichung nur noch mit numerischen Verfahren lösen. Es stehen eine Reihe von Methoden zur Verfügung:

- Differenzenmodelle
- Finite-Elemente-Modelle
- Charakteristikenmodelle
- „Random-Walk“-Modelle

Diese unterscheiden sich lediglich in den mathematischen Verfahren, nicht aber in den grundsätzlichen Ansätzen. Ohne Unterschied bedürfen die numerischen Modelle einer Reihe von Eingabedaten. Diese sind in Tab. 3.3 zusammengestellt. Eine erste Gruppe von Daten ist für die Modellierung der Strömung an jedem Punkt des Aquifers notwendig. Alle örtlich variablen Größen müssen auf den Knoten oder Elementen, in die das Modell den Aquifer einteilt, gegeben sein. Zeitlich variable Größen müssen über die gesamte Simulationszeit in ihrer zeitlichen Entwicklung bekannt sein. Die zweite Gruppe von Daten betrifft die Schadstoffausbreitung.

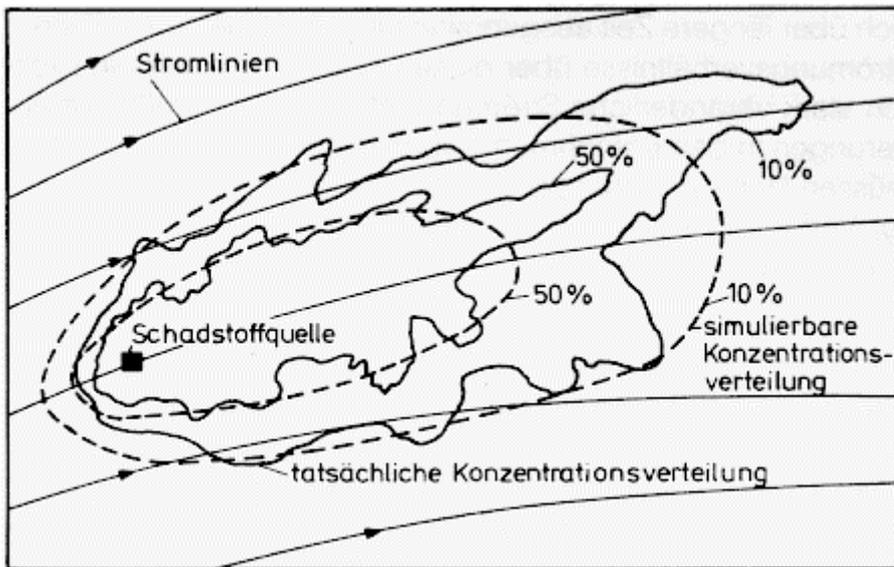
	Größe
Gruppe 1: Daten zur Strömungsmodellierung	Durchlässigkeit bzw. Transmissivität) Speicherkoeffizient Grundwasserneubildung durch Niederschlag Sohlenhöhen Zugaben und Entnahmen von Wasser Leakage-Faktoren und Gewässerstände Festgelegte Grundwasserstände (Festpotentiale) Randzuflüsse
Gruppe 2: Daten zur Transportmodellierung	effektive Porosität Dispersivitäten Zugaben und Entnahmen von Schadstoff Abbau- bzw. Zerfallskonstante Adsorptionsparameter

**Tab. 3.3: Eingangsdaten für Transportmodelle**

Das Modell bestimmt aus den Eingabedaten Piezometerhöhen, Abstandsgeschwindigkeiten und Schadstoffkonzentrationen in zeitlicher Abfolge an den Knoten oder Elementen des Modellaquifers.

Leider stehen die erforderlichen Eingabedaten praktisch nie komplett zur Verfügung, so daß beobachtete Piezometerhöhen und Konzentrationen selbst zur Bestimmung von fehlenden Daten herangezogen werden müssen. Dieser Vorgang heißt **Eichung**. Nach der Eichung des Modells ist eine **Verifizierung** erforderlich. Dies ist eine Simulation einer nicht für die Eichung verwendeten Situation bei unveränderter Übernahme des durch Eichung bestimmten vollständigen Datensatzes der Bodenkenngrößen. Erst durch die Verifizierung wird die Prognosefähigkeit des Modells nachgewiesen. Der Verifizierung sind Grenzen gesetzt. Auch komplexe numerische Modelle stellen immer noch eine starke Idealisierung der Verhältnisse im Grundwasserleiter dar im Hinblick auf

- die Feinheit der Diskretisierung im Rasternetz
- die Dimensionalität
- die Unvollkommenheit der Eingabedaten und
- den Modellansatz für die Makrodispersion.



**Abb. 3.8: Schematische Darstellung von realen und durch Modellrechnung simulierbaren Konzentrationsgleichen**

Bei der Anwendung von Modellen muß dieser Tatsache Rechnung getragen werden. Modelle liefern stärker gemittelte Ergebnisse im Vergleich zu dem möglicherweise sehr unregelmäßigen Verlauf einer tatsächlichen Schadstofffahne (Abb. 3.8). Hinzu kommt, daß zweidimensionale Modelle Konzentrationsmittel über die Vertikale errechnen. Probenahmepegel im allgemeinen aber nur wenige Meter in den Aquifer reichen, was die Vergleichbarkeit mit Modellergebnissen weiter einschränkt.

Am nützlichsten erweisen sich Modelle für die Beurteilung alternativer regionaler Sanierungs- bzw. Bewirtschaftungsmaßnahmen, da sie die unterschiedlichen Tendenzen verschiedener Maßnahmen auch bei relativ geringer Genauigkeit der Absolutwerte aufzeigen. Es besteht auch die Möglichkeit, Prognosen über die Schadstoffausbreitung unter konservativen Annahmen zu machen, die einen "schlimmsten Fall" abdecken, an dem sich die praktischen Maßnahmen von Behörden und Betroffenen orientieren können. Bei der Planung von Meßprogrammen können Modellrechnungen die Errichtung wenig aussagekräftiger Pegel verhindern und damit zu Einsparungen führen.

Schließlich ist der Wert von Modellen als integrierendes Element einer interdisziplinären Behandlung von Schadensfällen nicht zu unterschätzen. Die Modellierung ist dabei ein iterativer Prozeß, der zwischen

- Fragestellung der Wasserwirtschaft
- Felduntersuchungen
- mathematischer Berechnungsmöglichkeit und
- technisch und wirtschaftlich möglichen Maßnahmen

vermittelt.

### 3.5.2 Abschätzung der Ausbreitung in Kluft - und Karstgrundwasserleitern

Schichtfugen und Klüfte bilden im Festgestein ein mehr oder weniger unregelmäßiges Fugennetz, in dem die CKW als Phase und in Lösung wandern können. Die Ausbreitung der CKW ist daher in Festgesteinen wesentlich komplizierter als in relativ homogen aufgebauten Porengrundwasserleitern. Hydraulische Berechnungen sind daher in vielen Fällen nicht möglich. Oft fehlt ein ausreichend dichtes Netz von Grundwassermeßstellen, um die Grundwasserfließrichtung genau bestimmen zu können.

Aufgrund der inhomogenen, z.T. von verschiedenen tektonischen Richtungen abhängigen Wegsamkeiten im Grundwasserleiter verteilen sich die Schadstoffe oft sehr unregelmäßig. Besonders im Karst können die Schadstoffe sehr weit auseinanderliegende Wasserfassungen erreichen.

In Kluft - und Karstgrundwasserleitern sind die Fließgeschwindigkeiten meist höher als in Porengrundwasserleitern. Turbulentes Verhalten der Strömung ist möglich. In Kluftgrundwasserleitern wie z.B. im Buntsandstein sind Fließgeschwindigkeiten in Größenordnungen von 10-100 m/Tag üblich. Lokal können auch höhere Geschwindigkeiten auftreten. In Karstgrundwasserleitern können Abstandsgeschwindigkeiten von einigen 10er-Metern/h bis einigen 100-Metern/h auftreten. Zu berücksichtigen ist gerade im Karst, daß die Fließgeschwindigkeit und Hauptfließrichtung in Abhängigkeit vom Wasserstand stark schwanken kann.

Wenn der Schadensherd bekannt ist, kann der Fließweg der Schadstoffe im allgemeinen durch einen Markierungsversuch nachgewiesen werden. Ist der Schadensherd unbekannt, muß im Einzugsgebiet der kontaminierten Wasserfassungen nach dem Verursacher gesucht werden. Ist das Einzugsgebiet, in dem der Schadensherd liegen muß, unbekannt, müssen Markierungsversuche zur Abgrenzung durchgeführt werden. Diese sind im allgemeinen sehr zeitaufwendig. Auf der Schwäbischen Alb und im Muschelkalkgebiet ist bereits eine Vielzahl von Markierungsversuchen durchgeführt worden, so daß dort Fließrichtung und Fließgeschwindigkeit z.T. bereits bekannt sind. Das Messen der Quellschüttungen ist äußerst wichtig, da man aus den Frachtberechnungen eventuell Rückschlüsse auf den Schadensherd ziehen kann.

## 3.6 Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen

### 3.6.1 Notwendigkeit von Abwehr - und Sanierungsmaßnahmen

Bei der Beurteilung, ob und ggf. welche Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen im Rahmen der Behandlung einer Grundwasserverunreinigung erforderlich sind, müssen sowohl vorgegebene Grenz-, Richt- oder Orientierungswerte als auch die jeweiligen Verhältnisse des Einzelfalls berücksichtigt werden. Generell ist dabei deutlich zwischen der Notwendigkeit von Abwehr- und der Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen zu unterscheiden, wobei allerdings zu beachten ist, daß Abwehrmaßnahmen teilweise als Vorstufen späterer Sanierungsmaßnahmen angesehen werden können. Bei der Prüfung der Notwendigkeit und des erforderlichen Umfangs von Abwehrmaßnahmen sollte daher auch die Notwendigkeit evtl. anschließender Sanierungsmaßnahmen in die Überlegungen einbezogen werden.

Abwehrmaßnahmen können entsprechend ihrer Zielsetzung im weiteren Sinn als Präventivmaßnahmen angesehen werden, da sie den weiteren Schadstoffeintrag ins Grundwasser bzw. die Kontamination von Trinkwasserfassungen verhindern bzw. mindern sollen. Abwehrmaßnahmen müssen daher grundsätzlich immer durchgeführt werden.

Bei der Beurteilung der Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen des Untergrunds kann dagegen ein sehr viel größerer Ermessungsspielraum gegeben sein. Unbeschadet der rechtlichen Würdigung einer Untergrundverunreinigung sollten Sanierungsmaßnahmen, die sehr langwierig und kostspielig sein können, auch daran ausgerichtet werden, welche negativen Auswirkungen oder Schäden durch eine unterlassene Sanierung der Untergrundverunreinigung - auch langfristig - eintreten können.

### **Trinkwasserverunreinigungen**

Die Zuständigkeit für die Beurteilung, ob ein kontaminiertes Grundwasser als Trinkwasser an die Verbraucher abgegeben werden kann, oder ob eine Aufbereitung erforderlich ist, liegt bei der Gesundheitsverwaltung (Gesundheitsamt bzw. Chemisches Untersuchungsamt). Davon unberührt bleibt die Verpflichtung des Trägers der Wasserversorgung (WVU), jederzeit einwandfreies Trinkwasser zu liefern.

Die Gesundheitsverwaltung wird sich bei der Beurteilung der Zulässigkeit der Abgabe von Trinkwasser an den aus gesundheitlicher Sicht für vertretbar gehaltenen Konzentrationswerten orientieren (vgl. Kap. 1.4).

Kommt die Gesundheitsverwaltung zu dem Ergebnis, daß ein kontaminiertes Trinkwasser nicht an den Verbraucher abgegeben werden kann, so hat das WVU die erforderlichen Maßnahmen zur Sicherstellung der Wasserversorgung - unter Einhaltung der Vorgaben der Gesundheitsverwaltung - zu treffen. Das Wasserwirtschaftsamt soll, ggf. unter Hinzuziehung von Sachverständigen (vgl. Kap. 3.1), das WVU dabei beraten.

(Hydraulische) Abwehrmaßnahmen im Bereich der Trinkwasserfassungen sollten nur dann vorgesehen werden, wenn dadurch der Schadstofftransport im Untergrund mit vertretbarem Aufwand so beeinflußt werden kann, daß eine sonst erforderliche Aufbereitungsanlage entbehrlich wird oder zumindest wirtschaftlicher ausgelegt werden kann.

### **Verunreinigungen der gesättigten Zone**

Für die fachliche Beurteilung der Notwendigkeit, der Dringlichkeit und des Umfangs von Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen bei Grundwasserverunreinigungen ist das Wasserwirtschaftsamt zuständig. Es kann zweckmäßig sein, dazu Sachverständige und evtl. Betroffene (vgl. Kap. 3.1) hinzuzuziehen.

Allgemeine Anforderungen an zulässige Stoffkonzentrationen - ob geogener oder anthropogener Herkunft - im Grundwasser gibt es nicht. Insbesondere sind die für die Beurteilung der Trinkwasserqualität maßgebenden Grenzwerte auf Grundwasser nicht anwendbar.

Für alle nicht natürlich im Grundwasser vorhandenen Stoffe ist grundsätzlich eine Nullkonzentration anzustreben. Jede nachweisbare Konzentration von Stoffen nichtgeogener Herkunft im Grundwasser läßt daher eine schädliche Verunreinigung oder sonstige nachteilige

Veränderungen des Grundwassers und damit eine Verletzung wasserrechtlicher Vorschriften (z.B. § 1a Abs. 2 und § 34 WHG) vermuten. Beim Antreffen von leichtflüchtigen CKW im Grundwasser liegt in jedem Fall eine Grundwasserverunreinigung vor, deren Beseitigung (Sanierung) das Wohl der Allgemeinheit grundsätzlich fordert.

In der Praxis können einem solchen konsequenten Vorgehen bei der Sanierung von Grundwasserverunreinigung jedoch u.a. aus Gründen der praktischen Durchführbarkeit und u.U. sogar aus wasserwirtschaftlicher Sicht Grenzen gesetzt sein.

Die Entscheidung über Art und Durchführung einer Sanierungsmaßnahme muß jeweils unter Berücksichtigung der konkreten Verhältnisse im Einzelfall nach pflichtgemäßem Ermessen getroffen werden. Dabei können insbesondere die folgenden Entscheidungshilfen herangezogen werden:

- Schadstoffkonzentrationen (Absolut, Tendenz)
- Ausdehnung des Verunreinigungsbereiches
- andere geogene und anthropogene Einflüsse auf das Grundwasser
- Aufbereitungsmöglichkeiten in evtl. beeinträchtigten Gewinnungsanlagen
- Art und Aktivität der Schadstoffquelle (diffus, lokalisierbar, aktiv, passiviert, „ausgeblutet“)
- Nutzung des Grundwasservorkommens (gleichwertig mit Nutzungsmöglichkeit und -würdigkeit)
- hydrogeologische Verhältnisse (Stockwerke, Vorfluterhältnisse, Begrenzung)
- gesamtwasserwirtschaftliche und -ökologische Auswirkungen (Kanalisation, Vorfluter, Luft, Abfall)
- mögliche Auswirkungen und Schäden.

Grundsätzlich ist den Maßnahmen zur Sanierung des **Schadstoffherds** im Untergrund, ggf. in Fortführung bereits eingeleiteter Abwehrmaßnahmen, größere Notwendigkeit beizumessen als der Sanierung von Schadstofffahnen im Untergrund. Da durch die Beseitigung des Schadstoffherds eine weitere Grundwasserkontamination dauerhaft vermieden wird.

Die Sanierung einer Grundwasserverunreinigung im Bereich der **Schadstofffahne** kann aus heutiger Sicht im Einzelfall bei ausreichender Kenntnis der hydraulischen und hydrogeologischen Verhältnisse ausgesetzt werden, wenn die folgenden Kriterien gleichzeitig erfüllt sind.

- Durch Passivierung bzw. Sanierung des Schadstoffherdes im Untergrund ist die Schadstofffahne vom weiteren Schadstoffnachschieb abgeschnitten.
- Die Schadstofffahne wird durch die natürliche Grundwasserströmung aus dem Grundwasserleiter ausgetragen, nachteilige Auswirkungen werden durch den Schadstoffeintrag in den Vorfluter nicht verursacht (vgl. Kap. 3.6.5).
- Die Schadstofffahne kann - auch in ihrem weiteren räumlichen und zeitlichen Verlauf - derzeit genutzte oder im entsprechenden Zeitraum zur Nutzung vorgesehene Wasserfassungen nicht beeinträchtigen (vgl. dazu Notwendigkeit von Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen bei Trinkwasserverunreinigungen).
- Die Schadstofffahne kann aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse keine Sekundärverunreinigung oder Verschleppung der Schadstoffe z.B. eine Kontamination tieferer Grundwasserstockwerke verursachen.

Unbeschadet der Notwendigkeit von Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen sind bei allen Grundwasserverunreinigungen in der Regel Erkundungsmaßnahmen vorzusehen, die eine laufende und langfristige Beobachtung und Kontrolle des Verhaltens und der Entwicklung der Grundwasserverunreinigung ermöglichen. Das jeweilige Untersuchungsprogramm (Art und Häufigkeit der Beprobung) ist auf den Einzelfall abzustimmen.

### **Verunreinigungen der ungesättigten Zone**

Auch zur Beurteilung der Notwendigkeit der Sanierung des verunreinigten Bodenkörpers (z.B. Bodenaustausch, Auswaschung usw.) lassen sich keine allgemein gültigen Kriterien angeben. Eine abschließende Beurteilung ist auch hier nur aufgrund der konkreten Verhältnisse im Einzelfall, z.B. Schadstoffkonzentration und -menge, möglich. Die folgenden Gesichtspunkte können dazu als Entscheidungshilfen dienen.

Die im Boden vorhandene Schadstoffmenge kann langfristig weitgehend durch Niederschlag ins Grundwasser ausgewaschen werden. Auch bei einer Oberflächenversiegelung des Schadensbereiches kann der im Boden vorhandene Schadstoff durch Dampfdiffusion nahezu vollständig ins Grundwasser gelangen. Somit bedeutet das verunreinigte Bodenmaterial eine stete Gefährdung des Grundwassers, bzw. verursacht eine langandauernde stete Verunreinigung. Der Sanierung der ungesättigten Zone im Bereich der Schadensquelle kommt daher ebenso wie der dortigen Sanierung der gesättigten Zone große Bedeutung zu. In Einzelfällen wurden bisher als Kriterien für einen notwendigen Erdaustausch Verunreinigungen angesehen, die im Bereich von mg/kg Erdboden lagen.

### **Beseitigung der Schadensquelle**

Neben der Behandlung der Untergrundverunreinigung selbst, ist es im Rahmen der Schadensfallbehandlung erforderlich, auch deren Ursachen, d.h. die Schadensquelle (z.B. defekter Tank) zu beseitigen und parallel dazu ein Sanierungskonzept für einen sicheren und sorgfältigen Umgang mit CKW zu erarbeiten, um eine Beeinträchtigung des Grundwassers künftig zu vermeiden. Dazu kann die Informationsschrift zum Umgang mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (MELUF, 1983) herangezogen werden.

Ist die Untergrundverunreinigung von einer Altablagerung verursacht, so können zur Behandlung dieser speziellen Schadensquelle keine allgemeingültigen Lösungsmöglichkeiten angegeben werden, da es sich dabei um ein sehr vielfältiges Problem handelt. Hierzu wird auf die Informationsschrift der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) "Gefährdungsabschätzung und Sanierungsmöglichkeiten bei Altablagerungen" verwiesen.

## **3.6.2 Bauliche Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen**

Durch Abwehrmaßnahmen soll ein weiterer Schadstoffeintrag ins Grundwasser und eine Kontamination von Wasserfassungen verhindert werden. Sanierungsmaßnahmen haben die Dekontamination des Untergrunds zum Ziel. Neben hydraulischen (vgl. Kap. 3.6.3) können dazu bauliche Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Bauliche Abwehr - und Sanierungsmaßnahmen werden im allgemeinen nur im unmittelbaren Bereich der Schadensquelle durchgeführt. Es kommen dafür im wesentlichen zwei Verfahren in Frage:

- Bodenaustausch und
- Abspermaßnahmen.

Durch **Bodenaustausch** wird das verunreinigte Erdmaterial im Bereich der ungesättigten Zone entnommen und dadurch eine weitere laufende Kontamination der gesättigten Zone verhindert.

Bodenaustausch wird immer dann sinnvoll sein, wenn die Schadensstelle nicht in unmittelbarer Nähe einer Bebauung und die Hauptmenge der Verunreinigungen in Oberflächennähe liegt. In diesem Fall kann ein rascher Bodenaustausch ggf. weitere Maßnahmen überflüssig machen und somit die kostengünstigere Lösung sein.

Liegt der Schadensherd in der Nähe von Gebäuden oder anderen Bauwerken, besteht bei Aushub die Gefahr der Beschädigung von Kabeln und Leitungen sowie von Setzungen (Risse, Einsturzgefahr!), wenn zu nahe an Fundamenten gearbeitet wird. Bei Lage unter Gebäuden ist ein Erdaustausch ohne Abbruch von Bauwerksteilen oder des gesamten Bauwerks in der Regel nicht möglich.

Wegen des sehr unregelmäßigen Versickerungsverhaltens der CKW ist während der Aushubarbeiten eine laufende Überwachung des anstehenden Bodenmaterials erforderlich, um die Entnahme möglichst auf tatsächlich kontaminiertes Erdreich zu beschränken. Diese Beurteilung gestaltet sich in der Praxis recht schwierig (vgl. Kap. 3.6.5 Beseitigung von kontaminiertem Aushubmaterial). Ein wesentliches Problem vor Ort ist außerdem, ab wann und bis zu welchen Verschmutzungskonzentrationen das Erdreich ausgetauscht werden muß (vgl. 3.6.1).

**Abspermaßnahmen** können je nach Zielsetzung zur

- gezielten Beeinflussung der Grundwasserströmung und
- Abkapselung von kontaminierten Böden

zur Anwendung kommen.

Zu den Maßnahmen der örtlichen Umlenkung oder Veränderung der Grundwasserströmung sind alle Baumaßnahmen zu zählen, die eine Verminderung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters bewirken. Hierzu gehören Abdichtungen, die in Form von Schlitz-, Spund- oder Dichtungswänden jeglicher Art hergestellt werden. Die Maßnahmen erfordern allerdings umfangreiche hydraulische und hydrogeologische Voruntersuchungen, um ihre Auswirkungen auf den Schadstofftransport abschätzen zu können. Eine eigentliche Sanierung stellen diese Maßnahmen für sich alleine allerdings nicht dar.

In Einzelfällen, z.B. wenn ein Bodenaustausch nicht möglich ist, oder wenn der Betrieb eines Abwehrbrunnens wegen der u.U. von einem Absenktrichter ausgehenden negativen Auswirkungen (Setzungsschäden) nicht möglich ist, kann auch versucht werden, den Schadstoffherd im Untergrund durch Abkapselung zu isolieren. Dazu muß der gesamte Verunreinigungsbereich dauerhaft dicht umschlossen werden, um eine weitere Schadstoffzufuhr ins Grundwasser zu unterbinden.

Die Herstellung einer vertikalen Umschließung bereitet bautechnisch keine Schwierigkeiten, da die möglichen Bauverfahren, z.B. Schlitzwand oder Bohrpfahlwand, häufig zur Trockene n-haltung von Baugruben angewandt werden. Die Verfahren müssen allerdings sehr sorgfältig durchgeführt werden, um tatsächlich eine dichte Umschließung zu erreichen. Zur vollständigen Abkapselung des Schadstoffherdes ist außer der dichten Umschließung eine dauerhafte Abdichtung nach unten sowie deren zuverlässige Verbindung mit den vertikalen Dichtungselementen erforderlich. Steht im Bereich der Untergrundverunreinigung in nicht zu großer Tiefe ein ausreichend mächtiger und ausreichend dichter Zwischenhorizont (z.B. Ton) an, können die Dichtungswände relativ problemlos in diesen eingebunden werden. Ist die Dichtigkeit des Zwischenhorizonts jedoch nicht sicher oder liegt die Grundwassersohle so tief, daß eine Einbindung der vertikalen Abdichtung technisch und wirtschaftlich nicht sinnvoll ist, so muß eine horizontale Dichtungssohle künstlich eingebracht werden. Diese kann z.B. mit Hilfe von Silikatgelinjektionen (in der Regel Weichgelinjektionen mit anorganischen Härtern) hergestellt werden. Solche chemischen Sohdichtungen haben sich bei der Baugrubenumschließung bereits bewährt.

Vor einer praktischen Anwendung zur Umschließung von CKW-Schadstoffherden im Untergrund sind, gerade auch im Hinblick auf die extrem hohen Kosten, die solche Abdichtungsmaßnahmen erfordern, weitere Untersuchungen und Vorüberlegungen notwendig, die auch die Beteiligung eines Hydrogeologen erfordern.

Im einzelnen muß abgeklärt werden,

- daß die Umschließung so hergestellt wird, daß keine Sekundärverunreinigungen im Grundwasser auftreten können. Es können nur Injektionen zugelassen werden, wenn rechtzeitig vor Baubeginn deren Unbedenklichkeit hinsichtlich möglicher Grundwasserunreinigungen durch das Lösen von Inhaltsstoffen nachgewiesen wird
- daß der Schadstoff mit dem Material der Umschließung nicht reagiert oder diese durchdringt. So können chlorierte Kohlenwasserstoffe durch partielle Hydrolyse Salzsäure abspalten, die sich z.B. mit einer zementgebundenen Umschließung u.a. unter Bildung von CaCl umsetzt und dadurch die Umschließung zerstören kann
- welche zusätzlichen Sicherungsmaßnahmen durchgeführt werden müssen. Um sicherzustellen, daß keine Schadstoffe in den Grundwasserkörper außerhalb der Umschließung gelangen können, muß ein ausreichendes Potentialgefälle geschaffen werden. Dazu muß die Grundwasseroberfläche innerhalb der umschlossenen Fläche abgesenkt werden. Das dabei entnommene Wasser ist verunreinigt und muß ggf. nach vorheriger Aufbereitung „schadlos“ beseitigt werden (vgl. dazu Kap. 3.6.5).

Insgesamt kann eine Abkapselung wegen der noch bestehenden Unsicherheiten hinsichtlich Dichtigkeit, Beständigkeit, Dauerstandfestigkeit nicht als Maßnahme zur dauerhaften Untergrundsanierung angesehen werden.

### **3.6.3 Hydraulische Abwehr - und Sanierungsmaßnahmen**

Neben baulichen Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen stehen eine Reihe von hydraulischen Möglichkeiten zur Beseitigung einer Kontamination des Grundwasserleiters mit CKW zur Verfügung.

## Ungesättigte Zone

CKW in Phase, die beim Einsickern in den Boden in der ungesättigten Zone verbleiben, werden nur durch Sickerwasser aus Niederschlägen sowie Grundwasserspiegelschwankungen allmählich gelöst und gelangen in die gesättigte Zone. Eine mechanische Verdrängung von CKW als Phase (z.B. durch starke Beregnung) ist nicht möglich. Scheidet ein Aushub aus, so kann durch einen Entnahmebrunnen der Schadstoff unterhalb des kontaminierten Bereichs aufgefangen und eine weitere Ausbreitung verhindert werden.

Der Lösungsvorgang vom Schadstoff aus der ungesättigten Zone, der unter natürlichen Verhältnissen sehr lange dauern kann, läßt sich durch Erhöhung der Sickerrate über Sickergalerien, Versickerungsgräben oder Oberflächenverrieselung beschleunigen. Voraussetzung für das Gelingen solcher Maßnahmen sind umfangreiche Voruntersuchungen. Es muß sichergestellt werden, daß die mit dem Spülwasser in den Aquifer gelangten Schadstoffe nicht bisher unbelastete Zonen erreichen. Diese Forderung kann erfüllt werden, wenn die gesamte Sickerwassermenge den Entnahmebereich des Entnahmebrunnens nicht verläßt. Dazu muß die Entnahmerate größer als die Infiltrationsrate sein. Abb. 3.9 zeigt die schematische Anordnung einer Spülmaßnahme im ungesättigten Bereich.

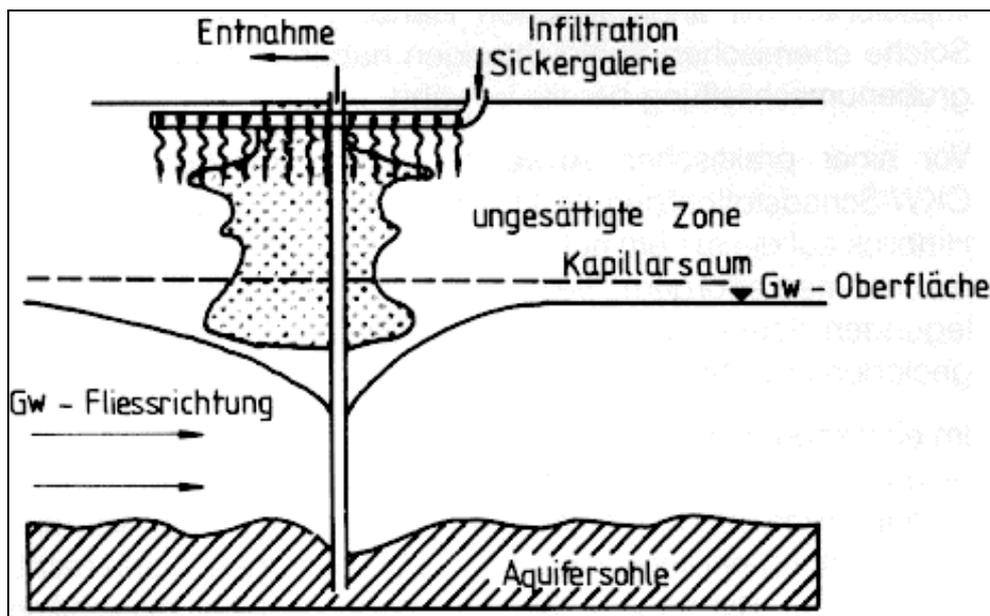
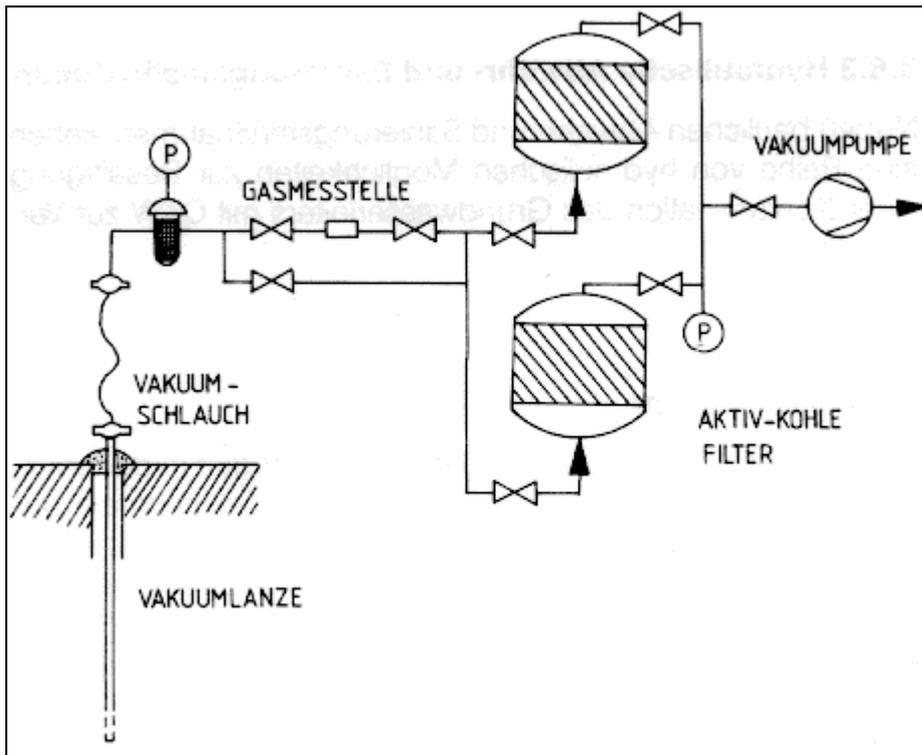


Abb. 3.9: "Auswaschen" des kontaminierten Bodens mit einer Sickergalerie

Besondere Vorsicht ist geboten, wenn unterhalb des Versickerungsbereichs eine ausgeprägte Schichtung mit stark unterschiedlichen Durchlässigkeitsbeiwerten vorhanden ist. Die gelösten Schadstoffe werden dann über größere Entfernung in horizontaler Richtung transportiert, bevor sie den gesättigten Bereich eventuell erst außerhalb des Entnahmebereichs erreichen.

Eine weitere Möglichkeit, die CKW aus der ungesättigten Zone zu entfernen, ist das Absaugen der Bodenluft im kontaminierten Bereich. Diese Methode nutzt die hohe Flüchtigkeit der CKW. Die im Porenraum befindlichen CKW in der Gasphase werden von der vorbeiströmenden Luft aufgenommen und können so dem Boden entzogen werden. Die schematische Darstellung einer Aktivkohlereinigungsanlage für Bodenluft ist in Abb. 3.10 dargestellt.



**Abb. 3.10: Aktivkohlereinigungsanlage für lösemittelhaltige Abluft (Schemazeichnung)**

Bisher liegen noch sehr wenige praktische Erfahrungen mit den geschilderten Verfahren vor. Insbesondere über die erforderliche Dauer des Auswasch- bzw. Absaugvorgangs können noch keine Aussagen getroffen werden.

### Gesättigte Zone

In der gesättigten Zone sind grundsätzliche Maßnahmen, bestehend aus Infiltrations- und Entnahmehbrunnen, denkbar.

Durch Infiltration kann eine Schadstofffahne umgelenkt werden. Da der Schadstoff dadurch dem Grundwasserleiter nicht entzogen, sondern lediglich in andere Bereiche verlagert wird, bilden die im Aquifer verbliebenen Schadstoffe eine weiterbestehende latente Gefahr. Grundwasserstromabliegende Fassungen können durch die sich ausdehnende CKW-Fahne kontaminiert werden. Derartige Umlenkmaßnahmen sind daher bei den CKW problematisch und nur in Ausnahmefällen sinnvoll.

Eine Sanierung des Grundwasserleiters kann nur mit Entnahmehbrunnen erreicht werden, die gelöste CKW abpumpen bzw. CKW in Phase ausspülen und damit aus dem Grundwasserleiter entfernen. Da CKW in Phase auch in der gesättigten Zone absinken können, empfiehlt sich bei Brunnen kleiner Entnahmerate nahe am Schadstoffherd eine Verfilterung bis zur Sohle bzw. zur ersten von den CKW nicht durchsickerten Schicht. Die Entnahmehbrunnen können aus Wasserbilanzgründen mit Infiltrationsbrunnen kombiniert werden, über die gereinigtes Wasser dem Grundwasserleiter wieder zugeführt wird.

Hydraulische Sanierungsmaßnahmen im Einzugsbereich von Trinkwasserfassungen überstreichen ein weites Spektrum von Möglichkeiten. Sie reichen von Maßnahmen in unmittelbarer

Nähe der Wasserfassung, die mit relativ hohen Pumpraten eine Zuströmung von Schadstoff zum Wasserwerk gänzlich verhindern, bis zu Maßnahmen an der Verschmutzungsquelle, die mit naturgemäß viel kleineren Pumpraten lediglich den Schadensherd einschließen.

Ziel jeder hydraulischen Sanierungsmaßnahme im gesättigten Bereich ist die Entfernung der gesamten Schadstoffmasse oder eines festzulegenden Anteils unter möglichst geringem Aufwand. Dies beinhaltet zwei Forderungen:

- Der aus dem Grundwasserleiter zu entfernende Schadstoff muß gänzlich in den Einzugsbereich der (des) Sanierungsbrunnen(s) fallen.
- Die Reinigung des Aquifers soll durch die Entnahme eines möglichst geringen Wasservolumens bewerkstelligt werden. Dies ist eine Forderung an die Wirtschaftlichkeit der Maßnahme.

Als wählbare Auslegungsparameter zur Erfüllung der beider Forderungen stehen

- Anzahl der Sanierungsbrunnen
- Pumpraten
- Lage der Sanierungsbrunnen und
- Wahl der Verfilterung

zur Verfügung, eventuell unter einschränkenden Nebenbedingungen, die durch die Geländeüberbauung, die maximal Pumprate und ähnliches gegeben sind.

Die Bestimmung von Trennstromlinien, die die Einzugsbereiche von Sanierungsbrunnen begrenzen, erfordert eine detaillierte Kenntnis der Grundwasserströmung. Diese kann durch numerische Modelle berechnet werden. In einfachen Fällen bzw. zur Vordimensionierung einer Sanierungsmaßnahme lassen sich Trennstromlinien mit Hilfe analytischer Formeln angeben.

### Einzelbrunnen in Grundströmung

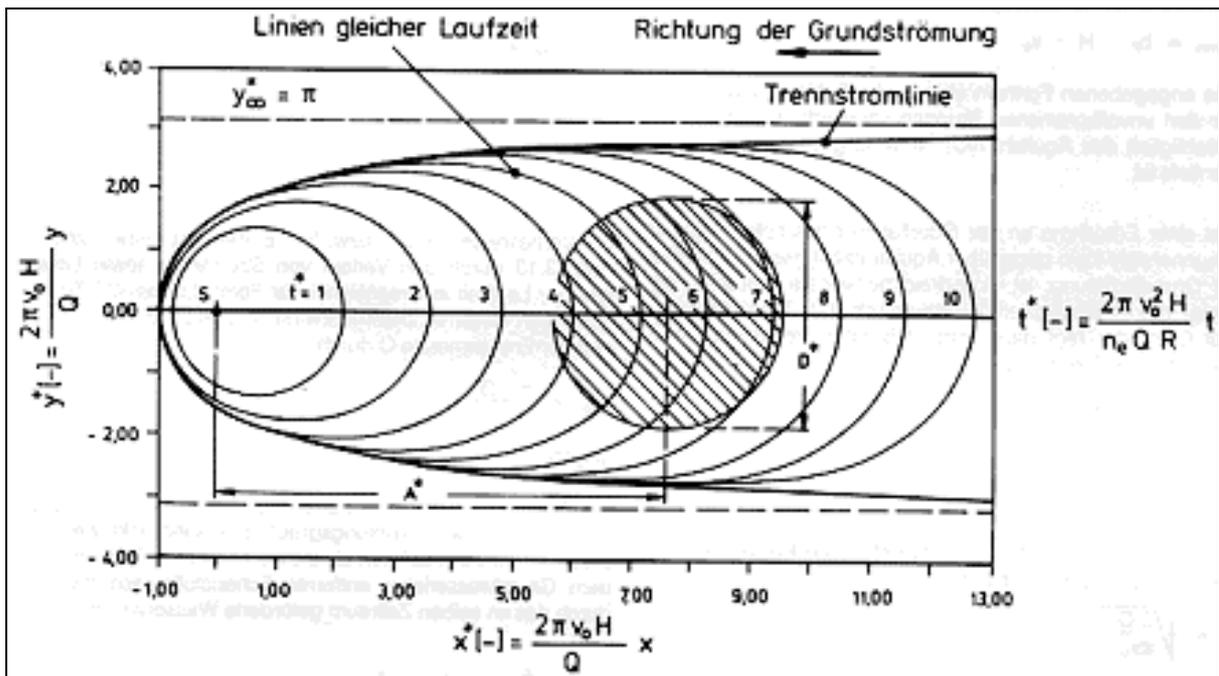
Unter den Voraussetzungen

- unendlich ausgedehnter, homogener Aquifer
- parallele stationäre Grundströmung in Richtung der negativen x-Achse mit Filtergeschwindigkeit  $v_0$
- vollkommener Brunnen mit konstanter Entnahmerate  $Q$  im Ursprung des Koordinatensystems ( $x_B = y_B = 0$ )
- gespannter Aquifer bzw. kleine Absenkung im Vergleich zur Mächtigkeit bei freiem Grundwasserspiegel

erzeugt der Einzelbrunnen in Grundströmung eine Trennstromlinie, die implizit durch die Formel

$$x \cdot \sin\left(y \cdot \frac{2\pi H v_0}{Q}\right) / y + \cos\left(y \cdot \frac{2\pi H v_0}{Q}\right) = 0$$

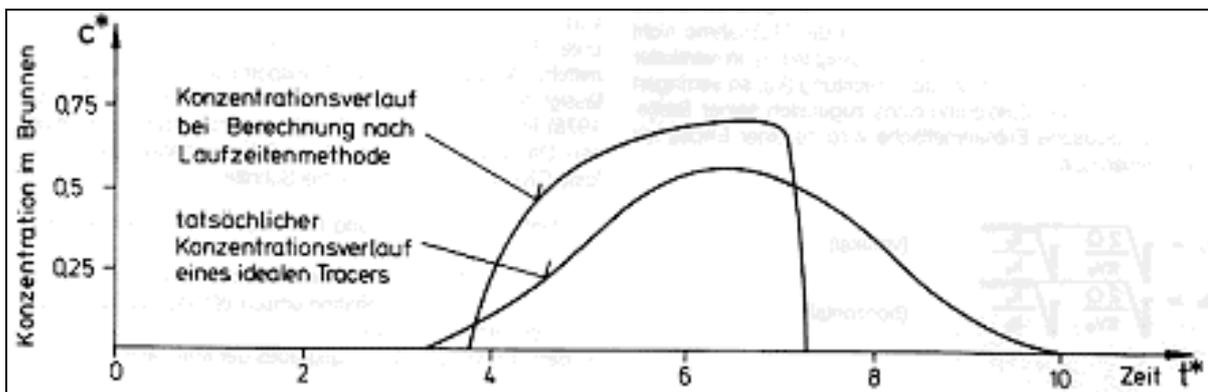
gegeben ist.



a) Trennstromlinie und Linien gleicher Laufzeit in dimensionsloser Darstellung

Verschmutztes Gebiet schraffiert

- $t^*$  = dimensionslose Zeit
- $x^*, y^*$  = dimensionslose Ortskoordinaten
- $A^*$  = dimensionsloser Abstand vom Brunnen zum Zentrum der Verschmutzung
- $D^*$  = dimensionsloser Durchmesser des verschmutzten Gebietes
- $S$  = Sanierungsbrunnen



b) Zugehöriger Konzentrationsverlauf im Brunnen

**Abb. 3.11: Einzelbrunnen in Grundströmung**

In Abb. 3.11a) ist der Verlauf der Trennstromlinie in dimensionsloser Form dargestellt.

Der Staupunkt hat die Koordinaten

$$X_s = \pm \frac{Q}{2\pi H v_0} \quad Y_s = 0$$

$v_0$	=	Filtergeschwindigkeit	[m/d] (=k <sub>F</sub> J)
H	=	Mächtigkeit des Aquifers	[m]
Q	=	Entnahmerate des Brunnens	[m <sup>3</sup> /d]
x,y	=	Ortskoordinaten	[m]

In großer Entfernung vom Brunnen nähert sich die Trennstromlinie asymptotisch den Geraden:

$$Y_{\infty} = \pm \frac{Q}{2HV_0}$$

Die Entnahmebreite des Einzelbrunnens ist damit

$$b_{\infty} = \frac{Q}{HV_0}$$

Daraus ergibt sich die Mindestentnahmerate des Einzelbrunnens bei einer Kontaminationsfläche der Breite  $b_F$  zu:

$$Q_{\min} = b_F HV_0$$

Die angegebenen Formeln sind auch als Näherungsformeln für den unvollkommenen Brunnen verwendbar, solange die Mächtigkeit des Aquifers nicht allzuviel größer als die Brunntiefe ist.

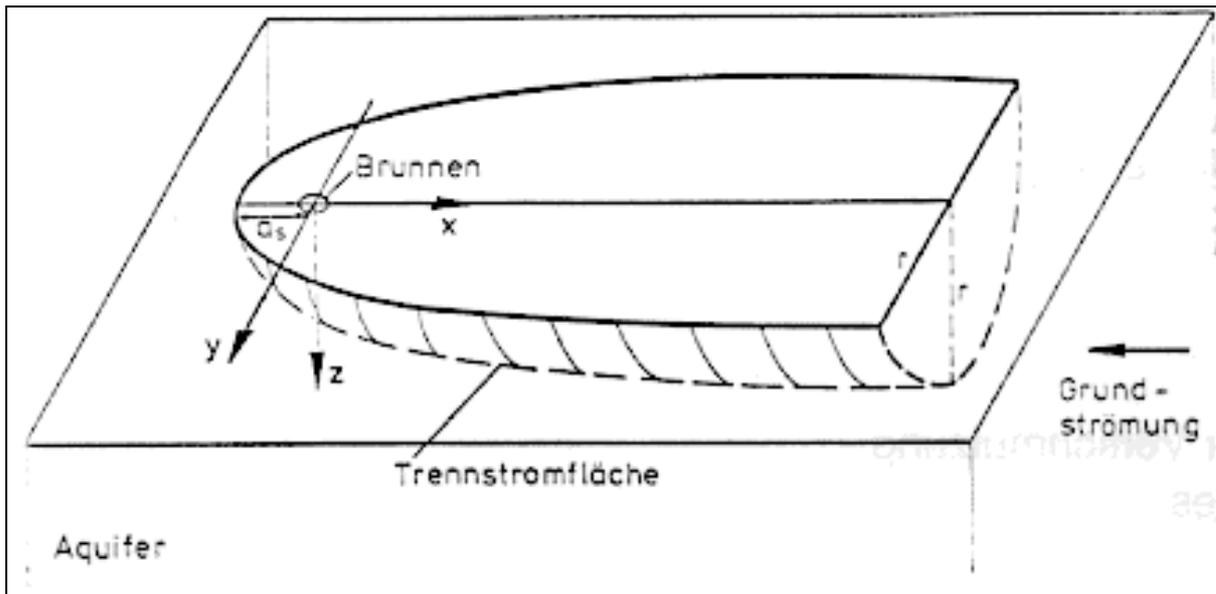
Bei einer Entnahme an der Oberfläche eines tiefen Aquifers (Brunntiefe klein gegenüber Aquifermächtigkeit) mit paralleler Grundströmung, ist eine dreidimensionale Betrachtungsweise des Strömungsfeldes erforderlich. Der Einzugsbereich der Entnahme liegt dabei innerhalb einer Trennstromfläche, die durch die Gleichung

$$V_0(y^2 + z^2) - \frac{Q \cdot x}{\pi \sqrt{x^2 + y^2 + z^2}} = Q / \pi$$

x, y	=	horizontale Koordinaten	[m]
z	=	vertikale Koordinate	[m]

gegeben ist (Abb. 3.12). Die asymptotische Entnahmefläche ist ein Halbkreis mit Radius r

$$r = \sqrt{\frac{2Q}{\pi V_0}}$$



**Abb. 3.12: Einzugsbereich eines unvollkommenen Sanierungsbrunnens: punktförmige Entnahme an der Oberfläche eines sehr tiefen Aquifers**

Kontaminationen, die tiefer als  $r$  unter der Oberkante des Grundwasserleiters liegen, werden von der Maßnahme nicht erfasst. Ist überdies noch die Durchlässigkeit  $k_z$  in vertikaler Richtung kleiner als in horizontaler Richtung ( $k_x$ ), so verringert sich die Tiefe des Zuströmbereichs zugunsten seiner Breite. Die asymptotische Entnahmefläche wird zu einer Ellipse mit Hauptachsen  $r_v$ ,  $r_h$

$$r_v = \sqrt{\frac{2Q}{\pi V_0} \sqrt{\frac{K_z}{K_x}}} \quad (\text{vertikal})$$

$$r_h = \sqrt{\frac{2Q}{\pi V_0} \sqrt{\frac{K_z}{K_x}}} \quad (\text{horizontal})$$

### Mehrere Brunnen in Grundströmung

Reicht das Fassungsvermögen eines Einzelbrunnens nicht aus, um eine Kontaminationsfahne größerer Breite zu erfassen, müssen mehrere Brunnen auf einer Linie senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung angeordnet werden.

Voraussetzungen:

- analog Einzelbrunnen in Grundströmung
- mehrere über die gesamte Mächtigkeit verfilterte Brunnen mit gleicher, konstanter Entnahmerate  $Q$  und den Koordinaten  $(y_i, x_i)$ , wobei  $x_i = 0$ .

Um zu vermeiden, daß Teile der Schadstofffahne zwischen zwei Brunnen ungehindert nach unterstrom passieren, darf ein kritischer Brunnenabstand nicht überschritten werden. Dieser beträgt bei zwei Brunnen der Entnahmerate  $Q$  (Kauch, 1982)

$$a_{kr}^{(2)} = \frac{Q}{\pi V_0 H}$$

bei drei Brunnen

$$a_{kr}^{(3)} = 0,403 \frac{Q}{V_0 H}$$

Die Verhältnisse bei vier bzw. fünf Entnahmebrunnen sind in Abb. 3.13 durch den Verlauf von Stromlinien sowie Linien gleicher Laufzeit in dimensionsloser Form dargestellt. Die zugehörigen Gesamtentnahmebreiten sind im Falle von  $n$  Brunnen der Entnahmerate  $Q$  durch

$$b_{\infty} = \frac{nQ}{HV_0}$$

gegeben.

Die Wirtschaftlichkeit einer Sanierungsmaßnahme kann durch den „hydraulischen Wirkungsgrad“  $\eta$  ausgedrückt werden. Dieser ist zur Zeit  $t$  definiert als die bis zu diesem Zeitpunkt aus dem Grundwasserleiter entfernte Schadstoffmasse dividiert durch das im selben Zeitraum geförderte Wasservolumen.

$$\eta(t) = \frac{\int_0^t C_A(\tau) \cdot Q d\tau}{\int_0^t Q d\tau}$$

Ein Vergleichsmaßstab für die Güte einer Maßnahme ist ihr „Wirkungsgrad“  $\eta(t_p)$  zum Zeitpunkt  $t_p$ , zu dem ein vorgegebener Prozentsatz  $p$  (zum Beispiel  $p = 95\%$ ) der zu entfernenden Schadstoffmasse aus dem Grundwasserleiter entnommen worden ist.

Der Wirkungsgrad  $\eta(t)$  hat die Dimension einer Konzentration. Er stellt die mittlere Schadstoffkonzentration im gesamten bis zur Zeit  $t$  abgepumpten Wasservolumen dar.

Die Bestimmung des Wirkungsgrades setzt die Kenntnis des zeitlichen Konzentrationsverlaufs  $C_A(\tau)$  im Sanierungsbrunnen voraus. Der Konzentrationsverlauf läßt sich im allgemeinen nur unter Zuhilfenahme von numerischen Transportmodellen ermitteln. Werden dispersive Transportmechanismen vernachlässigt, führt die Anwendung der Laufzeitenmethode (Nelson, 1978) für viele praktische Zwecke zu brauchbaren Ergebnissen. Das Vorgehen im Falle einer Schadstofffahne, die nur gelöste CKW enthält, erfolgt in drei Schritten:

- Wahl von Positionen und Pumpraten der Sanierungsbrunnen
- Ermittlung der Linie gleicher Laufzeit  $t_u$  zu den Brunnen, die den Teil der Schadstofffahne umschließt, der aus dem Aquifer entfernt werden soll
- Berechnung des Wirkungsgrades der Maßnahme zu

$$\eta = \frac{M}{t_u Q}$$

M = Schadstoffmasse [kg] innerhalb der Linie der Laufzeit  $t_u$   
 $t_u$  = Laufzeit der Linie, die die Schadstofffahne umschließt [d]

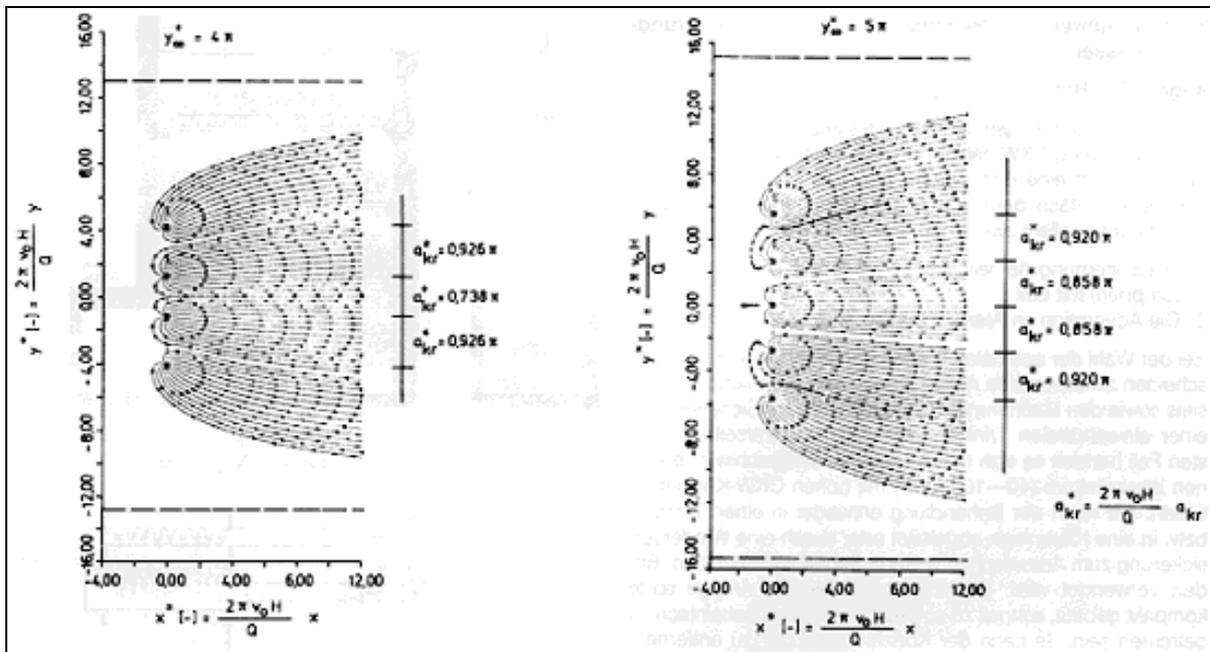


Abb. 3.13: Stromlinien, Linien gleicher Laufzeiten und kritische Brunnenabstände bei vier bzw. fünf Entnahmehäsen in Grundströmung

Im Falle des Einzelbrunnens konstanter Entnahmerate  $Q$  in stationärer, paralleler Grundströmung lassen sich die Linien gleicher Laufzeit mit der impliziten Gleichung (Bear, Jacobs, 1965)

$$t = \frac{n_e QR}{2\pi v_0^2 H} \left\{ x \frac{2\pi H v_0}{Q} - \ln \left( x \sin \left( y \frac{2\pi H v_0}{Q} \right) / y + \cos \left( y \frac{2\pi H v_0}{Q} \right) \right) \right\}$$

$v_0$  = Filtergeschwindigkeit [m/d]  
 $R$  = Retardierungsfaktor [-]  
 $n_e$  = effektive Porosität [-]

konstruieren.

Abb. 3.11a) zeigt die Linien gleicher Laufzeit in dimensionsloser Darstellung. Allgemein läßt sich sagen, daß die optimale Maßnahme diejenige ist, die das zu entfernende kontaminierte Wasservolumen mit einer Linie gleicher (endlicher) Laufzeit möglichst eng umschließt (Kinzlerbach, 1983).

Die Dispersion bewirkt, daß die Schadstoffe über einen größeren Zeitraum verteilt am Sanierungsbrunnen ankommen, als die Laufzeitenmethode erwarten läßt (Abb. 3.11b)). Dadurch muß zur Entfernung der vorgegebenen Schadstoffmasse ein größeres Wasservolumen abgepumpt werden. Der Wirkungsgrad einer hydraulischen Sanierungsmaßnahme ist deshalb in Wirklichkeit immer kleiner als mit der Laufzeitenmethode berechnet.

Beim Konzentrationsverlauf ergeben sich eventuell sehr lange „Nachläufer“ mit geringer Konzentration, die nur noch mit unerhältnismäßig hohem Aufwand zurückgewonnen werden können. Eine Sanierungsmaßnahme muß deshalb in der Regel beendet werden, bevor die Konzentration im Brunnen auf den Wert Null absinkt.

Die Adsorption nach einer linearen Adsorptionsisotherme bewirkt gegenüber dem adsorptionfreien Fall eine Verlängerung der notwendigen Betriebszeit der Sanierungsmaßnahme um den Verzögerungsfaktor  $R$ .

CKW in Phase sowohl in der gesättigten als auch in der ungesättigten Zone stellen eine bis zu ihrer vollständigen Ablösung andauernde Schadstoffquelle dar. Es ist sinnvoll, diese Schadstoffquellen vor einer weiteren Ausbreitung „abzustellen“. Dies geschieht durch Abpumpmaßnahmen unmittelbar am Schadensherd. Die dazu erforderlichen Entnahmeraten sind naturgemäß wesentlich kleiner als bei Beseitigung einer bereits weit ausgedehnten Fahne.

Voraussetzung für die Dimensionierung der o.g. Maßnahmen ist eine möglichst genaue Kenntnis des Kontaminationsbereiches. Hierzu können Bodenluftmessungen (s. Kap. 3.3.2) in Ergänzung zu Meßstellen wertvolle Hinweise liefern.

Das bei Sanierungsmaßnahmen anfallende verschmutzte Wasser muß u.U. einer Reinigung unterzogen werden. Die in Frage kommenden Verfahren sind in Kap. 3.6.4 vorgestellt. Im Interesse des Grundwasserhaushaltes (s. Kap. 3.6.5) ist erwägenswert (Kobus, 1981):

- Zugabe des gereinigten Wassers in den Grundwasserleiter durch einen Infiltrationsbrunnen, der stromab oder seitlich des Entnahmebrunnens in einer genügend großen Entfernung angeordnet ist, bei der eine Kurzschlußströmung ausgeschlossen werden kann. Hier bleibt die Grundwasserbilanz erhalten.
- Wiedereinleitung grundwasseroberstrom des Entnahmebrunnens. 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.

### 3.6.4 Verfahren zur Behandlung CKW-haltiger Grundwässer

#### Allgemeine Hinweise

Sowohl bei Sanierungsmaßnahmen als auch insbesondere bei der Verwendung CKW-haltiger Rohwässer für die Trinkwassergewinnung ist eine Behandlung des verunreinigten Wassers erforderlich. Nach dem derzeitigen Stand der Technik kommen dafür vor allem zwei Aufbereitungsverfahren in Frage:

1. Die Entfernung der leichtflüchtigen Stoffe durch Ausblasen (Strippen) mit Luft
2. Die Adsorption an Aktivkohle bzw. Adsorberharzen.

Bei der Wahl der optimalen Aufbereitungsanlagen ist zu unterscheiden zwischen den Aufgaben bei reiner Sanierung einerseits sowie den Maßnahmen im Wasserwerk zur Sicherstellung einer einwandfreien Trinkwasserqualität andererseits. Im ersten Fall handelt es sich meist um einen vergleichsweise kleinen Wasserstrom (10-100 m<sup>3</sup>/h) mit hohen CKW-Konzentrationen, der nach der Behandlung entweder in einen Vorfluter bzw. in eine Kläranlage abgeleitet oder durch eine Wiederversickerung zum Auswaschen weiterer Schadstoffe aus dem Boden verwendet wird. Eine hierzu eingesetzte Anlage sollte kompakt gebaut, schnell zu errichten und möglichst einfach zu betreiben sein. Je nach der Konzentration der zu entfernenden Stoffe sind dabei aber oft nur Wirkungsgrade von weniger als 80% erforderlich. Im Wasserwerk hingegen müssen fast immer große Wassermengen mit niedrigeren CKW-Konzentrationen so weit gereinigt werden, daß die Restkonzentrationen als gesundheitlich unbedenklich anzusehen sind. Dieses Ziel erfordert unter Umständen sehr hohe Reinigungsleistungen. Die dazu benötigten Anlagen sind jedoch nicht immer neu zu errichten, sondern es können auch bereits vorhandene Aufbereitungsstufen mit ausgenutzt und ggf. erweitert werden. Aus diesen Gründen ist hier oft eine Kombination von mehreren Aufbereitungsstufen vorteilhaft.

Im folgenden werden die Prinzipien der beiden Hauptverfahren beschrieben und Hinweise für ihren optimalen Einsatz gegeben. Eine ausführliche Zusammenfassung aller für die Praxis wichtigen verfahrenstechnischen Grundlagen sowie eine Anzahl praktischer Beispiele ist in einem Sonderheft der Veröffentlichungsreihe des Engler-Bunte-Instituts (Sontheimer, 1983a)), das auch als Abschlußbericht für dieses Forschungsvorhaben dient, enthalten.

#### Strippverfahren

In der Praxis werden zahlreiche Apparate und Anlagen unterschiedlicher Bauart betrieben, mit denen man leichtflüchtige Substanzen aus Flüssigkeiten „ausstrippen“ kann. Dazu zählen auch alle in Wasserwerken für die physikalische Entsäuerung, d.h. für das Ausblasen von CO<sub>2</sub>, eingesetzten Anlagen. Ihr gemeinsames Merkmal besteht darin, daß die zu behandelnde Flüssigkeit (Wasser) mit einem Gasstrom (Luft) in einen möglichst intensiven Kontakt gebracht wird. Dabei gelangt ein unterschiedlich großer Teil der flüchtigen Stoffe in die Gasphase und wird mit dieser von der Flüssigkeit abgetrennt.

In der Abb. 3.14 ist als Beispiel für eine besonders einfache derartige Belüftungsvorrichtung eine Kaskade dargestellt. Das Wasser fällt hier über mehrere Stufen und kommt dabei mit der Luft in Kontakt, die sich jeweils in den Auffangwannen wieder vom Wasser trennt. Einen intensiven Stoffaustausch erreicht man in Rieselfilmapparaten, wie z.B. der in Abb. 3.15 dar-

gestellten Wellbahnkolonne. Das oben zugegebene Wasser rieselt hier über die Oberfläche von Kunststoff-Wellbahnen nach unten und saugt dabei im Gleichstrom eine bestimmte Luftmenge mit sich, ohne daß ein Gebläse erforderlich ist. Typische Gegenstromapparate, wie z.B. die in Abb. 3.16 dargestellte Füllkörpersäule, setzen hingegen eine Zwangsbelüftung voraus.

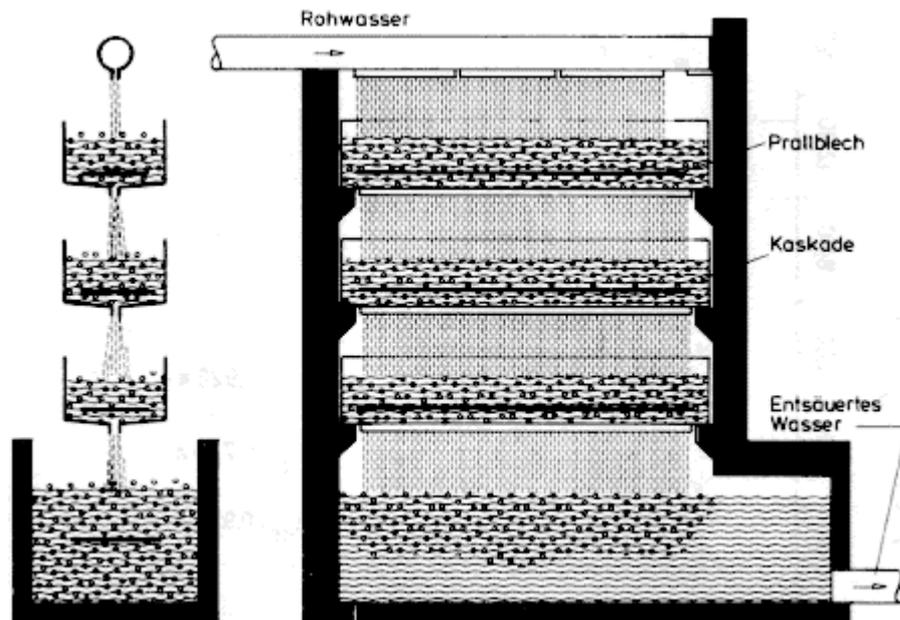


Abb. 3.14: Apparatebeispiel: Wasser verteilt in Luft, Atmosphärendruck, mehrstufig ("offene" Kaskade) (aus Nagel, 1981)

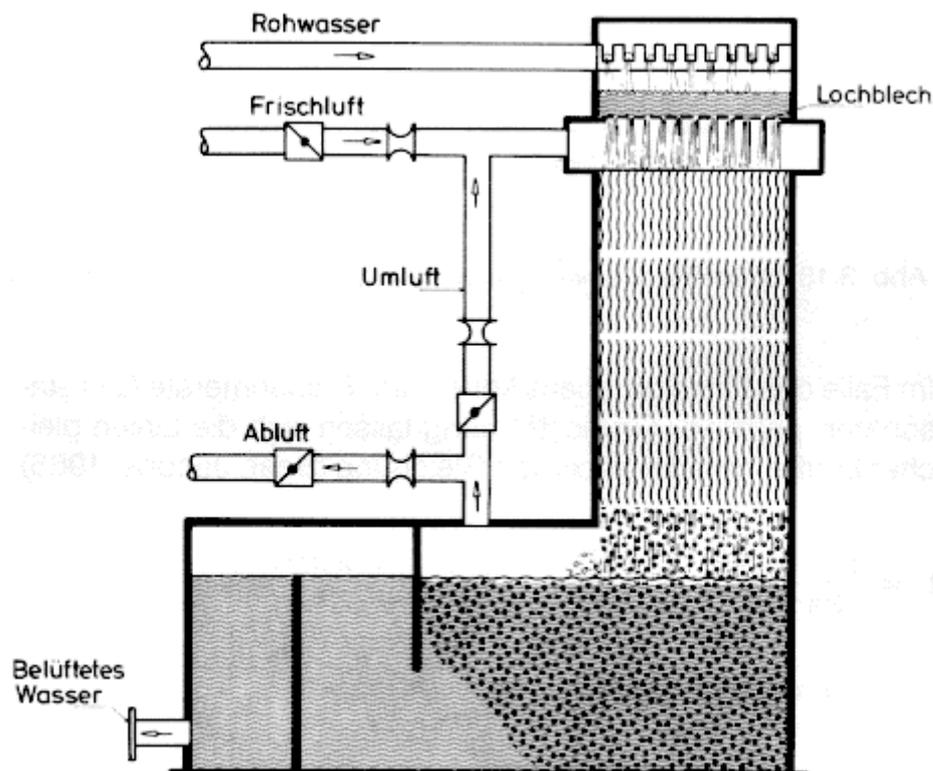


Abb. 3.15: Apparatebeispiel: Rieselfilm, Gleichstrom, mit Trenneinrichtung (Wellbahnkolonne) (aus Nagel, 1981)

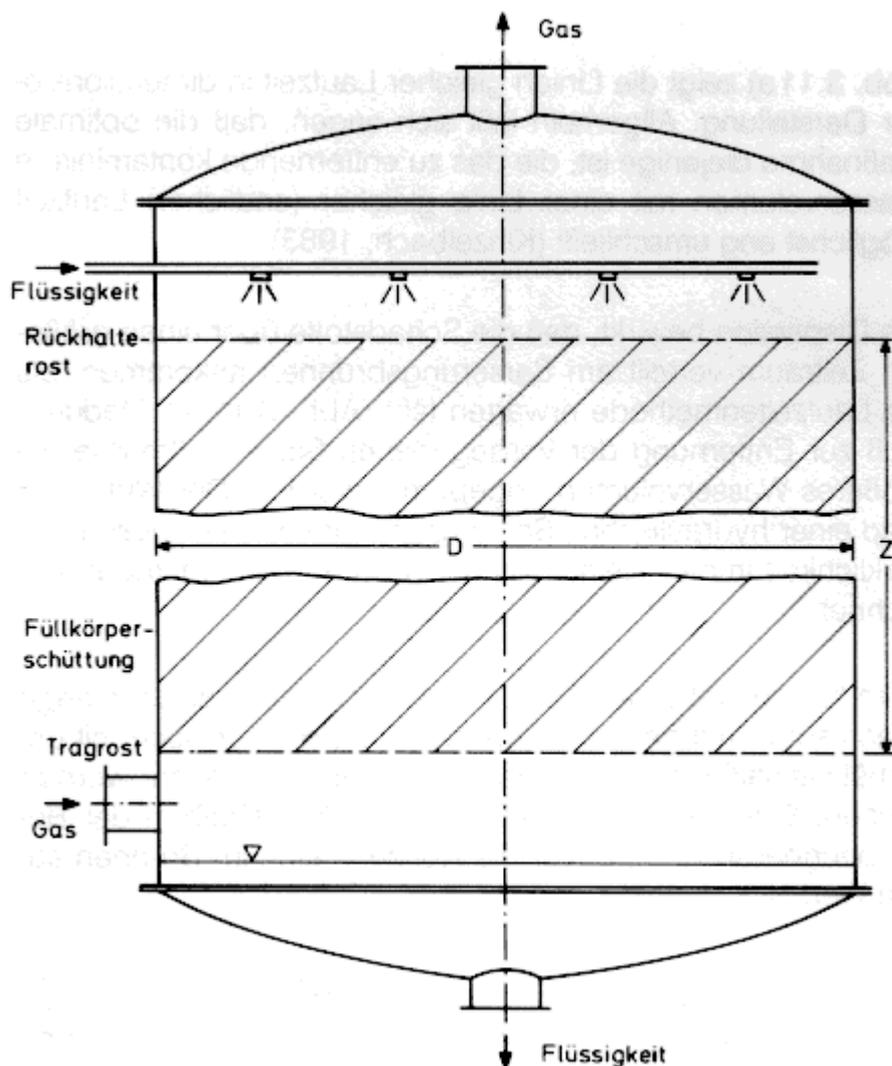


Abb. 3.16: Gegenstrom-Füllkörperkolonne

Substanz/Temp. °C	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1,1,1-Trichlorethan	178	189	200	212	225	238	252	266	282	298	314
Dichlormethan	45	49	53	57	61	66	71	77	83	89	95
Tetrachlorethylen	442	471	502	534	569	605	643	684	716	771	819
Trichlorethylen	277	291	306	322	338	355	373	391	411	431	452
Kohlendioxid	996	1027	1058	1091	1124	1158	1193	1228	1265	1302	1340

Tab. 3.4: Henry-Konstanten für die untersuchten Substanzen in Abhängigkeit von der Temperatur (H in bar)

Im Wasser gelöste CKW lassen sich durch Ausblasen mit Luft um so besser entfernen, je leichtflüchtiger die CKW sind bzw. je weiter das Verteilungsgleichgewicht zwischen Wasser und Luft auf der Seite der Luft liegt. Zur Beschreibung des Gleichgewichts kann das HENRY-Gesetz verwendet werden. Der maßgebliche HENRY'sche Absorptionskoeffizient  $H$  ist in Tab. 3.4 für die ausgewählten CKW bei verschiedenen Wassertemperaturen angegeben. Mit dem Druck  $P$  und den Volumenströmen  $V$  (Luft) und  $V$  (Wasser) kann man daraus den dimensionslosen Strippfaktor  $S$  errechnen, der den Betriebspunkt einer Strippanlage charakterisiert.

$$S = \frac{H}{P} \cdot \frac{\dot{V}(\text{Luft})}{\dot{V}(\text{Wasser})} \cdot \frac{1}{1244}$$

Die für eine bestimmte Reinigungsleistung erforderliche Apparatehöhe  $Z$  hängt von der Stoffaustauschfläche und von der Geschwindigkeit des Stoffübergangs bei den jeweiligen Betriebsbedingungen ab und kann aus zwei charakteristischen Kennzahlen, dem NTU- und dem HTU-Wert, berechnet werden:

$$Z = \text{NTU} \cdot \text{HTU}$$

Der dimensionslose NTU-Wert gibt die Zahl der theoretischen Stoffübertragungseinheiten an (Number of Transfer Units), die zum Erreichen eines bestimmten Wirkungsgrades erforderlich sind. Er kann aus dem Strippfaktor  $S$  und dem Konzentrationsterm  $C$  berechnet werden, wobei die zuletzt genannte Größe wie folgt definiert ist:

$$C = \frac{c(\text{aus}) - c(\infty)}{c(\text{ein}) - c(\infty)}$$

$c(\text{ein})$  bzw.  $c(\text{aus})$  ist die Zu- bzw. Ablaufkonzentration im Wasser;  $c(\infty)$  ist diejenige Konzentration, die sich zu einer eventuellen CKW-Konzentration in der zugeführten Luft aus der Gleichgewichtsbeziehung (HENRY-Gesetz) berechnen läßt, sie kann bei CKW in der Regel aber vernachlässigt werden.

Der Zusammenhang zwischen NTU,  $C$  und  $S$  ist in allgemeiner Form in den Abb. 3.17 und 3.18 dargestellt. Dabei muß grundsätzlich zwischen einer Führung der Luft im Gleichstrom bzw. im Gegenstrom zum Wasser unterschieden werden. Die Diagramme zeigen, daß die Zahl der Übertragungseinheiten bei konstantem Strippfaktor um so größer ist, je kleiner der Konzentrationsterm und je niedriger damit die Konzentration im ablaufenden Wasser werden soll. Ferner erkennt man, daß im Gegenstrombetrieb bei sonst gleichen Bedingungen höhere Wirkungsgrade erreichbar sind als im Gleichstrombetrieb.

Der HTU-Wert mit der Dimension einer Länge wird als Höhe einer Übertragungseinheit bezeichnet (Height of a Transfer Unit). Er muß aus experimentellen Daten, bei deren Ermittlung definierte Betriebsbedingungen einzuhalten sind, bestimmt werden. Für gut untersuchte Apparate wie beispielsweise Füllkörperkolonnen sind derartige Daten auch zu Korrelationen zusammengefaßt worden, die eine Berechnung des HTU-Wertes erlauben. Bei Anlagen, die der Entfernung von  $\text{CO}_2$  dienen, können die HTU-Werte für  $\text{CO}_2$  näherungsweise für Tri- und Tetrachlorethylen sowie für 1,1,1-Trichlorethan verwendet werden, wenn man sie mit dem Faktor 1,6 multipliziert. Für Dichlormethan liegen dagegen nur wenige Messungen vor. Die HTU-Werte sind hier jedoch eher kleiner als bei den drei anderen CKW.

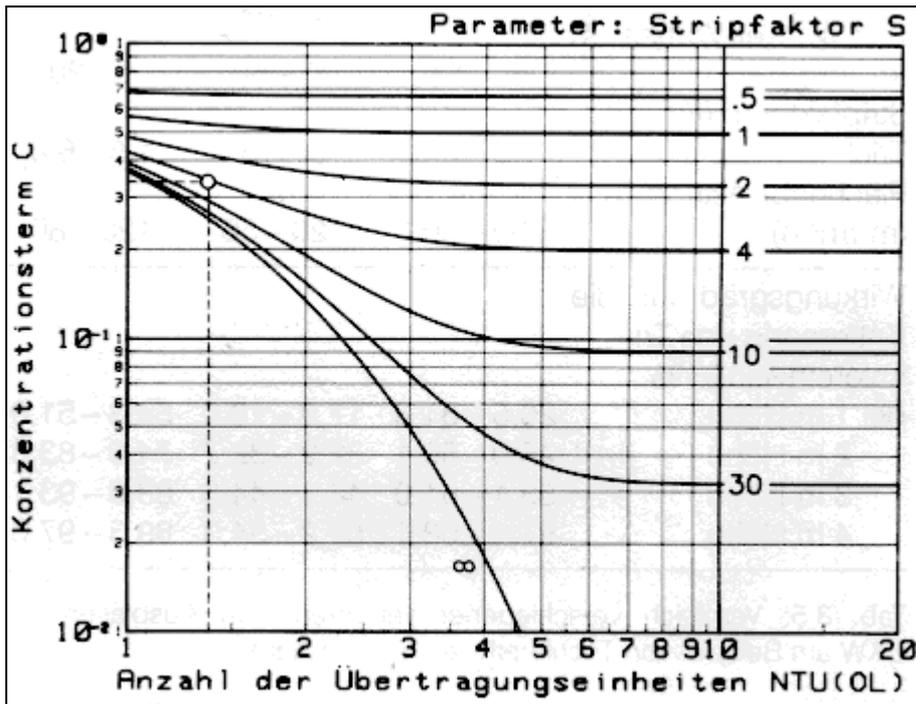


Abb. 3.17: Konzentrationsterm C in Abhängigkeit von NTU (OL) und dem Strippfaktor S für Gleichstrom

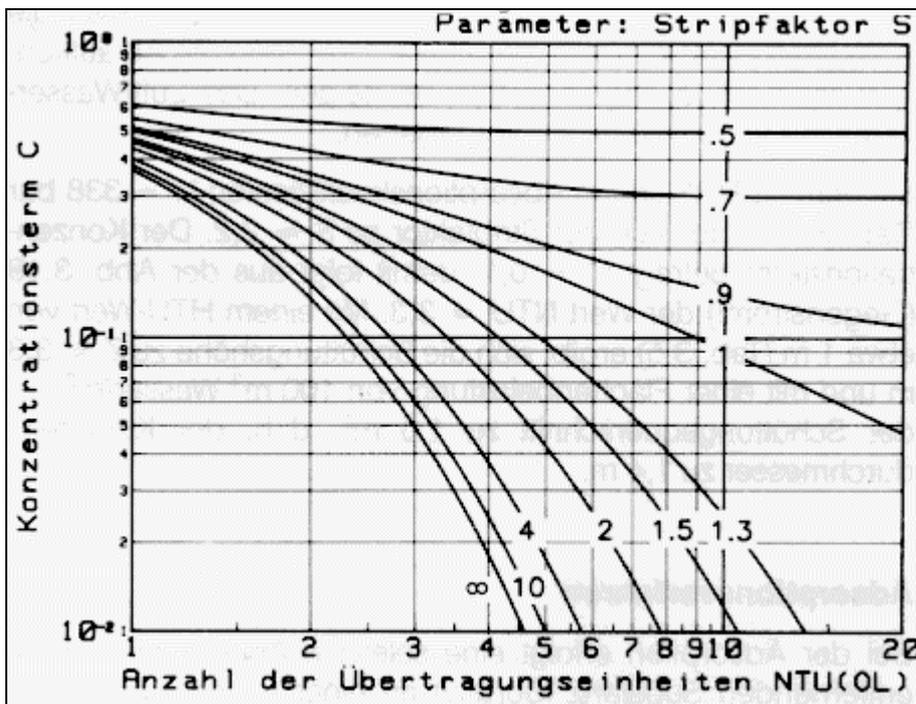


Abb. 3.18: Konzentrationsterm C in Abhängigkeit von NTU (OL) und Strippfaktor S für Gegenstrom

In der Tab. 3.5 sind die aus Meßdaten bestimmten HTU-Werte einiger in der Praxis eingesetzter Anlagen, gemittelt über den Bereich der angegebenen Betriebsbedingungen, zusammengestellt. Sie lassen erkennen, daß die niedrigsten HTU-Werte und damit, bei gleicher Bauhöhe, die besten Stoffaustauschleistung mit einer Füllkörperkolonne zu erreichen sind.

Für die Größe einer Anlage ist neben der Höhe auch der Mindestquerschnitt wichtig, der von der hydrodynamischen Belastbarkeit abhängt. Entsprechende Zahlenwerte sind in Tab. 3.15 ebenfalls angegeben. Im Hinblick auf die Betriebsmittelkosten sind ferner die Druckverluste in den zwangsbelüfteten Apparaten von Bedeutung.

Da die Anforderungen an die Entfernungsleistung von Fall zu Fall verschieden sind und man sich bei der Bemessung einer Anlage in der Regel an dem am schwersten flüchtigen Stoff orientieren muß, sind allgemein gültige Aussagen zur Auswahl des geeignetsten Strippverfahrens nicht möglich. Mit den vorhandenen Daten können jedoch verschiedene Apparate für die gleiche Aufgabenstellung ausgelegt werden. Für eine optimale Auswahl sind dann sowohl die Investitions- und Betriebskosten als auch die betrieblichen Anforderungen zu berücksichtigen.

Verfahren	Wellbahnkolonne	Kaskade	Füllkörperkolonne
Art des Betriebs	Gleichstrom	Gegenstrom	Gegenstrom
HTU-Wert (für HKW)	- 2,5 m	- 5 m	- 1 m
Luft/Wasser-Verhältnis $m^3/m^3$	6 - 12	20-50	5-20
Strippfaktoren (für Trichl.)	1,8 - 3,6	6-15	1,5-6,0
Flächenbelastung $m^3/m^2 \cdot h$	700 - 500	120-50	120-80
Wirkungsgrad für die Entfernung von Trichlorethylen in %			
bei 1 m Höhe	29,5 - 31,3	17,9-18,0	54,3-51,0
2 m Höhe	45,0 - 50,1	32,2-32,7	74,0-83,8
3m Höhe	53,1 - 61,0	43,8-44,6	83,8-93,1
4m Höhe	57,4 - 68,1	52,2-54,3	89,3-97,0

**Tab. 3.5: Vergleich verschiedener Verfahren zum Ausblasen von CKW am Beispiel von Trichlorethylen aus Wässern.**

Mit dem folgenden Beispiel wird gezeigt, wie eine Strippanlage überschlagsmäßig ausgelegt werden kann. Als Aufgabe ist gestellt, die Schüttungshöhe und den -querschnitt einer im Gegenstrom betriebenen Füllkörperkolonne abzuschätzen, mit der ein Wasserstrom von  $150 m^3/h$  behandelt werden soll. Die Konzentration im Zulauf beträgt  $200 mg/m^3$  Trichlorethylen, die Wassertemperatur  $10^\circ C$ , der Druck 1 bar, und die Ablaufkonzentration soll  $20 mg/m^3$  nicht übersteigen. Das Luft/Wasser-Verhältnis wird mit  $8 m^3/m^3$  vorgegeben.

Mit dem HENRY'schen Absorptionskoeffizient  $H = 338$  bar (Tab. 3.4) ergibt sich der Strippfaktor zu  $S \approx 2,2$ . Der Konzentrationsterm beträgt  $C = 0,1$ , damit folgt aus der Abb. 3.18 (Gegenstrom!) der Wert  $NTU \approx 3,3$ . Mit einem HTU-Wert von etwa 1m (Tab. 3.5) ergibt sich die Schüttungshöhe zu  $Z 3,3$  m und mit einer Flächenbelastung von  $100 m^3$  Wasser/ $m^2 \cdot h$  der Schüttungsquerschnitt zu  $1,5 m^2$ , d.h. der Kolonnenquerschnitt zu  $1,4$  m.

### Adsorptionsverfahren

Bei der Adsorption erfolgt eine selektive Anlagerung der zu entfernenden Substanz (Sorptiv) an einer festen Oberfläche. Zum technischen Einsatz kommen dafür poröse Sorbentien mit großen inneren Oberflächen, wie z.B. Aktivkohle. Die angelagerte Menge (Beladung) hängt im Gleichgewicht von der Restkonzentration des Sorptivs ab. Dieser Zusammenhang läßt sich

durch eine Isotherme beschreiben, deren Lage von der jeweiligen Sorptiv-Sorbens-Paarung abhängt. Sie muß im Einzelfall experimentell ermittelt werden und wird vor allem davon beeinflusst, ob im Wasser noch andere adsorbierbare Substanzen vorliegen, die mit den CKW um die zur Verfügung stehenden Sorptionsplätze konkurrieren. Neben Gleichgewichtsdaten, die den erreichbaren Endzustand beschreiben, sind für die Bemessung von Adsorptionsanlagen auch kinetische Kenngrößen erforderlich, die ebenfalls experimentell ermittelt werden müssen.

Zur Wasseraufbereitung werden in der Regel Anlagen mit einer Schüttung aus 1-3 mm großen Sorbenskörnern, sogenannte Festbettadsorber, eingesetzt, welche von dem zu reinigendem Wasser durchströmt werden (Abb. 3.19). Die Betriebsbedingungen, d.h. vor allem die Filtergeschwindigkeit, die häufig im Bereich von 10-20 m/h liegt, sind dabei so zu wählen, daß die Störstoffe im Adsorber möglichst lange vollständig entfernt werden. In der obersten Schicht bildet sich zu Beginn des Betriebs eine Massenübergangszone oder Adsorptionsfront aus, die mit zunehmender Laufzeit durch die Schüttung hindurchwandert. Wenn die Sorbenskapazität erschöpft ist, steigt die Konzentration der Störstoffe im Ablauf an. Deshalb können mehrstufige Anlagen in Hinblick auf die Betriebssicherheit und Wirtschaftlichkeit von Vorteil sein. Das beladene Sorbens muß aus der Anlage entnommen und in geeigneten Öfen thermisch regeneriert werden.

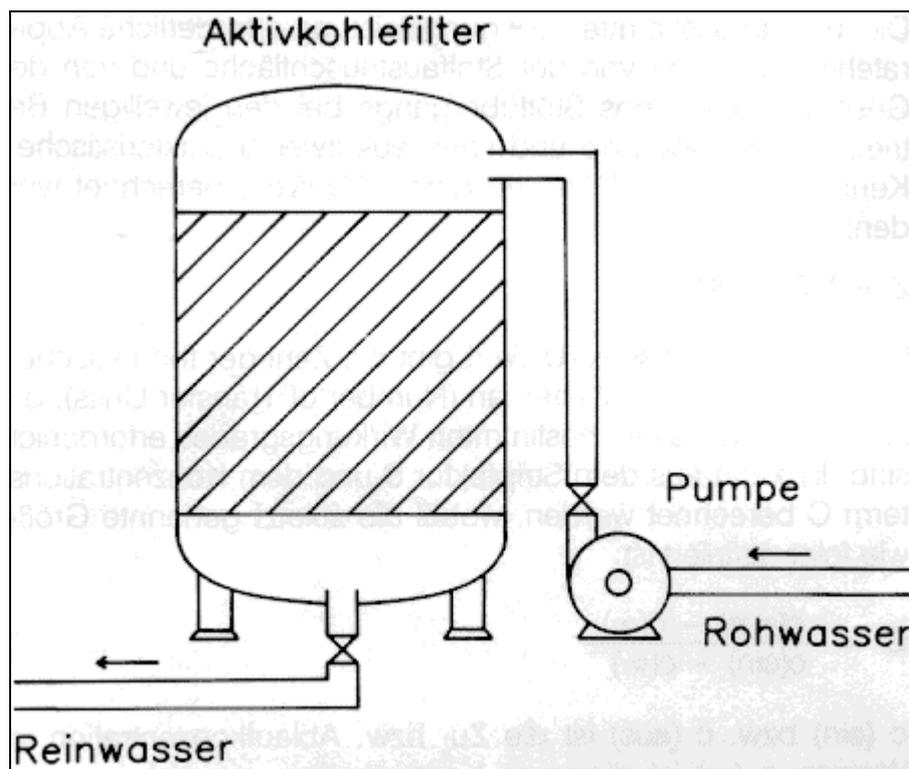
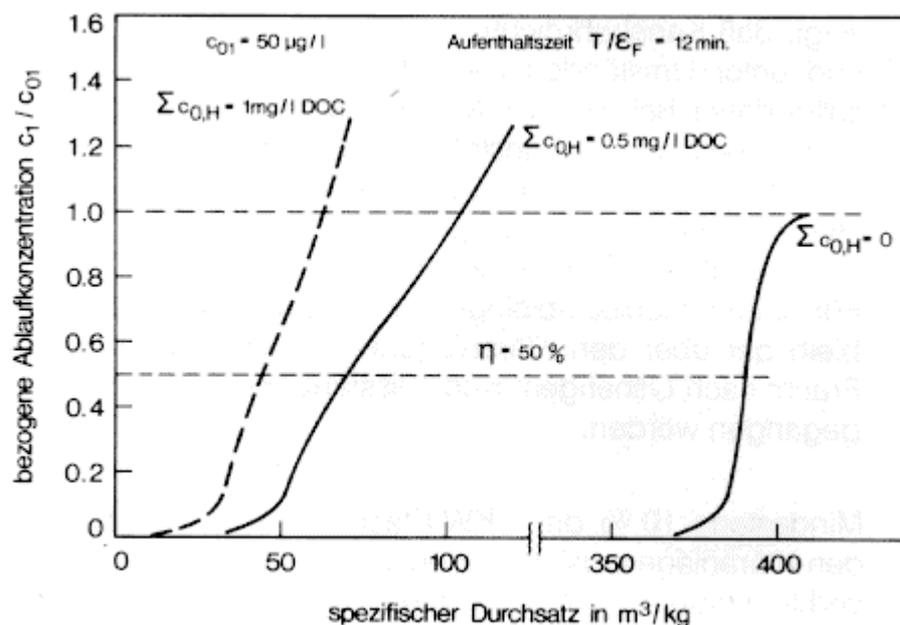


Abb. 3.19: Festbettadsorber (schematisch)

Nach den bisher vorliegenden Untersuchungen haben Aktivkohle und auch Adsorberharze für leichtflüchtige CKW bei deren meist sehr niedrigen Konzentrationen eine vergleichsweise geringe Kapazität. Für die Tri- und Tetrachlorethylen wurden Beladungen zwischen 0,1 und 2 Gewichtsprozent gefunden, für 1,1,1-Trichlorethan und Dichlormethan noch erheblich niedrigere Werte. Mitverantwortlich dafür ist die häufig gute Adsorbierbarkeit der in allen Grund-

wässern vorkommenden Huminstoffe. Im Extremfall kann die konkurrierende Adsorption zu einer weitergehenden Verdrängung bereits adsorbierter CKW führen, so daß diese dann im Ablauf in höheren Konzentrationen vorliegen als im Zulauf (Chromatographie-Effekt). Derartige Beobachtungen wurden in der Praxis bisher vor allem bei 1,1,1-Trichlorethan gemacht.

In der Abb. 3.20 sind die Ergebnisse von Modellrechnungen aufgetragen, aus denen die Verkürzung der Adsorberstandzeit hervorgeht, die auf zusätzlich zu dem CKW im Wasser enthaltene Huminstoffe zurückzuführen ist. Hier spielt allerdings die Art der Huminstoffe und deren Adsorptionsverhalten eine wichtige Rolle. Adsorptionsanlagen zur Wasseraufbereitung werden bisher in der Regel anhand von Gleichgewichtsdaten und unter Berücksichtigung praktischer Erfahrungen ausgelegt. Aus Labor-meßdaten allein können vorerst nur mit großem Rechenaufwand praktisch relevante Aussagen gewonnen werden, dabei sind alle Zusammenhänge aber noch nicht hinreichend genau bekannt. Inzwischen gibt es jedoch schon Erfahrungen mit einer Anzahl großtechnischer Anlagen, die bei einer Bemessung mit herangezogen werden können.



**Abb. 3.20: Ergebnisse von Modellrechnungen zum Einfluß organischer Hintergrundbelastung auf die Adsorption von Trichlorethylen**

### Vergleich und Bewertung der Verfahren

Die vorangegangenen Ausführungen zeigen, daß zahlreiche unterschiedliche Gesichtspunkte zu beachten sind, wenn man in einem konkreten Fall entscheiden will, welches Aufbereitungsverfahren am zweckmäßigsten ist. Neben den Anforderungen an die Reinwasserqualität und betriebstechnischen Gegebenheiten spielen dabei auch die Kosten eine wichtige Rolle. Eine vergleichende Kostenanalyse ist sehr schwierig, da die verschiedenen Einflußgrößen sich nicht direkt vergleichend bewerten lassen.

Bei kurzfristig betriebenen Belüftungsanlagen wurde bisher meist auf eine Abluftreinigung verzichtet. Zur Vermeidung einer Problemverlagerung vom Wasser in die Atmosphäre ist in

jedem einzelfall zu prüfen, ob Maßnahmen zur Verminderung der CKW-Emissionen durchzuführen sind.

Ein erheblicher Nachteil aller Belüftungsverfahren ist jedoch, daß damit nicht nur CKW entfernt werden, sondern gleichzeitig auch die  $\text{CO}_2$ -Konzentration stark verringert wird. Ist diese Nebenwirkung von der Wasserbeschaffenheit her unerwünscht, so bietet die Kreislaufführung der Luft mit einem zwischengeschalteten Gasphasenadsorber zur Entfernung der CKW eine Lösung des Problems. Es wird allerdings durch entsprechende Untersuchungen z.Z. überprüft, ob ein derartiges Vorgehen nicht andere Nachteile hat. Andernfalls muß der pH-Wert des aus der Belüftungsanlage ablaufenden Wassers beispielsweise durch einen  $\text{CO}_2$ -Eintrag wieder erniedrigt werden.

Als ein weiterer Nachteil der Belüftungsverfahren ist anzusehen, daß sich die Ablaufkonzentration mit den Zulaufwerten ändert, da der Wirkungsgrad in erster Näherung konzentration unabhängig ist. Außerdem ist es problematisch, sehr hohe Wirkungsgrade zu erreichen. Die unerwünschten Nachteile wirken sich aber gerade bei reinen Sanierungsmaßnahmen weniger aus. Deshalb sind die Strippverfahren vor allem hier günstig einzusetzen. Bei der Anwendung vor einem Adsorber können sie zur Verringerung der Betriebsmittelkosten führen. Der Einsatz eines Adsorptionsverfahrens als letzte oder einzige Reinigungsstufe hingegen ist aus den nachfolgenden Gründen im wesentlichen bei der Trinkwasseraufbereitung interessant:

- Aktivkohle entfernt neben den CKW auch andere Störstoffe und bietet damit eine größere Sicherheit.
- Festbettadsorber sind bei ausreichender Dimensionierung einfach zu betreiben und erfordern eine Kontrolle dann nur im Abstand von mehreren Wochen. Der pH-Wert des Wassers wird während einer adsorptiven Reinigung praktisch nicht verändert. Außerdem ist jede gewünschte mittlere Entfernungsleistung zu erreichen.

Zur Vervollständigung werden die kombinierten Verfahren nur kurz angeführt. Ist beispielsweise gleichzeitig der Abbau von Huminstoffen erwünscht, so kann das Wasser mit vorgeschalteter Ozonierung gereinigt werden. Die Voroxidation mit Ozon bewirkt eine schlechtere Adsorption und einen teilweise biologischen Abbau der Huminstoffe und dadurch eine Verminderung der Auswirkungen der konkurrierenden Adsorption. Deshalb sollten zwei Aktivkohlefilter hintereinander geschaltet werden, so daß der jeweils erste Filter voll beladen werden kann, bevor das zweite durchbricht. Dieser vordere Filter wird dann regeneriert und neu aufgefüllt, danach aber an die zweite Stelle geschaltet. Weitere Einzelheiten sind bei Sontheimer (1983 b)) zu finden.

Wegen ihrer schnellen Verfügbarkeit können in akuten Fällen mobile Aktivkohleanlagen eingesetzt werden. Diese sind jedoch nur begrenzt an die jeweiligen Verhältnisse anzupassen und weisen aufgrund ungleichmäßiger Durchströmung meist geringere Ausnutzungsgrade auf als ortsfeste Anlagen. Ihr Einsatz wird daher nur für kurzzeitige Aufbereitungsmaßnahmen empfohlen.

Über diese allgemeinen, praktisch aber wichtigsten Angaben hinaus sind verbindliche, generell zutreffende Aussagen nicht möglich. Es ist deshalb in jedem Einzelfall zu prüfen, mit welchem Verfahren bzw. welcher Verfahrenskombination die gestellten Anforderungen optimal zu erfüllen sind. Die zur Verfügung stehenden Berechnungsmethoden für die einzelnen Verfahren erlauben dabei einen korrekten Vergleich und eine zuverlässige Bewertung.

### 3.6.5 Folgeprobleme von Sofort-, Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen

#### Allgemeines

Die zur Behandlung von Grundwasserverunreinigungen erforderlichen Sofort-, Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen ziehen in den meisten Fällen Folgeprobleme nach sich, deren Schwere, Wichtigkeit und Ausmaß oft nicht rechtzeitig und nicht im tatsächlichen Umfang erkannt werden. In erster Linie handelt es sich dabei um Fragen der Ableitung bzw. Beseitigung von verunreinigtem Grundwasser, kontaminiertem Erdreich und des zum Aufsaugen der Schadstoffe eingesetzten Materials.

Verunreinigtes Material fällt im Rahmen von Sofortmaßnahmen in der Regel in kleinen Mengen an, die gewöhnlich als Sonderabfall problemlos beseitigt werden können. Von Bedeutung sind die Folgeprobleme jedoch bei Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen, da sie unter Umständen in großem Umfang und über sehr lange Zeit betrieben werden müssen, und dabei entsprechend große Mengen an verunreinigtem Boden und Grundwasser anfallen können.

Schon bei der Festlegung der zweckmäßigsten Abwehr- bzw. Sanierungsmaßnahmen müssen daher die möglichen Folgeprobleme bedacht werden. In die Überlegungen sollte auch einzbezogen werden, daß die Schadstoffe durch die vorgesehene Maßnahme nicht lediglich aus dem Erdreich oder dem Grundwasser in den Vorfluter und die Luft verlagert werden.

#### Ableitung von verunreinigtem Grundwasser

Für eine schadlose Ableitung von verunreinigtem Grundwasser kommen grundsätzlich folgende drei Möglichkeiten in Frage:

- Einleiten in ein oberirdisches Fließgewässer
- Einleiten in die öffentliche Kanalisation
- Wiedereinleiten in das Grundwasser

Dazu muß das kontaminierte Grundwasser immer dann aufbereitet werden, wenn wegen der Schadstoffkonzentration eine Einleitung ohne Vorbehandlung nicht möglich ist (Aufbereitungsverfahren siehe Kap. 3.6.4).

In der Regel sollten aber bei allen vorgesehenen Einleitungen, auch dann, wenn eine besondere Aufbereitung wegen der im Einzelfall festgelegten maximalen Schadstoffkonzentration nicht erforderlich wäre, einfache Maßnahmen zur Minderung der Schadstoffkonzentration im Wasser vorgesehen werden (z.B. Prallteller, Kaskade, Verrieselung, Verdüsung).

Bei der Anwendung eines Strippverfahrens ist auch nach immissionsschutzrechtlichen Gesichtspunkten zu prüfen, ob die Behandlung der CKW-haltigen Abluft notwendig ist. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist eine Abluftbehandlung bei Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen in der Regel nicht erforderlich, da wegen der relativ geringen CKW-Mengen und der zeitlichen Befristung der Maßnahmen eine Sekundärverunreinigung des Grundwassers durch kontaminierte Niederschläge nicht zu erwarten sein dürfte (vgl. Kap. 1.2).

Muß eine Abpumpmaßnahme im Einzugsbereich einer Trinkwasserfassung durchgeführt werden, so ist zur Schonung des Grundwasserhaushaltes generell eine Wiedereinleitung des ent-

nommenen Wassers ins Grundwasser anzustreben. Andernfalls ist durch entsprechende Untersuchungen, evtl. mit Hilfe eines mathematischen Grundwassermodells, nachzuweisen, daß die vorgesehene Ableitung des Grundwassers in die Kanalisation oder in ein oberirdisches Fließgewässer die Trinkwasserentnahme nicht nachteilig beeinflusst.

Im Einzelfall ist eine Entscheidung über die zweckmäßigste Ableitung unter Berücksichtigung folgender Gesichtspunkte zu treffen.

#### Einleitung in ein oberirdisches Fließgewässer

- Wasserrechtliche Vorschriften
- zulässige Schadstoffkonzentration  
Allgemein gültige Anforderungen an Direkteinleitungen CKW-haltiger Wässer können noch nicht angegeben werden. Die Einleitungsbedingungen müssen auf den jeweiligen Einzelfall abgestimmt werden. Dabei sind grundsätzlich die Gesichtspunkte für Schutz und Güte des Oberflächengewässers maßgebend. Andere, bereits bestehende Einleitungen der gleichen Schadstoffgruppe sollten vergleichend hinzugezogen werden, wobei insbesondere zu berücksichtigen ist, daß Einleitungen im Rahmen von Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen zum Schutz von Trinkwasserfassungen dem Wohl der Allgemeinheit dienen und außerdem nur zeitlich befristet betrieben werden. Strengere Anforderungen an die zulässige Schadstoffkonzentration bei der Einleitung können z.B. dann erforderlich werden, wenn im weiteren Fließweg des Vorfluters, trotz des relativ raschen Ausgasens der Schadstoffe in die Atmosphäre, eine Infiltration von Schadstoffen in den anstehenden Grundwasserleiter oder gar eine Beeinträchtigung von unterstrom gelegenen Wasserfassungen zu besorgen ist.
- Störung des Grundwasserhaushaltes
- Entfernung zwischen Entnahmehbrunnen und Vorfluter

#### Einleitung in die öffentliche Kanalisation

- Zulässige Schadstoffkonzentration  
In den Richtlinien des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg für die Anforderungen an Abwasser bei Einleitung in öffentliche Abwasseranlagen vom 28.06.1978 (GABl. S. 995) ist die zulässige Schadstoffkonzentration für chlorierte Lösemittel bei Einleitung in öffentliche Abwasseranlagen auf  $5 \text{ g/m}^3$  (berechnet als Cl) festgelegt. Sofern in kommunalen Satzungen für Entwässerungen strengere Anforderungen enthalten sind, müssen diese eingehalten werden.
- Dichtheit von Abwasserkanälen  
Undichte Kanalsysteme stellen ein großes Gefährdungspotential für das Grundwasser dar. Nicht selten führen alte und damit undicht gewordene Kanalisationsleitungen zu Grundwasserverunreinigungen. Insbesondere hat sich gezeigt, daß Kanalrohrdichtungen von den CKW angegriffen und unter Umständen zerstört werden können. Generell sollte daher bei allen CKW-Einleitungen, unbeschadet der o.g. zulässigen Schadstoffkonzentration, auf eine Minimierung der Schadstoffeinträge hingewirkt werden.
- Hydraulischer Auslastungsgrad der Kläranlage
- „Schadstoffbilanz“ der Kläranlage  
Für ein mechanisch-biologische Kläranlage kann zum Verbleib der über den Kläranlageeinlauf zugeführten CKW- Fracht nach bisherigem Kenntnisstand von folgendem ausgegangen werden.

Mindestens 10% der CKW-Fracht im Zulauf dürfte über den Kläranlagenauslauf in den Vorfluter gelangen. Von der verbleibenden Differenz zwischen Zulauf- und Abauffracht wird 50 bis 90% in die Atmosphäre ausgestrippt. Im Klärschlamm (Vorklär- und Belebtschlamm) wird durch Adsorption 10 bis 50% zurückgehalten. Dies kann hingenommen werden, da es im Klärschlamm aufgrund von industriellen und gewerblichen Abwassereinleitungen auch ohne die Einleitung von kontaminiertem Grundwasser zu erheblichen CKW-Gehalten im mg/kg Trockensubstanz-Bereich kommen kann.

- Beseitigung bzw. Verwendung des CKW-haltigen Klärschlammes  
Die Ablagerungen von CKW-haltigem Klärschlamm auf Hausmülldeponien dürften bei Beachtung der einschlägigen Bestimmungen, insbesondere der Deponierichtlinien grundsätzlich möglich sein.

Gegen eine landwirtschaftliche Verwendung von im mg CKW/kg TS-Bereich kontaminierten Klärschlämmen bestehen grundsätzlich keine Bedenken. Das Verhalten der CKW-Bestandteile von flächenhaft ausgebrachtem Klärschlamm wurde zwar noch nicht erschöpfend untersucht. Verschiedene Versuche - auch mit stark kontaminiertem Gießwasser - deuten jedoch darauf hin, daß weder eine CKW-Anreicherung in der Pflanzsubstanz noch eine Beeinträchtigung des pflanzlichen Wachstums stattfindet. Auch die Frage einer möglichen Auswaschung der CKW durch Niederschlag und eine evtl. Verschleppung ins Grundwasser ist noch ungeklärt. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß eine Remobilisierung der an die organische Schlammsubstanz gebundenen CKW durch Niederschlag nicht stattfindet, und daß CKW-Bestandteile, die durch Mineralisierung des Klärschlammes frei werden, in erster Linie in die Atmosphäre entweichen.

- Störung des Grundwasserhaushaltes
- Entfernung zwischen Entnahmehrunnen und Kanalanschluß
- Kanalgebühren

#### Wiedereinleitung in das Grundwasser

- Verschärfte wasserrechtliche Vorschriften (insb. §§ 1a, 34 WHG)
- Aufwendige Aufbereitungsverfahren, sehr hohe Investitions- und Betriebskosten
- Hydrogeologische Verhältnisse
- Geringstmöglicher Eingriff in den Grundwasserhaushalt

Die Einleitung von CKW-haltigem Wasser ins Grundwasser ist grundsätzlich nicht zulässig (§ 34 Abs. 1 WHG). Vor Wiedereinleitung ins Grundwasser muß demnach Wasser, welches zuvor zu Abwehr- oder Sanierungszwecken entnommen wurde, grundsätzlich vollständig gereinigt werden.

Im Hinblick darauf, daß

- die Wiedereinleitung des abgepumpten Wassers nur zeitlich befristet, d.h. nicht als "Dauereinleitung" betrieben wird
- dadurch der Grundwasserhaushalt geschont und
- durch die Abpumpmaßnahme der Schadstoffgehalt des Grundwassers stark vermindert wird, kann in der Praxis bei der Wiedereinleitung eine kurzfristig ggf. aufbereitungstechnologisch bedingte Restkonzentration im Bereich der Nachweisgrenze zugelassen werden.

Bei einer Wiedereinleitung im Rahmen einer Kreislaufführung (Kap. 3.6.3 - Sanierungsinsel), ist zu gewährleisten, daß keine Schadstoffe die Sanierungsinsel verlassen können. Dies ist durch hydraulische und hydrogeologische Untersuchungen nachzuweisen. Bei der Wiedereinleitung kann eine Schadstoffkonzentration zugelassen werden, die eine optimale Betriebsweise der Kreislaufführung erlaubt.

### **Beseitigung von kontaminiertem Aushubmaterial**

Bevor in größerem Umfang mit dem Abtragen oder Ausheben von verunreinigtem Erdreich begonnen wird, muß geklärt werden, wo das kontaminierte Bodenmaterial beseitigt werden kann. Hierzu ist eine möglichst genaue Abschätzung des Volumens und der Beschaffenheit des zu beseitigenden Materials mit Hilfe von Sondierungen o.ä. notwendig. Für die Beseitigung gilt folgendes:

**1. Erdaushub- und Bauschuttdeponien** o.ä. kommen für eine Ablagerung von kontaminiertem Material grundsätzlich nicht in Betracht.

**2. Hausmülldeponien** können in der Regel nur begrenzte Mengen schwach kontaminierten Materials aufnehmen, falls keine sonstigen störenden Stoffe enthalten sind. Es ist daher ratsam, frühzeitig repräsentative Proben des abzulagernden Materials umfassend analysieren zu lassen.

Die Ablagerungsgebühr wird vom Betreiber der Deponie festgelegt und liegt, soweit keine besonderen Maßnahmen bei der Ablagerung getroffen werden müssen, bei etwa 20 DM/t.

**3. Sonderabfalldeponien** fordern in der Regel umfassende chemische Analysen repräsentativer Proben von dem abzulagernden Material. Die Ablagerungskosten betragen derzeit etwa 100 DM/t.

Ein schwieriges Problem in der Praxis ist die Separierung bzw. Klassierung von unterschiedlich kontaminiertem Material. Während die Grabarbeiten üblicherweise rasch vorangehen, erfordern die Stoffuntersuchungen einen relativ hohen Zeitaufwand, wobei eine sofortige Untersuchung an Ort und Stelle praktisch ausscheidet. Erfahrungen bei vergleichbaren Aktionen haben gezeigt, daß dieses Problem dann teilweise lösbar ist, wenn an der Grabungsstelle ständig ein Fachmann zugegen ist, der eine vorläufige Beurteilung des Aushubmaterials nach Aussehen, Geruch usw. vornimmt und Proben entnimmt. Material, dessen Beseitigungsart zunächst unklar ist, wird an einer geeigneten Stelle zwischengelagert. Nach Vorliegen der Analysen wird über den endgültigen Verbleib entschieden. In jedem Fall ist rechtzeitig eine Transportgenehmigung für das zu befördernde kontaminierte Material einzuholen und der Nachweis der ordnungsgemäßen Beseitigung nach der Abfallnachweisverordnung zu erbringen.

## IV. Analytik und Probenahme

### 4. Analytik

#### 4.1 Analysenverfahren

##### 4.1.1 Untersuchungsumfang

Bei der Entdeckung eines Schadensfalles ist zu überprüfen, ob neben den gefundenen CKW noch weitere org. Chlorverbindungen vorliegen; hierzu eignet sich die Bestimmung des TOX (total organic halogen).

Ergeben sich erhebliche Differenzen zwischen TOX und der Summe der Einzelsubstanzen, muß davon ausgegangen werden, daß weitere CKW im Untergrund vorliegen. Für die Beurteilung des Schadensfalls ist die Identifizierung und Quantifizierung dieser Substanz/Substanzen notwendig.

Darüber hinaus sollte an einigen ausgewählten Meßstellen untersucht werden, ob noch andere Schadstoffe (Schwermetalle, Cyanide etc.) im Grundwasser enthalten sind.

##### 4.1.2 Analytische Untersuchungen

Leichtflüchtige CKW werden in Wasser-, Boden- und Luftproben untersucht. Die einzelnen Verfahren unterscheiden sich in Probenahme und Aufarbeitung:

- aus Wasser  
Anreicherung durch Extraktion mit einem organischen Lösemittel (Pentan) oder Anreicherung in der Gasphase im geschlossenen System (head-space)
- aus Boden  
Extraktion mit einem org. Lösemittel (Äthylenglykolmonomethyläther) und anschließender Anreicherung in der Gasphase (head-space)
- aus Luft  
direkte Messung

Die gaschromatographische Messung und Detektion ist in allen Fällen ähnlich. Der verdampfte Pentanextrakt bzw. die Gasphase wird über eine Trennsäule geleitet. Aufgrund der unterschiedlichen Verteilung der einzelnen Komponenten zwischen Trägergas (bewegliche Phase) und Trennsäule (stationäre Phase) wird das CKW-Gemisch in seine einzelnen Komponenten getrennt. Am Ende der Trennsäule wird jede Einzelkomponente über einen Detektor angezeigt. Ein spezifischer Detektor für Halogenkohlenwasserstoffe ist der ECD (electron-capture-detector); kohlenstoffhaltige Verbindungen werden üblicherweise mit dem FID (flame-ionisation-detector) angezeigt. Das eingespritzte Volumen richtet sich nach verwendeter Säule und Detektor sowie nach den CKW-Konzentrationen.

Müssen aufgrund des Umfanges eines Schadensfalles mehrere Labors eingeschaltet werden, sollte zumindest sichergestellt sein, daß nach einer einheitlichen Methode gearbeitet wird, welche ab und zu durch Vergleichsuntersuchungen überprüft wird. Außerdem wird in solchen Fällen empfohlen, die analytischen Untersuchungen jeweils „fahnenweise“ von einem Labor durchführen zu lassen.

Bei der Angabe der Analysenergebnisse sollte wegen möglicher Mißverständnisse auf die alten Bezeichnungen „ppm“ und „ppb“ verzichtet werden. Aus diesen Bezeichnungen geht nicht hervor, ob sich die Angabe auf das Volumen oder das Gewicht bezieht. Die gefundenen Konzentrationen sollten immer in Masse CKW pro Volumeneinheit Wasser angegeben werden. Folgende Maßeinheiten sollen die Verwendung erleichtern.

### Volumenmaße

1	m <sup>3</sup>	=	1000	l	(Liter)
1	l	=	1000	ml	(Milliliter)
1	ml	=	1000	µl	(Mikroliter)
1	µl	=	1000	nl	(Nanoliter)

### Gewichtsmaße

1	t	=	1000	kg	(Kilogramm)
1	kg	=	1000	g	(Gramm)
1	g	=	1000	mg	(Milligramm)
1	mg	=	1000	µg	(Mikrogramm)
1	µg	=	1000	ng	(Nanogramm)

### 3. Identische Angaben

mg/l	=	g/m <sup>3</sup>	=	(ppm. nur bei Wasser !)
µg/l	=	mg/m <sup>3</sup>	=	(ppb. nur bei Wasser !)
mg/kg	=	g/t	=	ppm
µg/kg	=	mg/t	=	ppb
ml/m <sup>3</sup>	=	ppm		(Angabe bei Prüfröhrchen)
µl/m <sup>3</sup>	=	ppb		(Angabe bei Prüfröhrchen)

### Umrechnungsfaktoren

1	mg	Trichlorethylen	≅	7,7	µmol	Trichlorethylen
1	mg	Tetrachlorethylen	≅	6,1	µmol	Tetrachlorethylen
1	mg	1,1,1-Trichlorethan	≅	7,6	µmol	1,1,1-Trichlorethan
1	mg	Dichlormethan	≅	11,9	µmol	Dichlormethan

## 4.2 Probenahme

Der gemessene Analysenwert hängt ganz wesentlich von den Umständen der Probenahme ab. Nur bei deren genauer Kenntnis können anschließend von den den Schadensfall auswertenden Stellen die richtigen Schlußfolgerungen gezogen werden. Da sich die Bearbeitung der Schadensfälle oft über Jahre hinzieht, ist eine schriftliche Fixierung der Entnahmemodalitäten un-

bedingt erforderlich. Bei der Beprobung ist insbesondere anzumerken, welche Probe vorher mit dem betreffenden Entnahmegesäß entnommen wurde.

Es wird als selbstverständlich angesehen, daß das gesamte Probenahmegerät nach der Beprobung intensiv gespült wird. Beim Füllen der Entnahmegesäße sind Verluste durch Ausgasen der flüchtigen Lösungsmittel zu vermeiden. Beispielsweise ist bei der Entnahme an der Zapfstelle die Flasche unter Vermeidung von Turbulenzen langsam bis zum Überlaufen mit dem Untersuchungswasser zu füllen und sofort zu verschließen. Kunststoffbehälter und -materialien sollten nicht verwendet werden, da sie durch Sorption und Desorption Verfälschungen bringen können.

### **4.2.1 Wasserproben**

Um eventuelle Fehler im Verlauf der Probenahme erkennen zu können, wird empfohlen, in Abstimmung mit dem jeweiligen Untersuchungslabor ggf. zusätzlich eine sog. „Nullprobe“ (Kontrollprobe I) aus CKW-freiem Grundwasser zu entnehmen.

Ferner sind in Anlehnung an die in zu erwartenden Richtlinien der DIN 38407 "Bestimmung von Halogenkohlenwasserstoffen in Wasserproben" gelegentlich auch "Blindversuche" (Kontrollprobe II) durchzuführen. Diese mit Reinwasser durchzuführenden Versuche sollen den kompletten Untersuchungsablauf von der Fahrt zur Probenahme, über die Probenahme bis zur Auswertung des Gaschromatogrammes umfassen. Die Vornahme von Blindversuchen ist notwendig, weil die zu untersuchenden Stoffe z.B. durch Sorption aus der Luft oder durch Verunreinigungen in Geräten und Lösungsmitteln in die Probe gelangen können.

#### **- Schöpfproben**

Vor allem bei stark kontaminierten Brunnen und Pegel in der Nähe des Schadstoffherdes sind gelegentliche Schöpfproben (Ruttner-Schöpfer o.ä.) aus definierten Tiefen sinnvoll. Auf diese Weise kann die Schadstoffverteilung über die Tiefe mit einer relativ einfachen Methode abgeschätzt werden.

#### **- Pumpproben**

Die vor der Entnahme abgepumpte Wassermenge sollte dem doppelten Meßstelleninhalt entsprechen, so daß sichergestellt ist, daß das in der Meßstelle stehende Wasser entfernt und die Probe von frisch zufließendem Grundwasser entnommen wird. Pumpproben sind im allgemeinen repräsentativer für den Grundwasserzustand als Schöpfproben.

Um bei Probenahmen durch das WWA, insbesondere bei verschiedenen Probenehmern, ein einheitliches Vorgehen unter Beachtung der vorgenannten Gesichtspunkte zu gewährleisten, kann sich eine „Probenahmeanweisung“, die unter Beteiligung des (der) jeweiligen Untersuchungslabors aufgestellt wird, als zweckmäßig erweisen.

#### **Probenahmeformular**

Bei der Entnahme von Wasserproben empfiehlt es sich, das in Abb. 4.1 dargestellte Formular zu verwenden.

PROTOKOLL ÜBER DIE ENTNAHME EINER WASSERPROBE												
Entnehmende Stelle	Bearbeitungsnummer	Bearbeitungsnummer des Untersuchungslabors										
	Flaschen (satz) - Nummer											
STEMPEL - auf alle Mehrfertigungen		STEMPEL - auf alle Mehrfertigungen										
Untersuchung von <input type="checkbox"/> <sup>1)</sup> , Erläuterung: ..... Bezeichnung der Probenahmestelle: ..... TK 25: <input type="text"/>												
EDV-NUMMER der Landesanstalt für Umweltschutz B.-W.: <input type="text"/>												
ENTNAHMESTELLE des staatlichen Gesundheitsamtes: <table style="float: right; margin-left: 20px;"> <tr> <td style="text-align: center;">Gemeindekennziffer</td> <td style="text-align: center;">Teilgem.-KZ</td> <td style="text-align: center;">Entnahmestelle-Nr.</td> </tr> <tr> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/></td> </tr> </table>			Gemeindekennziffer	Teilgem.-KZ	Entnahmestelle-Nr.	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>				
Gemeindekennziffer	Teilgem.-KZ	Entnahmestelle-Nr.										
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>										
Öffentliche Wasserversorgung: <input type="text"/> 5, 9, <input type="text"/> <sup>2)</sup> Eigenwasserversorg.: <input type="text"/> 5, 9, 5, <input type="text"/> <sup>3)</sup> Erläuterung: .....												
Anlaß der Probenahme: <input type="checkbox"/> <sup>4)</sup> Erläuterung: .....												
Vorgaben zur Probenahme <sup>5)</sup> : .....												
Probenahmezeitpunkt: <table style="float: right; margin-left: 20px;"> <tr> <td style="text-align: center;">Tag</td> <td style="text-align: center;">Monat</td> <td style="text-align: center;">Jahr</td> <td style="text-align: center;">h</td> <td style="text-align: center;">min</td> </tr> <tr> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/></td> <td><input type="text"/></td> </tr> </table>			Tag	Monat	Jahr	h	min	<input type="text"/>				
Tag	Monat	Jahr	h	min								
<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>								
Art der Probenahme: <input type="checkbox"/> <sup>6)</sup> Erläuterung: ..... Entnahmegesäß: <input type="checkbox"/> <sup>7)</sup> Erläuterung: .....												
Wasserspiegel: vor Entnahme: <input type="text"/> m <small>unter = 0 über = 1</small> <input type="checkbox"/> Meßp., bei Entnahme: <input type="text"/> m <small>unter = 0 über = 1</small> <input type="checkbox"/> Meßp.												
Bezeichnung des Meßpunktes (z.B. Rohroberkante): .....												
Entnahmetiefe: <input type="text"/> m <small>unter = 0 über = 1</small> <input type="checkbox"/> Meßpunkt												
Pumpdauer vor Probenahme: <input type="text"/> h <input type="text"/> min <small>(bei Dauerbetrieb = 99h)</small> Förderstrom / Schüttung: <input type="text"/> l/sec												
Farbe: <input type="text"/> <sup>8)</sup>												
Trübung: <input type="text"/>												
Geruch: <input type="text"/>												
Geschmack: <input type="text"/>												
Temperatur: <input type="text"/> °C <sup>9)</sup>												
pH-Wert: <input type="text"/>												
O <sub>2</sub> -Gehalt: <input type="text"/> mg/l												
Besondere Beobachtungen / Bemerkungen bei der / zur Probenahme (Witterungsverhältnisse etc.): .....												
Untersuchungsumfang im Labor (Empfohlene Probenpräparation siehe Rückseite):												
Untersuchungsprogramm <sup>10)</sup> : <input type="radio"/> (A1) <input type="radio"/> (A2) <input type="radio"/> (B) <input type="radio"/> (C) <input type="radio"/> (D) (bitte ankreuzen)												
Zusätzliche Untersuchungen: (z.B. aus E) .....												
Sondermeßprogramm: .....												
ANALYSENPROTOKOLL: TRINKWASSERUNTERSUCHUNG → BLAUES FORMULAR ANDERE UNTERSUCHUNGEN → GRÜNES FORMULAR												
Untersuchungslabor für .....:												
Untersuchungslabor für .....:												
Untersuchungslabor für .....:												
Kostenträger: ..... Probenehmer: .....												
Ort: ..... Datum: ..... Unterschrift: .....												
Fußnoten siehe Rückseite												



## 4.2.2 Bodenproben

Die Bodenproben sollten aus möglichst großen, unversehrten Portionen (ca. 0,5 kg) bestehen, aus deren Innerem dann die entsprechende Untersuchungsmenge herausgenommen werden kann. Keinesfalls dürfen "Mischproben" hergestellt werden!

Sollten Bodenproben im Rahmen einer Bohrung untersucht werden, so dürfen nur Trockenbohrverfahren angewendet werden. Hierbei eignen sich die Bohrkernbohrungen am besten für die Untersuchung. Werden aus Kostengründen Druckluftbohrungen angewendet, sollte eine Aufarbeitung bzw. Konservierung der Bodenproben innerhalb von Stunden gewährleistet sein.

## 4.2.3 Gasproben

Einzelheiten zur Probenahme sind in Kap. 3.3.2 erläutert.

## 4.3 Probentransport

Beim Transport sollten die in Tab. 4.1 gegebenen Gesichtspunkte beachtet werden:

	Wasserprobe	Bodenprobe
Menge	1 l	0,5 kg
Gefäß	mögl. braune Glasschliffflasche mit Klammer (nach DIN 12036)	Schraubdeckel, Glasflaschern oder Einmachgläser mit breiter Öffnung (die Kunststoffbecher der Bohrfirmen sind nicht geeignet).
Transport	kühl (ca. 4°C), dunkel (Kühltasche)	
Zeitdauer	spätestens am Tag nach der Entnahme müssen die Proben bei der Untersuchungsstelle sein. Die Extraktion ist möglichst innerhalb 43 Stunden durchzuführen	
Beschriftung a. den Gefäßen	Einsender, Angabe der Entnahmestelle, Datum	

**Tab. 4.1 : Gesichtspunkte beim Probentransport**

## V. Beschreibung ausgewählter CKW-Schadensfälle

### 5. Beispiele

#### 5.1 Einteilung der CKW-Schadensfälle nach hydrogeologischen Gesichtspunkten und allgemeine Hinweise für die Untersuchung

Fast jeder Schadensfall enthält seine eigene hydrogeologische Problematik. Trotzdem läßt sich aufgrund der bisherigen Erfahrungen die Mehrzahl der in Baden-Württemberg auftretenden Schadensfälle einigen **hydrogeologischen Grundtypen** zuordnen, die jeweils ähnliche Anforderungen an die Untersuchung stellen.

##### 5.1.1 Talkiesfüllungen mit wasserundurchlässiger Sohlschicht

###### Hydrogeologische Merkmale

Das Porengrundwasser der überwiegend zwischen 5 und 10 m mächtigen Talkiese strömt im allgemeinen mehr oder weniger parallel zur Talachse und steht meist in Wechselwirkung mit einem oder mehreren Vorflutern (Infiltration - Exfiltration). Der Grundwasserflurabstand beträgt meist zwischen 1 m und 3 m. Oft haben ehemalige mäandrierende Flußläufe Rinnen in die Sohlschicht erodiert, die heute mit Kies ausgefüllt sind. Diese Rinnen bestimmen oft die Fließrichtung des Grundwassers.

Die Durchlässigkeit der Kiese kann bereichsweise stark wechseln. Falls vorhanden, besteht die Deckschicht über den Kiesen vorwiegend aus Auelehm. Ihre Mächtigkeit liegt häufig zwischen 1 m und 3 m, kann jedoch auch bis über 8 m betragen. In Abb. 5.1 ist das Beispiel eines Schadensfalles in einer Talkiesfüllung mit wasserundurchlässiger Sohlschicht schematisch dargestellt. Dabei wird die Auelehmdecke von CKW durchsickert. Der Absenkungstrichter des Brunnens (Filterstrecke schwarz ausgefüllt) greift unter dem infiltrierenden Vorfluter durch, so daß dieser unterströmt wird.

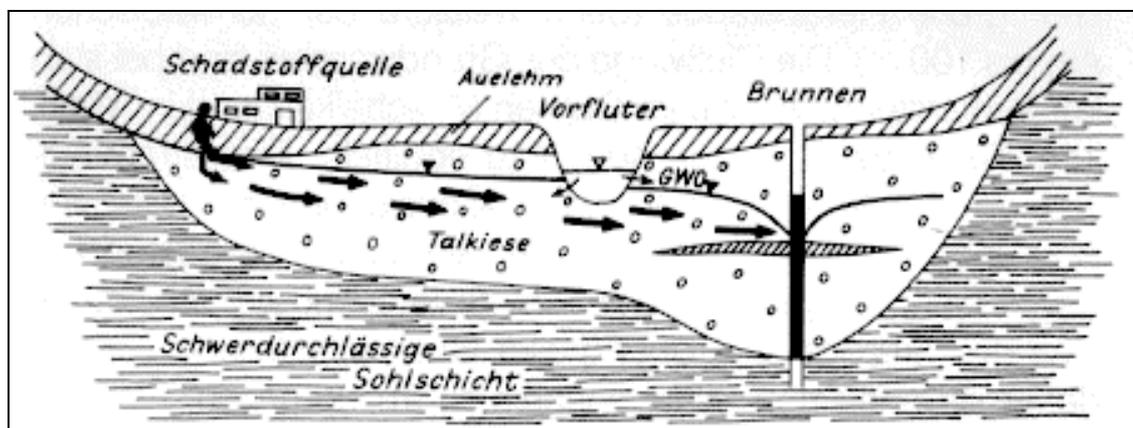


Abb. 5.1: Beispiel eines Schadensfalles in einer Talkiesfüllung mit wasserundurchlässiger Sohlschicht (schematisch)

## Hinweise für die Untersuchung

Wegen der relativ geringen Mächtigkeit des Grundwasserleiters stellt sich hier das Problem der Ausbreitung der Kontamination im Grundwasser in die Tiefe i.a. nicht. Die Dichtheit der Sohlschicht gegen tiefere Grundwasserstockwerke sollte jedoch geologisch nachgewiesen sein. Im Zweifelsfall sind daher tiefere Bohrungen erforderlich. Bei der Erkundung der Lage der Grundwasseroberfläche (GwO) ist die Wechselwirkung mit dem Vorfluter zu beachten. Dieser kann u.U. auch unterströmt werden (vgl. Kap. 5.2.1).

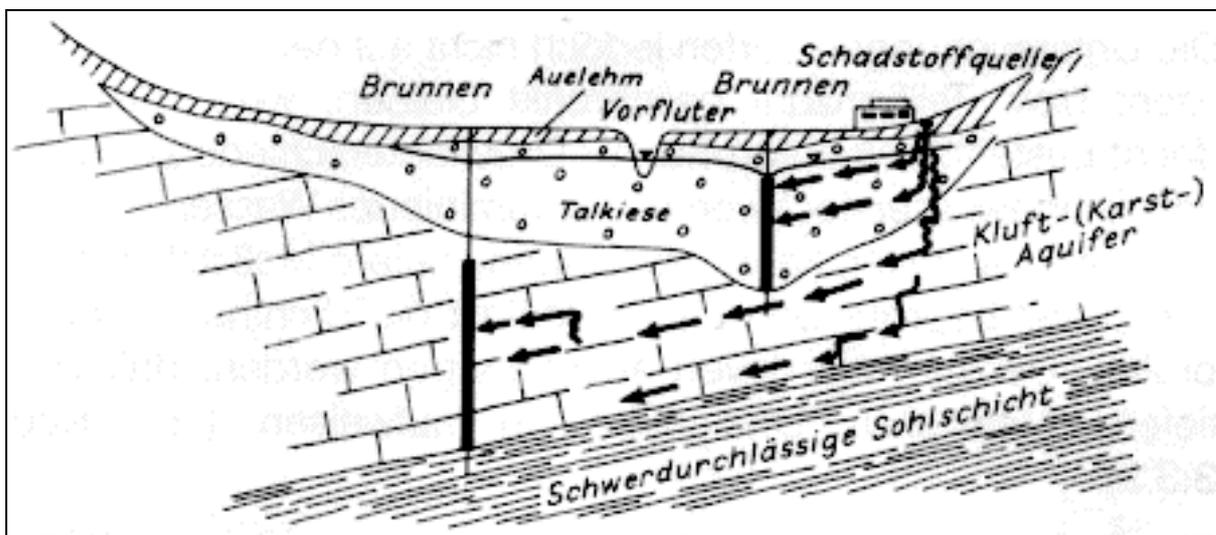
Da die Flurabstände relativ gering sind, kann im allgemeinen die Verschmutzung des Grundwassers mit Bodenluftuntersuchungen eingegrenzt werden. Bohrungen für Grundwasserbeobachtungsrohre und Abwehrbrunnen können dann gezielt angesetzt werden. In dem Abschnitt 5.2.2 werden Beispiele erläutert.

## 5.1.2 Talkiesfüllungen über Kluft- oder Karstgrundwasserleitern

### Hydrogeologische Merkmale

Ausbildung der Talkiesfüllung und Grundwasserverhältnisse sind ähnlich wie in Kap. 5.1.1, jedoch werden die Kiese nicht von einer wasserundurchlässigen Sohlschicht, sondern von grundwasserführendem Festgestein unterlagert. Dieses kann aus einem Kluftgrundwasserleiter (z.B. Buntsandstein) oder einem Karstgrundwasserleiter (z.B. Oberer Muschelkalk, Beispiel Kap. 5.2.3 oder Weißer Jura) bestehen. In Abb. 5.2 ist das Beispiel eines Schadensfalles in einer Talkiesfüllung über einen Kluft- oder Karstgrundwasserleiter schematisch dargestellt.

Die CKW durchsickern unter der Schadensstelle als Phase den Talkies-Aquifer und können je nach Infiltrationsart und -menge auch in das darunter liegende Kluft- oder Karstgrundwasserstockwerk gelangen. Bei den gegebenen Druckverhältnissen erreichen sie auch einen Brunnen, der nur im tiefen Stockwerk verfiltert ist (Filterstrecken dick eingezeichnet) und der jenseits des Vorfluters steht.



**Abb. 5.2: Beispiel eines Schadensfalls in einer Talkiesfüllung über einem Kluft- oder Karstgrundwasserleiter (schematisch)**

## Hinweise für die Untersuchung

Hier ist die Kontamination eines tieferen Stockwerkes möglich. Zunächst müssen die Zusammenhänge zwischen den Grundwasserleitern untersucht werden (aufsteigendes Kluftgrundwasser oder absinkendes Talkiesgrundwasser). Wenn keine entsprechenden Meßstellen vorhanden sind, muß im Bereich der Schadensstelle durch tiefere Bohrungen untersucht werden, ob sich die CKW auch nach unten ausgebreitet haben. Ist eine Kontamination des tieferen Stockwerkes nachzuweisen, so ist darin auch die horizontale Ausbreitung der CKW zu erkunden. Im übrigen gelten die Hinweise unter Kap. 3.3.2. Die zusätzliche Untersuchung des tieferen, u.U. mächtigen Stockwerkes (z.B. Oberer Muschelkalk bis 90 m) ist aufgrund der großen Bohrtiefen sehr aufwendig.

### 5.1.3 Mächtige, in Stockwerke gegliederte Kiesfüllung des Oberrheingrabens

#### Hydrogeologische Merkmale

Die quartäre Kiesfüllung des Oberrheingrabens ist nördlich von Karlsruhe zum Teil weitläufig in mehrere Grundwasserleiter untergliedert (vgl. Kap. 5.2.5 und 5.3). Von besonderer Bedeutung sind die Kiesschichten des Jungquartärs, die durch eine Schluff-Tonschicht, den sog. Oberen Zwischenhorizont, in einen Oberen und einen Mittleren Grundwasserleiter unterteilt wird. Diese Stockwerke sind ihrerseits durch tonige und sandige Zwischenhorizonte in Teilstockwerke aufgegliedert. Der Obere Zwischenhorizont kann lokal fehlen oder durch Sande ersetzt sein. Das Grundwasser im Mittleren Grundwasserleiter ist gespannt. Es wird durch Zustrom aus dem Oberen Grundwasserleiter gespeist, und zwar in Bereichen, wo der Druckwasserspiegel des Mittleren Grundwasserleiters unter dem freien Grundwasserspiegel des Oberen Grundwasserleiters liegt. Dies bedeutet, daß kontaminiertes Grundwasser aus dem Oberen in die tieferen Grundwasserleiter übertreten und damit langfristig Tiefen von weit über 100 m erreichen kann.

Tonige und schluffige Zwischenschichten oder lokale Linsen unter der Schadstoffquelle können das Vordringen von Schadstoffen in die Tiefe hemmen. In Kap. 5.2.5 sind die Verhältnisse in einem solchen Fall dargestellt.

#### Hinweise für die Untersuchung

Als erstes muß die Horizontalausbreitung der Kontamination im Oberen Grundwasserleiter untersucht werden. Von großer Bedeutung ist jedoch auch die Kenntnis, bis in welche Tiefe die CKW vorgedrungen sind. Da auch lokal auftretende Ton- oder Schluff-Horizonte bzw. -Linsen das Eindringen in die Tiefe hemmen (vgl. Kap. 5.2.5), müssen zumindest die ersten Bohrungen in Schadensnähe unbedingt bis auf die nächste Schluff- oder Tonschicht niedergebracht werden (Ausbau vgl. Kap. 3.3.2). Solche stauende Schichten dürfen nicht durchfahren werden. Die Bohrungen sollten, wenn es die Verhältnisse erlauben, mittels Bodenluftmessungen (vgl. Kap. 3.3.2) gezielt angesetzt werden.

Die Untersuchungen dürfen jedoch nicht auf den obersten Horizont bzw. Teilhorizont beschränkt bleiben, wenn der Verdacht besteht, daß aufgrund der Druckunterschiede zwischen

den Grundwasserstockwerken kontaminiertes Wasser in tiefere Schichten absinken kann. Vorhandene tiefere Meßstellen müssen zuerst beprobt werden. Hierbei ist die Dichtheit zu überprüfen. Derzeit muß davon ausgegangen werden, daß viele tiefere Meßstellen Undichtigkeiten aufweisen (vgl. Kap. 3.3.2).

Sind keine tieferen Meßstellen vorhanden, so sollten unter Berücksichtigung aller Vorsichtsmaßnahmen einige Meßstellen eingerichtet werden.

## 5.1.4 Grundwasserstockwerke im Festgestein des Schichtstufenlandes

### Hydrogeologische Merkmale

Es treten Schadensfälle auf, in denen nur ein Stockwerk, z.B. der Gipskeuper, betroffen ist (vgl. Beispiel Kap. 5.2.6, 5.2.7). Dies gilt jedoch nur, wenn Schichten oberhalb des Gipsspiegels im Gipskeuper betroffen sind. Oft sind zwischen den drei Grundwasserstockwerken Gipskeuper, Lettenkeuper, Muschelkalk Verbindungen vorhanden. So werden durch Schadensfälle im Gipskeuper möglicherweise drei, durch Schadensfälle im Lettenkeuper möglicherweise zwei Stockwerke betroffen. Ein solcher Fall wird durch Abb. 5.3 veranschaulicht. Die Übertrittstellen des Grundwassers aus dem höheren in das nächsttiefere Stockwerk sind meist nicht bekannt.

Innerhalb des bis etwa 100 m mächtigen, vorwiegend aus Mergelsteinserien bestehenden Gipskeupers treten mehrere, teilweise zusammenhängende, jedoch relativ unbedeutende Grundwasserleiter auf (karstartige, jedoch weitgehend von Rückstandstonen erfüllte Hohlräume in Gipsauslaugungsbereichen; geklüftete Kalkstein- und Kalkmergelstein-Bänke). Der darunter folgende, bis 25 m mächtige Lettenkeuper führt in mehreren Dolomitbänken Klufgrundwasser. Der liegende, bis 90 m mächtige Obere Muschelkalk ist eine stark klüftige, weithin verkarstete Kalkstein- und Dolomitserie. Sie enthält gebietsweise bedeutende Grundwasservorkommen. In Abb. 5.3 ist das Beispiel eines Schadensfalls in Löß über Lettenkeuper/Oberem Muschelkalk schematisch abgebildet. Die CKW folgen nach Durchdringen der Lößschicht den Schichtfallen und treten an den durchlässigen Stellen in das tiefere Stockwerk, den Oberen Muschelkalk über. In diesem ist die Grundwasserfließrichtung, bedingt durch die Vorflutersituation, entgegen dem Schichtfallen gerichtet. Die CKW erreichen also den nur im Muschelkalk verfilterten Brunnen (Filterstrecke gestrichelt), obwohl dieser bezüglich der Fließrichtung im tiefen Stockwerk oberhalb der Schadensstelle liegt.

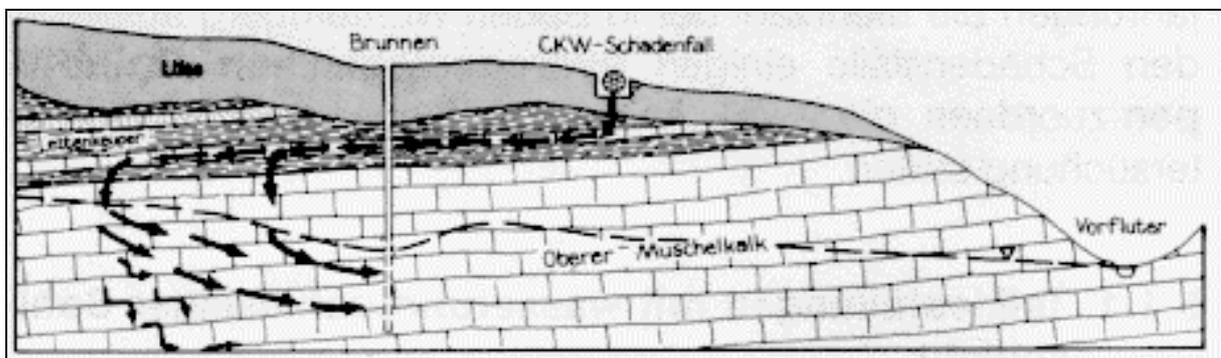


Abb. 5.3: Beispiel eines Schadensfalls in Löß über Lettenkeuper/ Oberem Muschelkalk (schematisch)

## Hinweise für die Untersuchung

Eine Untersuchung der tieferen Stockwerke ist hier in fast jedem Fall erforderlich. Beim Auftreten von Kontaminationen in tiefen Brunnen (Meßstellen) ist zunächst deren Dichtheit gegen höhere Stockwerke zu prüfen (vgl. Kap. 3.3.2). Die Kompliziertheit der hydrogeologischen Verhältnisse erfordert meist ausgedehnte, kostspielige Untersuchungen, zumal die Dichte der vorhandenen Aufschlüsse hier meistens gering ist und Bohrtiefen über 50 m erforderlich werden können.

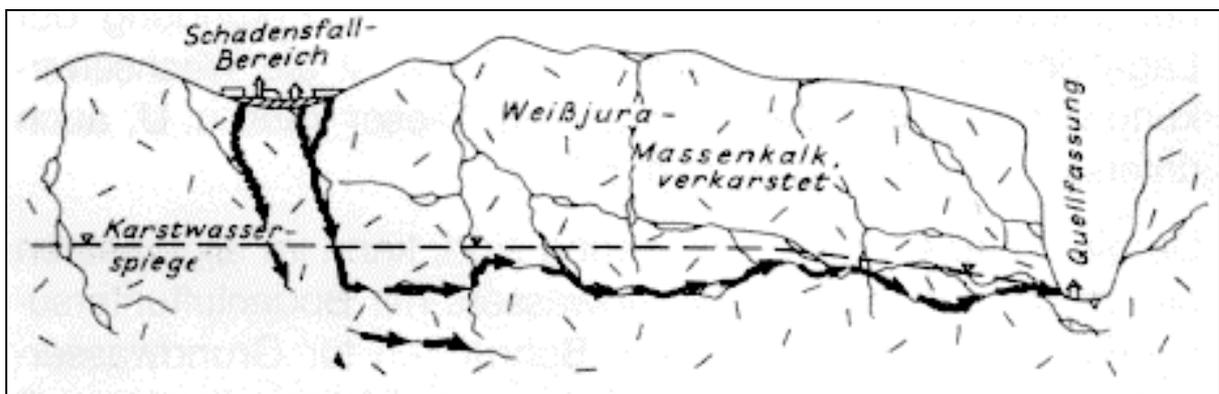
Bisher liegen aus diesen Grundwasserleitern noch keine Erfahrungen mit Bodenluftmessungen vor.

### 5.1.5 Karstgrundwasserleiter

#### Hydrogeologische Merkmale und Hinweise für die Untersuchung

In den Einzugsgebieten der Karstgrundwässer überwiegen sehr große Flurabstände (beim Weißjura der Schwäbischen Alb bis 100 m). Die Fließwege des Grundwassers sind bei starker Verkarstung, wie sie im Oberen Muschelkalk und im Weißjura die Regel ist, selten genau zu ermitteln. Eine stromaufwärtige Verfolgung von Kontaminationsfahnen mit Hilfe von Bohrungen bis zum Auffinden der Schadensquelle ist in der Regel nicht möglich. Zunächst muß versucht werden, durch eine großräumige Beprobung aller Quellaustritte und vorhandener Brunnen den Schadensbereich abzugrenzen. Eine exakte Abgrenzung von Einzugsgebieten und die Ermittlung der Grundwasserfließrichtungen kann im allgemeinen nur mit Hilfe von Markierungsversuchen erfolgen (vgl. Kap. 3.5.2 / 5.2.8).

Bei den beprobten Quellen muß die Schüttung regelmäßig gemessen werden. Aus der Variation der Schadstoffbelastung im Verhältnis zur Schüttung lassen sich in manchen Fällen Rückschlüsse auf den Schadensherd ziehen. In Abb. 5.4 ist die schematische Darstellung eines Schadensfalles im Weißjurakarst der Schwäbischen Alb zu sehen.



**Abb. 5.4:** Schematische Darstellung eines Schadensfalles im Weißjurakarst der Schwäbischen Alb

Die CKW sickern durch die ungesättigte Zone des Karsts nach unten und erreichen die Karstwasseroberfläche. Von dort folgen sie als Phase oder in gelöster Form den im Detail unbekanntesten Fließwegen des Karstgrundwassers bis zur gefaßten Karstquelle im Tal. Sie können auch in tiefere Bereiche des Karstgrundwasserleiters eindringen.

## 5.2 Typische Beispielfälle

### Vorbemerkung

Aus der großen Anzahl von Schadensfällen, die in Baden-Württemberg bekannt geworden sind, wurden 8 typische Fälle ausgesucht, an denen verschiedene Probleme der Praxis erläutert werden sollen. Die Fälle werden auf der Grundlage von Gutachten und Berichten von Arbeitsgruppen beschrieben.

Bei der Betrachtung der Fälle ist zu berücksichtigen, daß hier die Auffassung des jeweiligen Bearbeiters dargestellt ist. Bei der Beurteilung der Zweckmäßigkeit der einzelnen Maßnahmen ist zu berücksichtigen, daß der Beginn der Bearbeitung der Schadensfälle zum Teil schon einige Jahre zurückliegt. Zu diesem Zeitpunkt waren noch nicht alle hier im Leitfaden dargestellten Erkenntnisse und Verfahren, z.B. Bodenluftmessungen, bekannt. Die Schadensfälle können hier nur in sehr geraffter Form dargestellt werden. Trotz der intensiven Bearbeitung der beschriebenen Fälle bleiben teilweise noch Fragen offen, die im Rahmen der praktischen Schadensfalluntersuchung nicht abschließend bearbeitet werden können.

### 5.2.1 Horb am Neckar/Landkreis Freudenstadt

(undichter Abwasserkanal, Vorfluter keine hydraulische Grenze)

Es handelt sich um ein Beispiel des Schadensfalltyps: „Talkiesfüllung mit wasserundurchlässiger Sohle“ (vgl. Kap. 5.1.1).

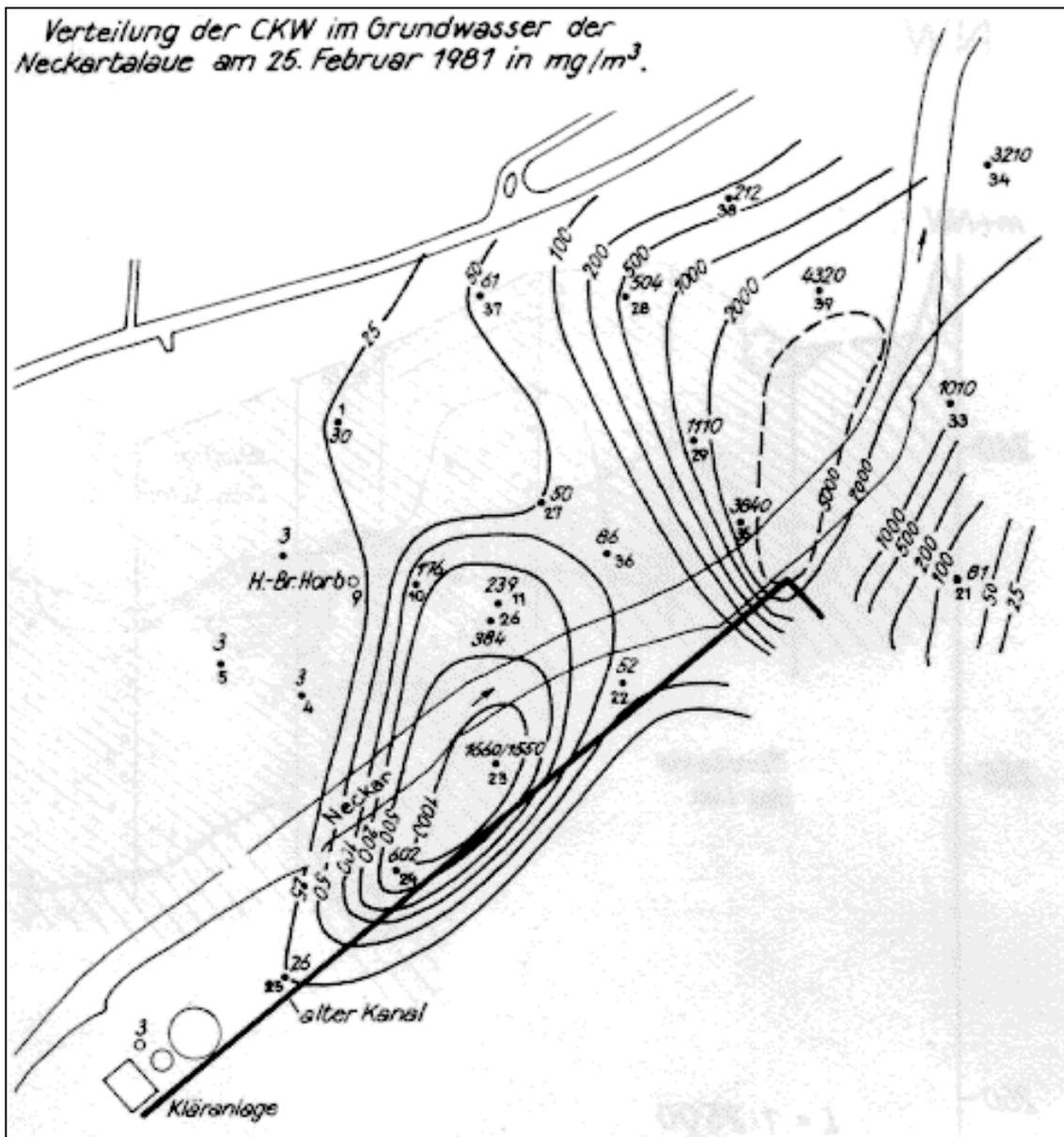
Bei Untersuchungen des Wassers aus dem Horizontalfilterbrunnen der Stadt Horb (linke Neckarseite) auf CKW wurde im November 1980  $72 \text{ mg/m}^3$  Tetrachlorethylen festgestellt (Abb. 5.5). Zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung wurde als Sofortmaßnahme eine Querverbindung zur nächstgelegenen Wasserversorgungsgruppe geschaffen und ein nicht beeinflusster Probebrunnen angeschlossen. Der kontaminierte Horizontalfilterbrunnen wurde zunächst mit verringerter Leistung gefahren. In der Zwischenzeit wurde eine Aktivkohlefilteranlage erstellt, in welcher das verunreinigte Wasser gereinigt wird.

Der Grundwasserleiter besteht aus 5-6 m mächtigen Talkiesen, über denen ca. 1-3 m Auelehme lagern. Die Kiese sind z.T. verschlufft. Die Gesteine des Unteren Muschelkalks bilden die Sohlschicht. Die Abstandsgeschwindigkeit dürfte zwischen 2 und 4 m/d liegen. Die Grundwasseroberfläche liegt nur ca. 1 m unter Gelände.

Um den Schadensherd aufzufinden, wurde das Einzugsgebiet des Horizontal-Filterbrunnens auf eventuelle Verursacher geprüft. Hier kamen vorrangig Abfalldeponien, Gewerbe- und Industriebetriebe sowie Abwasseranlagen in Frage.

Zunächst ging man davon aus, daß der Neckar eine hydraulische Grenze bildet. Aufgrund eines detaillierten Grundwasserhöhenplans konnte jedoch nachgewiesen werden, daß der Einzugsbereich des Horizontalfilterbrunnens unter dem Neckar hindurch reicht, so daß die ursprüngliche Annahme revidiert werden mußte (Abb. 5.5).

Bei den Untersuchungen stieß man auf einen Abwasserkanal, der auf der rechten Seite des Neckars liegt. Dieser Kanal, der sich an mehreren Stellen als undicht erwies, wurde bis 1979 für die Ableitung CKW-haltiger Wässer (bis  $170000 \text{ mg/m}^3$ ) benutzt. 1979 wurde für diese Abwässer eine getrennte, nachweislich dichte Rohrleitung zur Kläranlage gebaut.



**Abb. 5.5: Schadensfall Horb am Neckar**

Die Verschmutzung ist weitflächig auf beiden Neckarseiten ausgebildet. Der defekte Kanal bildete eine lineare Verschmutzungsquelle. Es haben sich zwei Bereiche mit hohen CKW-Konzentrationen im Grundwasser herausgebildet. Die Konzentration im Horizontalfilterbrunnen ist ständig gefallen. Derzeit können keine CKW mehr nachgewiesen werden.

Quellenangabe:

- Bericht der Arbeitsgruppe beim Landratsamt Freudenstadt: Grundwasser mit Perchloräthylen im Neckartal bei Horb - Stand 12.11.1981 (unveröffentlicht).

## 5.2.2 Köngen/Landkreis Esslingen

(mehrere Schadensfälle in einem Industriegebiet oberstromig einer Grundwasserfassung, Aufklärung mit Hilfe von Bodenluftmessungen)

Das hier dargestellte Beispiel gehört zu dem Schadensfalltyp: "Talkiesfüllung mit wasserundurchlässiger Sohle" (vgl. Kap. 5.1.1).

Im Rahmen der routinemäßigen Untersuchung, die auch auf CKW ausgedehnt wurden, wurden erhöhte CKW-Gehalte im Trinkwasser nachgewiesen. Die Hauptwasserfassung der Gemeinde ist ein Sickerstrang mit Sammelbrunnen, der unter dem Sportplatzgelände liegt. Ein weiterer Brunnen wies ebenfalls erhöhte CKW-Werte auf. Der Sickerstrang liegt inmitten eines neueren Industriegebietes in der Neckarraue. Auf relativ kleinem Raum sind hier viele mögliche Verursacher vorhanden.

Die Wasserversorgung der Gemeinde wurde durch Fremdwasserbezug sichergestellt. Die Hauptwasserfassung wird zum Schutze unterliegender Wasserfassungen in den Kanal abgepumpt. Der zweite Brunnen wurde stillgelegt.

Der Grundwasserleiter baut sich aus einer Kiesschicht von 0,5-6 m Mächtigkeit auf, die von bis zu über 4 m mächtigen Auelehmen überdeckt ist. Undurchlässige Tongesteine des Lias stellen die Sohlschicht dar. Der Flurabstand beträgt zwischen 3 und 4 m (Abb. 5.6).

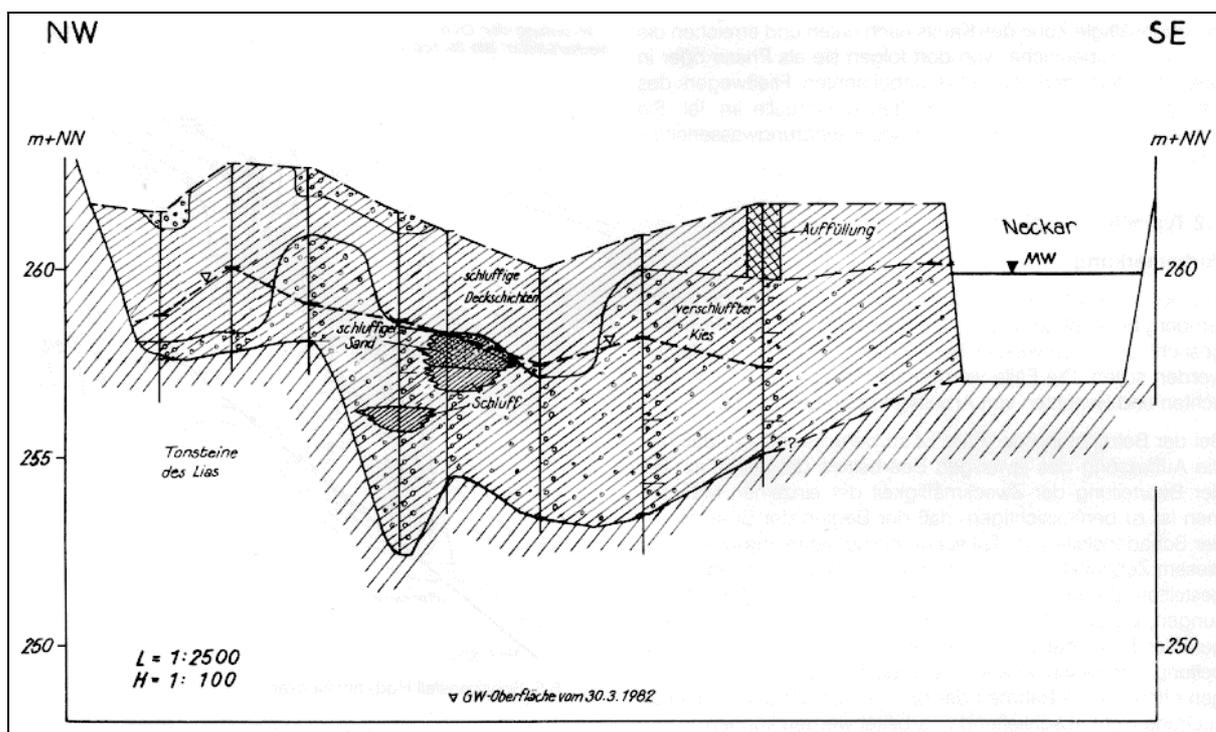
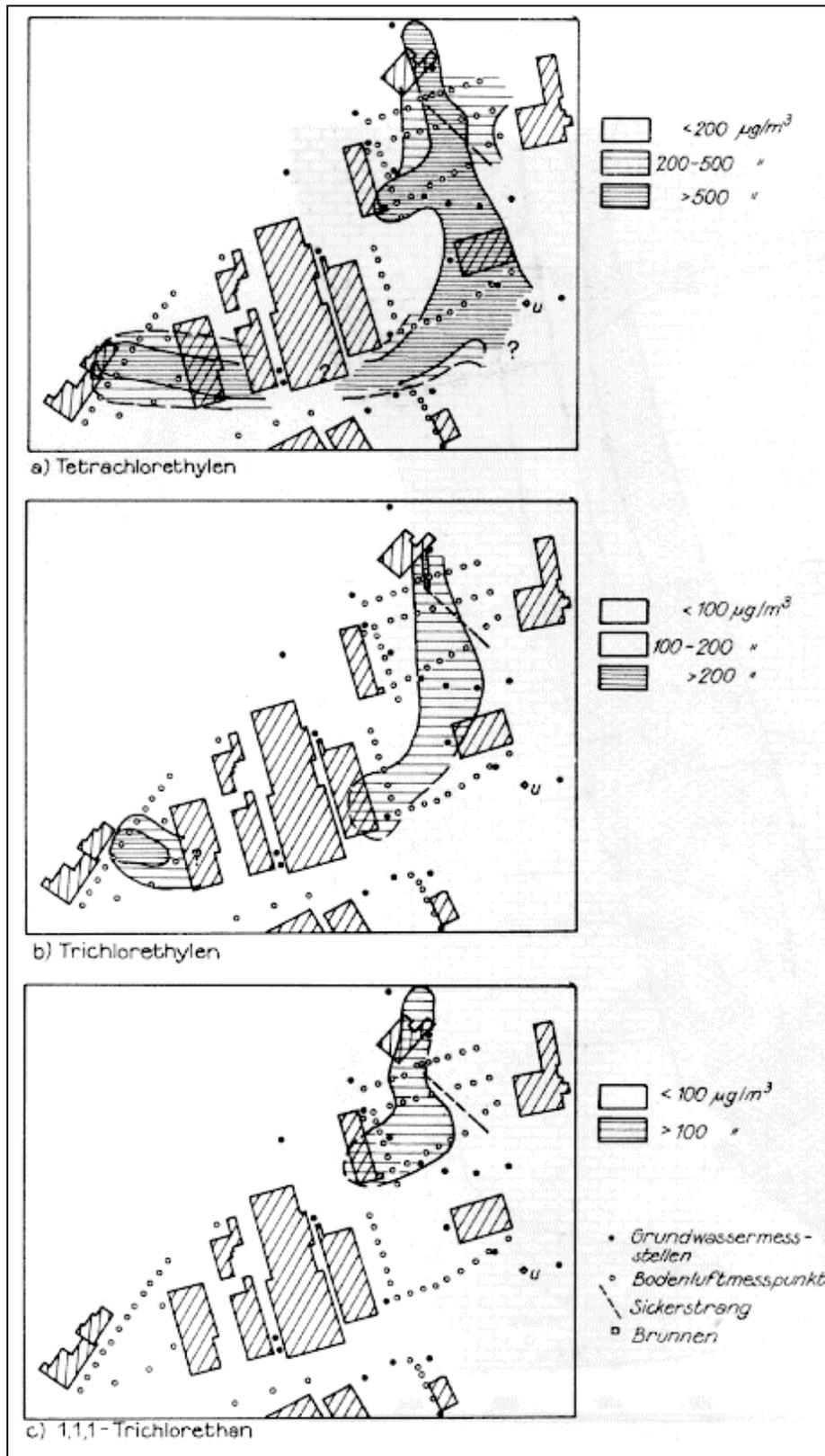


Abb. 5.6: Schadensfälle Köngen, Geologischer Schnitt



Zur weiteren Abklärung der Verhältnisse wurden vom BGA Bodenluftmessungen (Methode vgl. Kap. 3.3.2) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Abb. 5.8 dargestellt. Hierbei stellte sich heraus, daß Pegel z.T. direkt neben der Schadstoffahne lagen. Die Bodenluft-Analysen, die nur größenordnungsmäßig Rückschlüsse auf den Verschmutzungsgrad des Grundwassers zulassen, ergänzten die Untersuchung des Grundwassers insoweit, daß nun schlüssige Konzentrationsgleichenpläne gezeichnet werden konnten. Aus der Kombination der verschiedenen Konzentrationsgleichenpläne für Tetrachlorethylen, 1,1,1-Trichlorethan und Trichlorethylen ergaben sich deutliche Hinweise auf 3 große und mehrere kleine Schadstoffquellen. Die Untersuchungen sind noch nicht abgeschlossen.



**Abb. 5.8: Schadensfälle Köngen, Verteilung der CKW in der Bodenluft**

Quellenangabe:

- Gutachten Geologisches Landesamt Nr. II/3-1461/82:Hydrogeologisches Gutachten über Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe im Industriegebiet Köngen, Landkreis Esslingen (unveröffentlicht).

### 5.2.3 Grenzach-Wyhlen/Landkreis Lörrach

(Zusammenspiel Talkies- und Kluftgrundwasserleiter, Dichlormethanabbau, verschiedene Schadstoffherde)

Dieser Fall ist sowohl von den geologischen Verhältnissen her als auch durch die Überlagerung verschiedener Schadstoffherde sehr kompliziert. Er stellt ein Beispiel für den Schadensfalltyp „Talkiesfüllung über Kluftgrundwasserleiter“ (vgl. Kap. 5.1.2) dar.

Die Gemeinde Grenzach-Wyhlen betreibt 4 Brunnen (TB I - TB III, TB Rothaus, vgl. Abb. 5.9a u. b). Das Wasserwerk wurde 1967 mit einer Aktiv-Kohlefilteranlage mit Ozonierung versehen, nachdem unerklärliche Verunreinigungen aufgetreten waren. Da die Untersuchungen über die Herkunft der Verunreinigung damals ergebnislos verliefen, nahm man als Ursache unsachgemäßen Umgang mit Pflanzenschutzmitteln oder Infiltration vom Rhein her an.

Aufgrund gezielter Hinweise wurde dann erstmals 1978 in der mit Bauaushub verfüllten Kiesgrube „Hirschackergrube“, in der u.a. Chemiemüll vergraben war, CKW verschiedenster Art nachgewiesen.

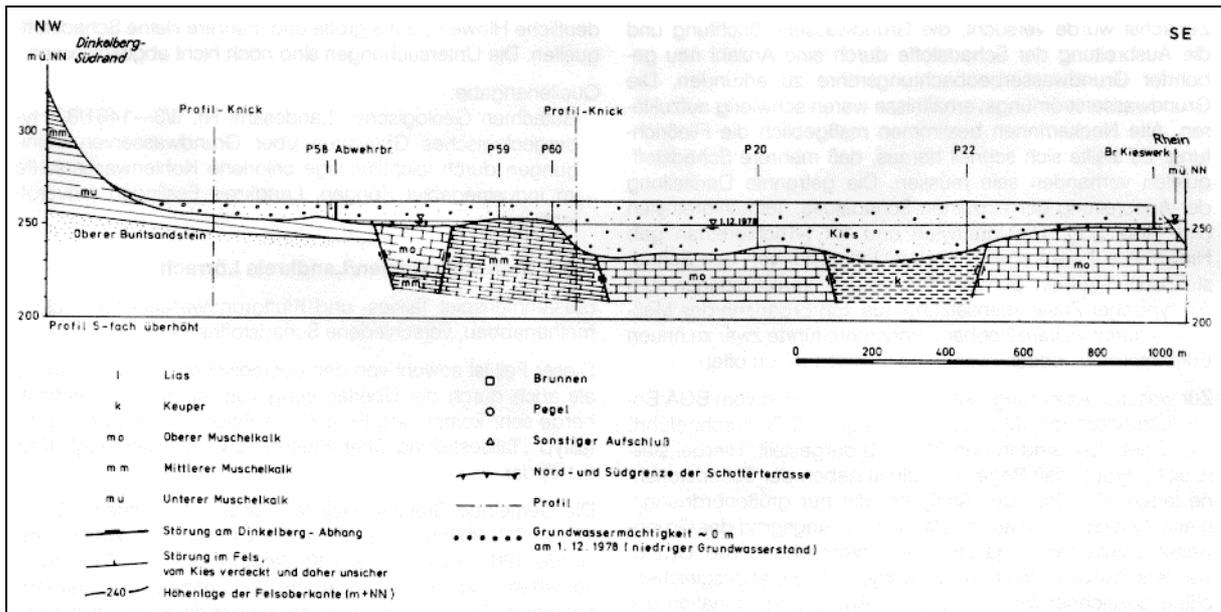
Im Rahmen der Untersuchungen einer 1980 auf dem Betriebsgelände des nahegelegenen Chemieunternehmens aufgetretenen Tankhavarie, bei der rund 20000 l Toluol ausgelaufen waren, wurde festgestellt, daß auf diesem Betriebsgelände bereits früher u.a. sowohl Chloroform (1962) als auch Dichlormethan in den Untergrund gelangt waren.

Zwei Grundwasserleiter müssen unterschieden werden (Abb. 5.9a). Der obere Grundwasserleiter besteht aus zwischen 12 und 30 m mächtigen Kiessanden, die vom Rhein abgelagert wurden. Die größten Mächtigkeiten werden in einer ehemaligen Rheinrinne angetroffen. Der Flurabstand beträgt ca. 12 m.

Der darunter folgende Festgesteinsgrundwasserleiter wird aus den Gesteinen des stark durchlässigen Oberen (max. 70 m mächtig) und Teilen des weniger durchlässigen Mittleren und Unteren Muschelkalks gebildet. In tektonisch bedingten Gräben stehen schwer durchlässige Keupergesteine, Mergel mit Anhydrit und Gips an. Die Festgesteinsoberfläche ragt teilweise aus der Grundwasseroberfläche heraus. Trennende Schichten existieren zwischen dem oberen und unteren Grundwasserleiter nicht.

Das Grundwasserfließverhalten des Raums wird im wesentlichen durch den Betrieb der Betriebsbrunnen des Chemieunternehmens geprägt. Die Brunnen 1-9 liegen entlang des Rheins und sind z.T. im Muschelkalk verfiltert. Die Fördermenge übersteigt die Grundwasserentnahmen der Gemeinde um ein Vielfaches.

Aufgrund verschiedener Beobachtungen kann davon ausgegangen werden, daß der Grundwasserkörper des Oberen Muschelkalks „flächenhaft“ in unmittelbarem Austausch mit dem Grundwasserkörper des oberen Grundwasserleiters steht. So traten bei periodischen Veränderungen der Grundwasserentnahmen der Betriebsbrunnen praktisch zeitgleich entsprechende Wasserstandsänderungen im oberen Grundwasserleiter (unabhängig von der Entfernung zu den Betriebsbrunnen) im wesentlichen nur in den Bereichen des durchlässigen Oberen Muschelkalks auf.



**Abb. 5.9a: Schadensfall Grenzach-Wyhlen**  
**Geologie und Morphologie der Felsoberkante zwischen Grenzach und Wyhlen**

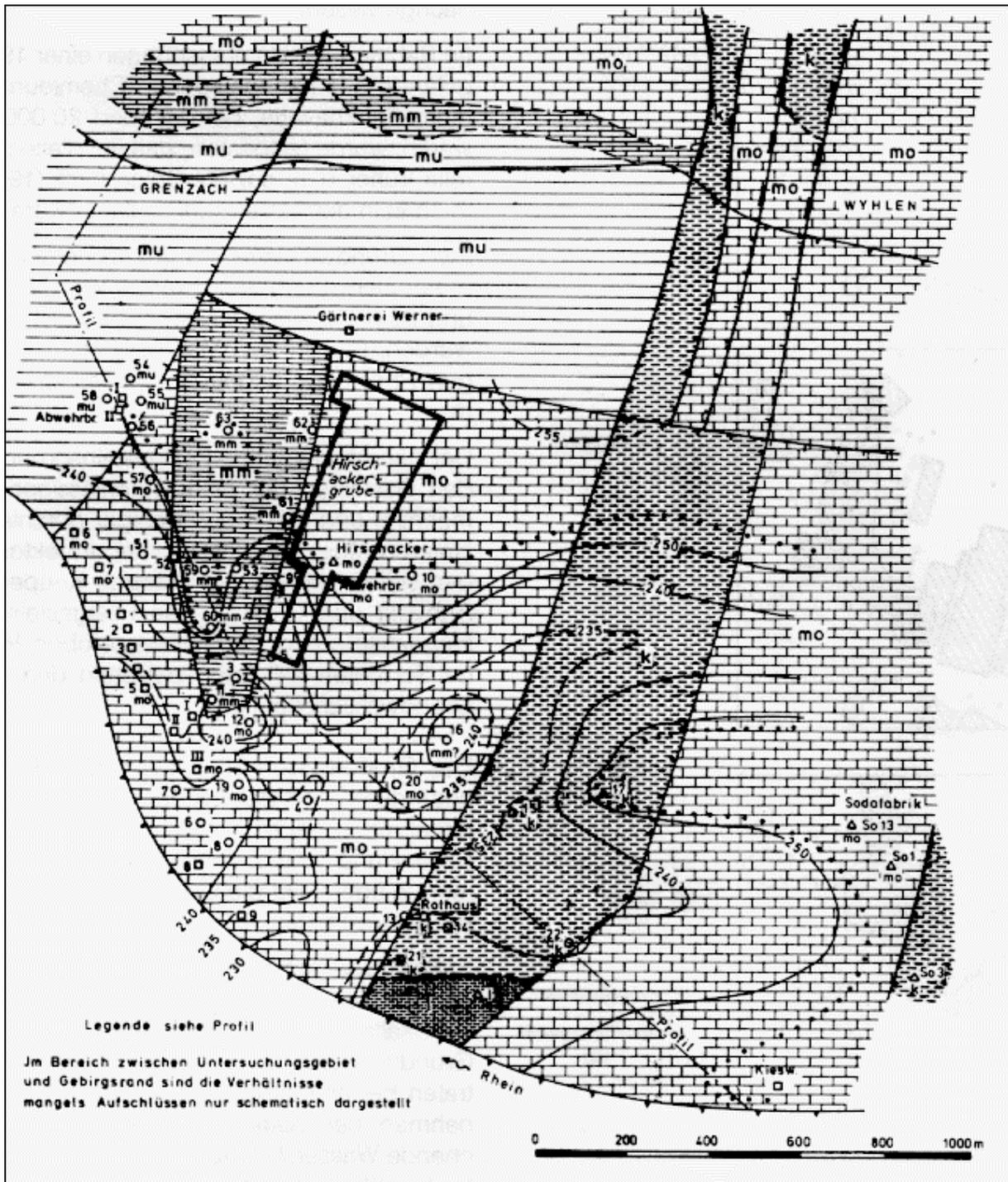
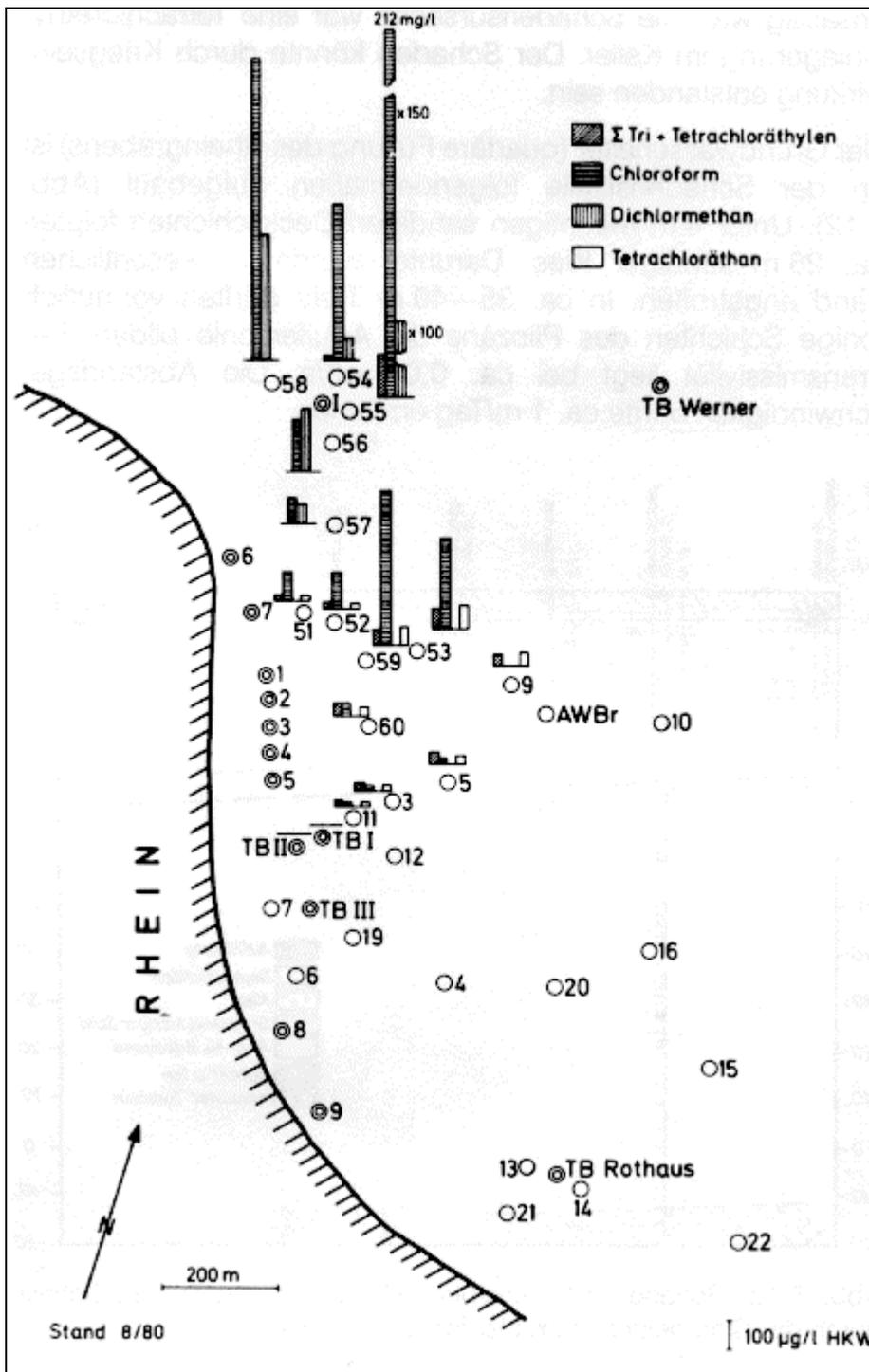


Abb. 5.9b: Schadensfall Grenzach-Wyhlen (Lageplan)

Dieses Phänomen läßt sich durch Druckausbreitungsvorgänge erklären, die sich vom tieferen Grundwasserleiter auswirken. Auch Entnahmen aus dem Muschelkalk auf der schweizer Seite des Rheins sind spürbar.

Die Verteilung der nachgewiesenen Schadstoffe ist aus Abb. 5.10 ersichtlich. Aus dem Bereich der Hirschackergrube kommen Tetrachlorethylen, Tetrachlorkohlenstoff, Tetrachlorethan sowie geringe Mengen von 1,1,1-Trichlorethan und Hexachlorethan. Chloroform und Dichlormethan strömen aus dem Gelände des Chemiewerkes ab. Die Summe der CKW in den kontaminierten Brunnen I-III und im Rathausbrunnen liegt im allgemeinen unter  $10 \text{ mg/m}^3$ .



**Abb. 5.10: Schadensfall Grenzach-Wyhlen. Verteilung von Tri- und Tetrachlorethylen, Chloroform, Dichlormethan und Tetrachlorethan im Grundwasser.**

Da das Dichlormethan nur in einer kleinen, eng umgrenzten Schadstoffzone nachzuweisen war, wurde ein Abbau dieser Substanz vermutet. Deshalb wurde im März 1983 eine spezielle Probenahme durchgeführt. Wie die Abb. 5.10 (Stand 8/80) zeigt, waren die Dichlormethan-konzentrationen im Pegel 55 am höchsten. Durch die Abwehrmaßnahmen im Rahmen des Toluolunfalls haben sich die Verhältnisse seither geändert. Wie die Tab. 5.1 zeigt, wurde nur noch im Abwehrbrunnen I Dichlormethan ( $802 \text{ mg/m}^3$ ) angetroffen. Dieser Brunnen weist auch noch Gehalte an Toluol ( $69 \text{ mg/m}^3$ ) auf. Die Toluolgehalte schwanken zeitlich jedoch

sehr. DOC, COD und der spektrale Adsorptionskoeffizient bei 254 nm zeigen ein Ansteigen der organischen Belastung von der Grundwassermeßstelle 60 zum Abwehrbrunnen I hin.

Die Untersuchungen haben ergeben, daß die bakteriologische Tätigkeit von Grundwassermeßstelle 60 zum Abwehrbrunnen zu stark ansteigt. Dies zeigen die Gesamtkeimzahlen und die Koloniezahlen. In den Proben aus P 55 und dem Abwehrbrunnen 1 konnten zwei Organismen isoliert werden, die Benzol, Toluol, Xylol und Phenol als einzige C- und Energiequelle verwenden. Weiterhin wurde ein bakterieller Abbau von Dichlormethan in der Probe aus dem Abwehrbrunnen 1 nachgewiesen (GÄLLI 1983, mündliche Mitteilung).

Bei der Betrachtung der anorganischen Parameter, vor allem des Redoxzustands, ist zu beachten, daß die Probe am Abwehrbrunnen erst hinter einem Windkessel genommen werden konnte. Die CO<sub>2</sub>- und O<sub>2</sub>-Gehalte sind somit verfälscht.

Ein Ansteigen der Härten in Richtung auf den Schadstoffherd ist nicht nachweisbar. Die Härten fallen eher ab. Es zeigt sich jedoch deutlich ein Ansteigen des Chloridgehaltes von 25,5 mg/l auf 93,6 mg/l. Dies könnte möglicherweise z.T. auf Dichlormethanabbau beruhen.

Der Sauerstoffgehalt fällt von der Grundwassermeßstelle 60 zum Abwehrbrunnen 1. Der Nitratgehalt sinkt ebenfalls ab, während die Ammoniumkonzentration (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) stark und der Gehalt an Nitrit (NO<sub>2</sub>-) schwach ansteigt.

Obwohl keine freien Kohlensäuregehalte gemessen werden konnten, die eindeutig auf mikrobiologische Vorgänge hindeuten, ergeben sich dementsprechend Hinweise aufgrund des abnehmenden Sauerstoffgehalts und der Reduktion des Nitrats zum Schadstoffherd zu. Dies deckt sich mit den mikrobiologischen Ergebnissen.

	CKW (mg/m <sup>3</sup> )			AKW (mg/m <sup>3</sup> )	anorganische Parameter										bakteriologische Untersuchungen	
	Trichlor- ethylen	Tetrachlor- ethylen	Dichlor- methan	Toluol	DOC (mg C/l)	CSB (mg O <sub>2</sub> /l)	O <sub>2</sub> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	CO <sub>2</sub> (mg/l)	GH* (mval/l)	KH** (mval/l)	Gesamt- zellenzahl	Kolonienzahl in 1 ml/2 Tage
P 60	22,3	3,8	n.n.	23	0,9	3,8	6,3	0,29	31,9	0,01	26	36,3	10,4	7,4	3,6 · 10 <sup>4</sup>	190
P 57	0,3	0,3	n.n.	n.n.	4,6	13,6	1,9	0,47	9,0	0,013	71	25,3	7,2	5,9	2,2 · 10 <sup>5</sup>	540
P 55	n.n.	0,2	n.n.	3	6,8	19,5	1,8	1,59	0,01	0,04	72	46,2	6,4	6,7	8,8 · 10 <sup>5</sup>	980
Abw hr- br. I	0,2	0,1	802	69	4,3	11,4	4,6	1,0	2,6	0,04	94	11,7	8,1	6,4	2,0 · 10 <sup>4</sup>	n.Z.

\*GH = Gesamthärte, \*\* KH = Karbonathärte

**Tab. 5.1: Schadensfall Grenzach-Wyhlen - Ergebnisse der Untersuchungen zum bakteriellen Abbau von Dichlormethan (März 1983)**

Eine Kontamination des tieferen Grundwasserleiters ist wahrscheinlich, da die Kiesmächtigkeit im Bereich der Schadensstellen sehr gering ist und über weite Zeiträume die Grundwasserstände unter der Sohle des Kiesaquifers lagen. Somit kann nicht ausgeschlossen werden, daß CKW als Phase direkt in das Festgestein gelangt sind. Die Konzentrationsentwicklung im Rothausbrunnen, der im oberen Grundwasserleiter verfiltert ist, läßt sich nur durch Zustrom

von kontaminiertem Grundwasser aus der Tiefe entlang einer Störung erklären. Der Brunnen selbst liegt über einer Keuperscholle, die praktisch wasserundurchlässig ist. Ähnlich läßt sich die Konzentrationsentwicklung im Tiefbrunnen II erklären, bei dem möglicherweise ein unmittelbarer Kontakt zwischen den beiden Grundwasserleitern besteht. Untersuchungen zum Nachweis dieser Vermutungen stehen noch aus.

Um den Zustrom der CKW zu den Gemeindebrunnen gering zu halten, werden die Brunnen des Chemiewerks entsprechend gefahren.

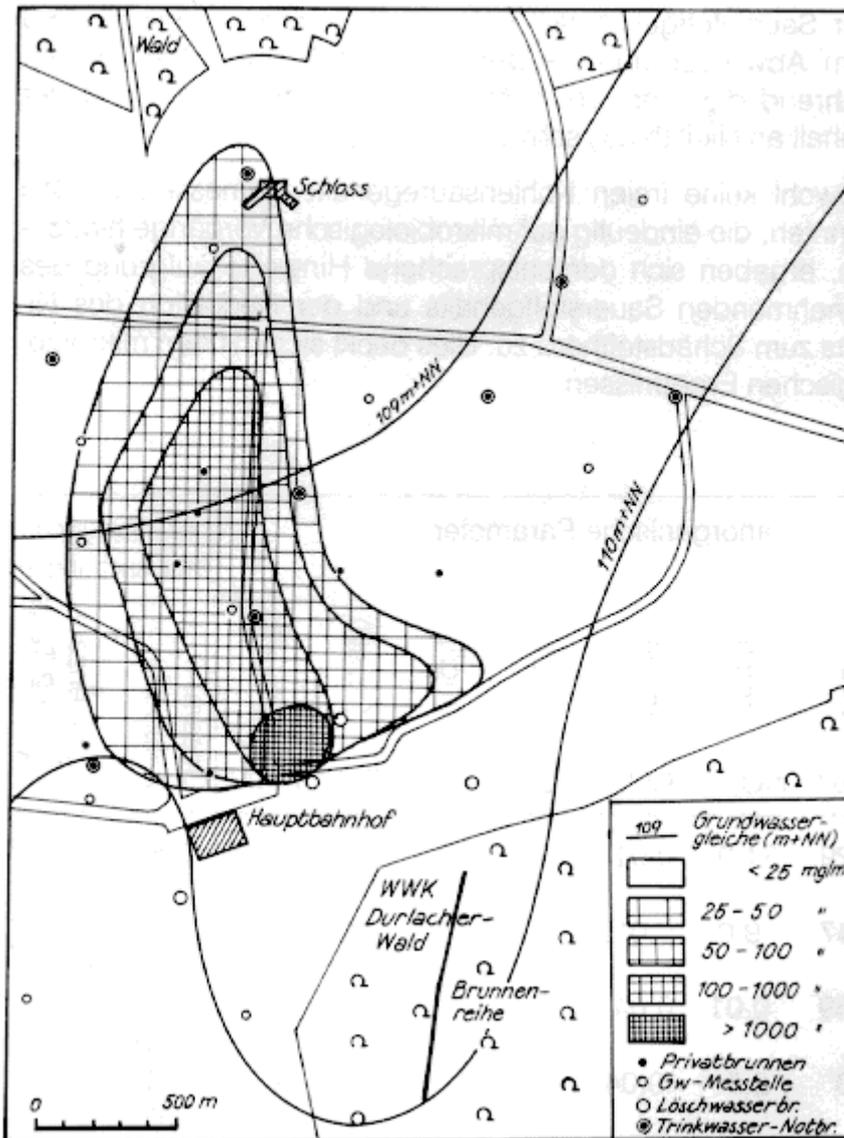
Quellenangabe:

- DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Univ. Karlsruhe, GLA Baden-Württemberg, LfU Baden-Württemberg, Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft, RP Freiburg, Abt. V Wasserwirtschaft, WWA Waldshut, Außenstelle Lörrach: Bericht über die geologischen, hydrogeologischen sowie wasserchemischen Untersuchungen in Grenzach-Wyhlen im Zusammenhang mit der Altlast „Hirschackergrube“ und der Toluoltankhavarie bei der Firma im August 1980
- Baldauf, 1981.

#### **5.2.4 Karlsruhe, Rüppurrer Straße**

(lang zurückliegendes Schadensereignis, mächtiger Kiesgrundwasserleiter, langjähriger Betrieb eines Sanierungsbrunnens)

Es handelt sich um den Schadensfalltyp: „Mächtige in Stockwerke gegliederte Kiesfüllung des Oberrheingrabens“ (vgl. Kap. 5.1.3).

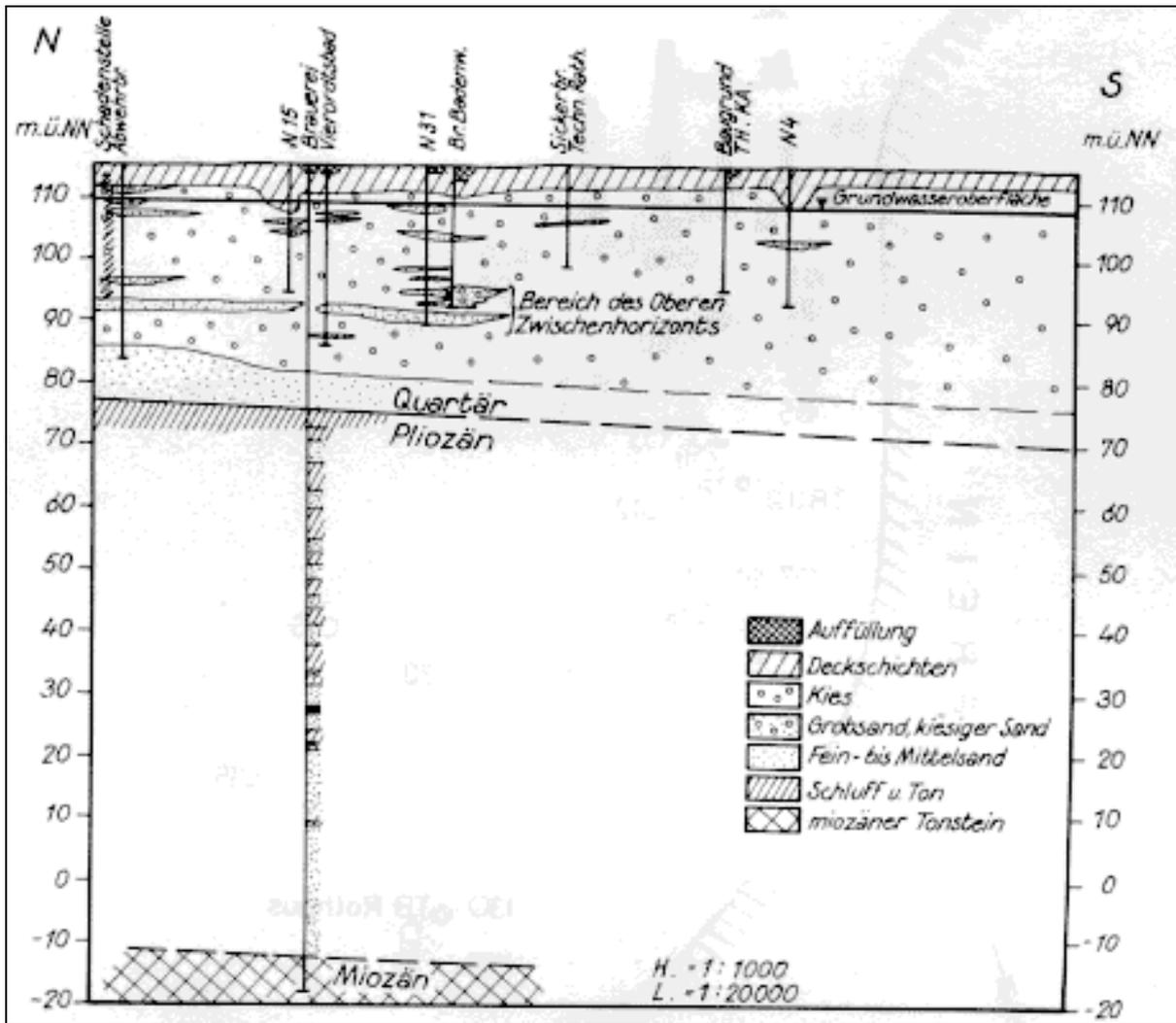


**Abb. 5.11: Schadensfall Karlsruhe, Ruppurer Straße, Verteilung der CKW im Grundwasser (Nov. 1981).**

Im Winter 1978/79 wurde in einem Brunnen im Stadtgebiet eine Kontamination durch Tri- und Tetrachlorethylen nachgewiesen. Eine Beprobung weiterer vorhandener Brunnen zeigte, daß es sich um eine weiträumige Verunreinigung handelt (Abb. 5.11).

Die Überprüfung von Betrieben, die mit solchen Stoffen derzeit arbeiten oder früher gearbeitet haben, führte relativ rasch zum Verursacher. Der Schadensherd liegt auf dem Betriebsgelände einer ehemaligen chemischen Reinigung, die dort bis 1962 ansässig war. Die Schadensursache war eine Tetrachlorethylenlagerung im Keller. Der Schaden könnte durch Kriegseinwirkung entstanden sein.

Der Grundwasserleiter (quartäre Füllung des Rheingraben) ist an der Schadensstelle folgendermaßen aufgebaut (Abb. 5.12). Unter 4 m mächtigen sandigen Deckschichten folgten ca. 26 m sandiger Kies. Darunter wurde im wesentlichen Sand angetroffen. In ca. 35-40 m Tiefe dürften vermutlich tonige Schichten des Pliozäns die Aquifersohle bilden. Die Transmissivität liegt bei ca.  $0,03 \text{ m}^2/\text{s}$ . Die Abstandsgeschwindigkeit dürfte ca. 1 m/Tag erreichen.



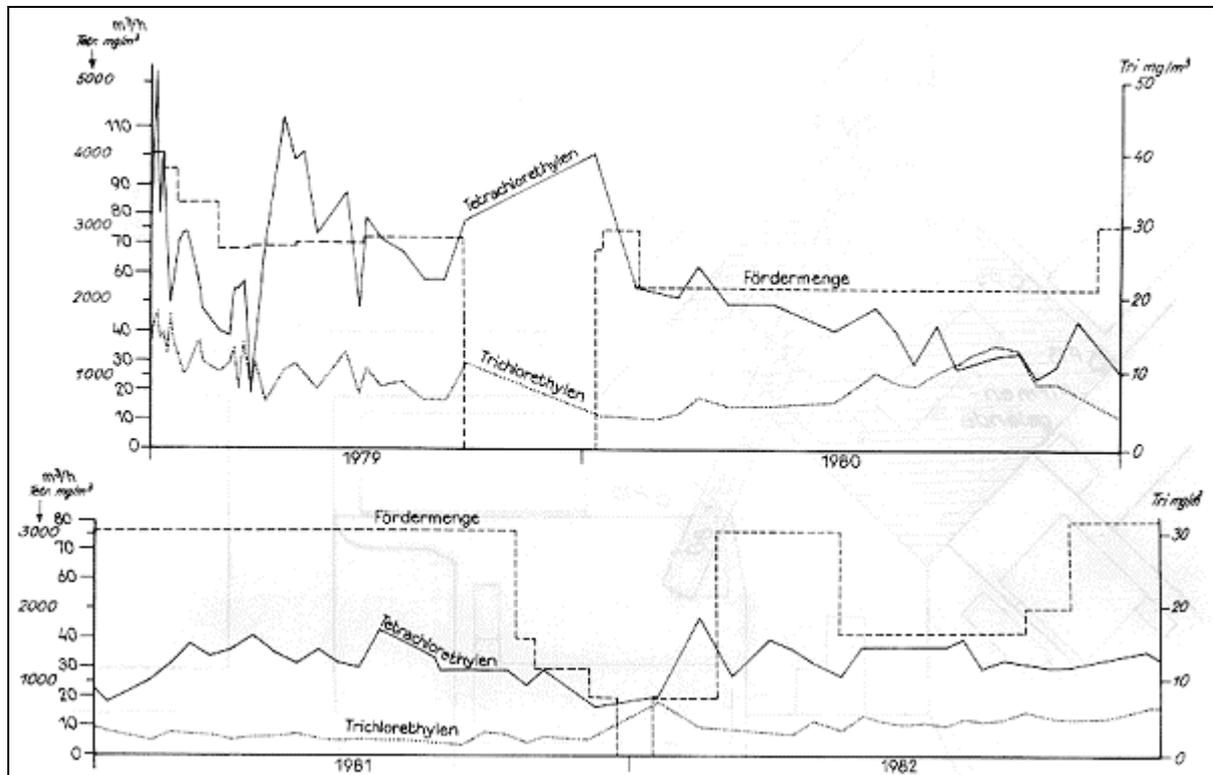
**Abb. 5.12: Schadensfall Karlsruhe, Ruppurrer Straße. N-S-Schnitt durch das Stadtgebiet von Karlsruhe (etwas schematisiert).**

Die Schadstofffahne ist in der Abb. 5.11 dargestellt. Vermutlich sind in der Nähe des Hauptherdes weitere kleine Schadstoffherde vorhanden, da am Rand der Schadstofffahne das Verhältnis von Tri- und Tetrachlorethylen z.T. wechselt. Auch die breite Ausdehnung der Schadstofffahne am Ausgangspunkt ist wohl nur durch weitere kleine Schadstoffherde zu erklären. Wie die Abb. 5.11 zeigt, liegt der Schadensherd ziemlich nahe am Wasserwerk Durlacher Wald, jedoch nicht in dessen Einzugsbereich. Die Schadstofffahne dehnte sich anfangs bedrohlich in Richtung auf ein weiteres Wasserwerk aus. Eine rasche Abwehrmaßnahme war daher notwendig.

Zur Sanierung wurde ca. 50 m unterstromig des Schadensherdes ein Abwehrbrunnen auf 20 m Tiefe niedergebracht. Um die Schadstoffe vollständig erfassen zu können, wurde dieser später auf 28 m vertieft.

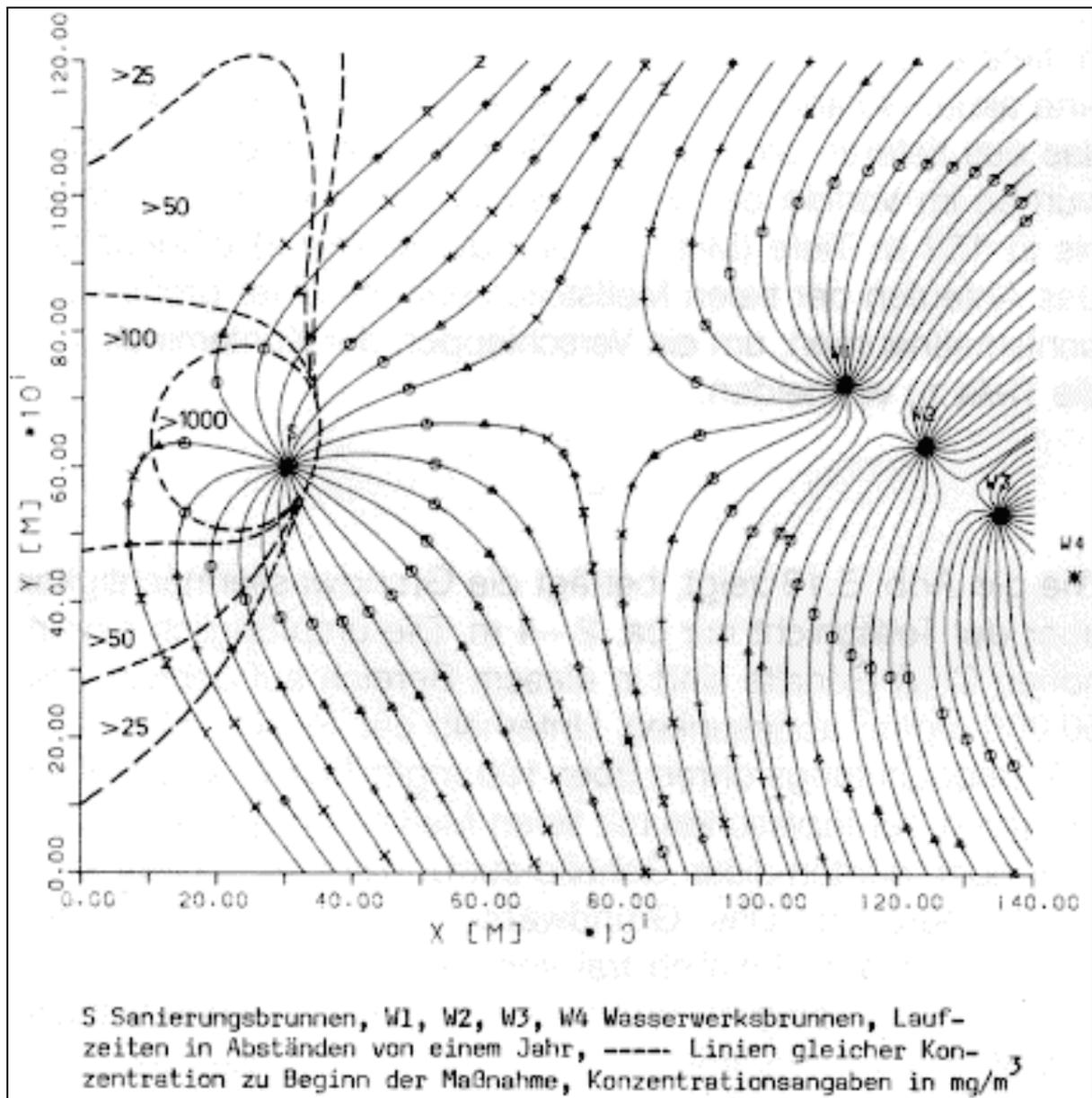
Die Abb. 5.13 zeigt den Konzentrationsverlauf im Abwehrbrunnen in Abhängigkeit von der Förderung. Die Anfangskonzentration von Tetrachlorethylen betrug über  $5000 \text{ mg/m}^3$ . Infolge der hohen Abpumprate (22-28 l/s) im ersten Monat sank die Konzentration zunächst stark ab. Das Drosseln der Wasserförderung auf ca. 20 l/s führte anfangs zu einem starken Wiederaufbau.

stieg der Konzentration im Brunnen. Während der nächsten Monate sank dann die Schadstoffkonzentration kontinuierlich ab. Das Abstellen der Pumpe im Oktober 1980 während der Vertiefung des Brunnens führte zu einem erneuten starken Anstieg. Nach dem Wiederaufstarten der Pumpe gingen die Konzentrationen sofort zurück. Um möglichst wenig Wasser fördern zu müssen, wird zeitweise zu einem Intervallpumpbetrieb übergegangen.



**Abb. 5.13: Schadensfall Karlsruhe, Ruppurrer Straße. Konzentrationsverlauf im Abwehrbrunnen in Abhängigkeit von der Fördermenge.**

Nach einjähriger Dauer der Abwehrmaßnahme waren die Konzentrationen auf ca. 2000 mg/m<sup>3</sup> abgesunken. Ein weiteres Nachlassen der Schadstoffkonzentration erfolgte nur sehr langsam. Nach 4 Jahren pendelten sich die Konzentrationen bei ca. 1200 mg/m<sup>3</sup> ein. Bis zum März 1983 wurden über 2 t CKW ausgebracht. Da die ausgeflossene Schadstoffmenge unbekannt ist, kann keine Aussage über die erforderliche Dauer der Abwehrmaßnahme gemacht werden.



**Abb. 5.14: Sanierungsbeispiel Karlsruhe - Ruppurrer Straße: Mittlerer Strömungsverlauf und Verweilzeiten**

In Abb. 5.14 ist der mathematisch errechnete Strömungsverlauf dargestellt. Aus den Linien gleicher Laufzeit kann entnommen werden, daß der Konzentrationsbereich der Kontamination von über  $1000 \text{ mg}/\text{m}^3$  inzwischen weitgehend vom Sanierungsbrunnen geschluckt ist. Der aus der kontaminierten ungesättigten Zone neu in Lösung gehende Schadstoff wird sofort in den Abwehrbrunnen gezogen. Die vorhandene Schadstofffahne ist somit von ihrer Schadensquelle abgetrennt.

Quellenangabe:

- Bericht der Stadtwerke Karlsruhe:  
Grundwasserverschmutzung durch Tri- und Tetrachlorethylen in Karlsruhe, Stand:  
Februar 1982 (unveröffentlicht)
- Kinzelbach und Herzer, 1983

### 5.2.5 Heidelberg-Weststadt

(Stockwerkgliederung des quartären Kiesaquifers, Abbau von Dichlormethan)

Im Bereich von Heidelberg erreicht die quartäre Lockergesteinsfüllung des Oberrheingrabens ihre größte Mächtigkeit. Der Schadensfall ist charakteristisch für den Typ: "Mächtige, in Stockwerke gegliederte Lockergesteinsfüllung des Oberrheingrabens" (vgl. Kap. 5.1.3).

Nachdem in Heidelberg in einem Wasserwerk CKW auftraten und ein CKW-verarbeitender Betrieb als Verursacher entdeckt wurde, wurden alle ähnlichen Betriebe überprüft. Hierbei entdeckte man die hier beschriebene Grundwasserkontamination (vgl. Abb. 5.15). Auf dem Gelände einer Firma, die seit den 50er Jahren Lösemittelgemische überwiegend aus leicht flüchtigen chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen herstellt, sind größere Mengen an Lösemitteln versickert. Die öffentliche Wasserversorgung wurde durch den Schadensfall nicht beeinträchtigt.

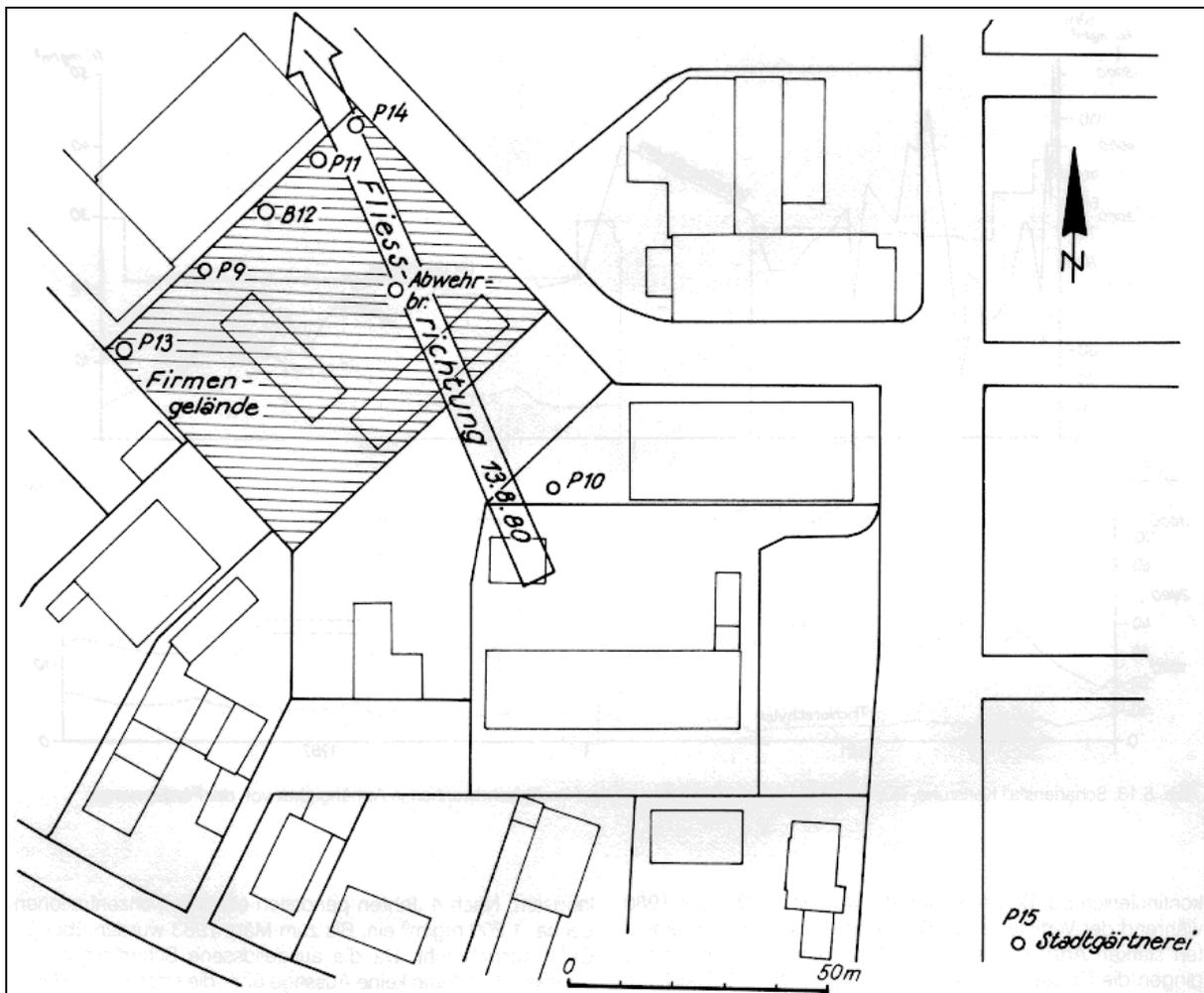


Abb. 5.15: Schadensfall Heidelberg-Weststadt.

Im Rhein-Neckar-Raum werden die jungquartären Kiese und kiesigen Sande des Oberrheingrabens durch eine 10-20 m mächtige Tonschicht (Oberer Ton) in 2 Grundwasserstockwerke gegliedert. Die Abb. 5.16 zeigt die hydrogeologischen Verhältnisse südlich des Neckars. Der Obere Grundwasserleiter wird durch Schluff- und Tonhorizonte in mehrere Stockwerke untergliedert. Im Bereich des Industriegebietes, in dem der Schadensfall liegt, wurde in 16-18 m Tiefe eine bis ca. 3-4 m mächtige Schluff-Tonschicht angetroffen. Bei ca. 36 m unter Gelände ist eine weitgehend durchgängige Tonschicht vorhanden.

Während sich das Grundwasser des Oberen Grundwasserleiters unmittelbar aus Niederschlag und infiltrierendem Flußwasser Neubildet, wird der Mittlere Grundwasserleiter durch Zufluß aus dem Oberen Grundwasserleiter regeneriert. Das Wasser durchsickert die trennende Tonschicht dort, wo der Druckspiegel des gespannten Mittleren Grundwasserleiters unter der freien Grundwasseroberfläche des Oberen Grundwasserleiters liegt, was infolge der intensiven Nutzung des Mittleren Grundwasserleiters über weite Flächen der Fall ist. Der darunter folgende Untere Grundwasserleiter (altquartäre Sande, Schluffe) kann hier außer Betracht bleiben. Die Abstandsgeschwindigkeit im Oberen Grundwasserleiter beträgt ca. 1,5 m/Tag. Im Mittleren Grundwasserleiter ist die Abstandsgeschwindigkeit wesentlich geringer (ca. einige dm/Tag).

Trotz der erheblichen Schadstoffkonzentration im Bereich des Schadensherdes hat sich nur eine relativ kurze Schadstofffahne ausgebildet. Deshalb wurde zunächst vermutet, daß die gelösten CKW entsprechend der hydraulischen Druckverhältnisse in tiefere Grundwasserleiter abgesunken seien. Dies hätte eine akute Gefährdung des Wasserwerks Entensee bedeutet, das aus tieferen Stockwerken Grundwasser fördert. Deshalb wurden im Vorfeld des Wasserwerks Grundwassermeßstellen bis in 103 m Tiefe (Mittlerer Grundwasserleiter) eingerichtet. Das Abteufen der tiefen Meßstellen erfolgte unter großen Vorsichtsmaßnahmen, um ein Verschleppen der Kontamination in die Tiefe zu vermeiden.

Wie die Abb. 5.16 zeigt, beträgt die Grundwassermächtigkeit über der Tonschicht nur ca. 2-4 m. Die ursprünglich extrem hohen CKW-Gehalte sind in diesem Bereich auf derzeit unter  $50000 \text{ mg/m}^3$  abgesunken. Unterhalb der Tonschicht wurden in 2 Beobachtungsrohren über  $100 \text{ mg/m}^3$  CKW angetroffen. Aufgrund der inzwischen mit tiefen Meßstellen gemachten Erfahrungen dürften diese Gehalte auf Undichtigkeiten der Meßstellen beruhen. Das Grundwasser unterhalb dieser Tonschicht ist wahrscheinlich frei von CKW. Im Notbrunnen 17, der unterhalb von zwei Tonlinsen verfiltert ist, wurden Gehalte von  $68 \text{ mg/m}^3$  angetroffen. In der tiefen Meßstelle, die unterhalb der schon erwähnten weitgehend durchgängigen Tonschicht 36 m unter Gelände, ca. 72 m + NN, verfiltert wurde, konnten praktisch keine CKW nachgewiesen werden.

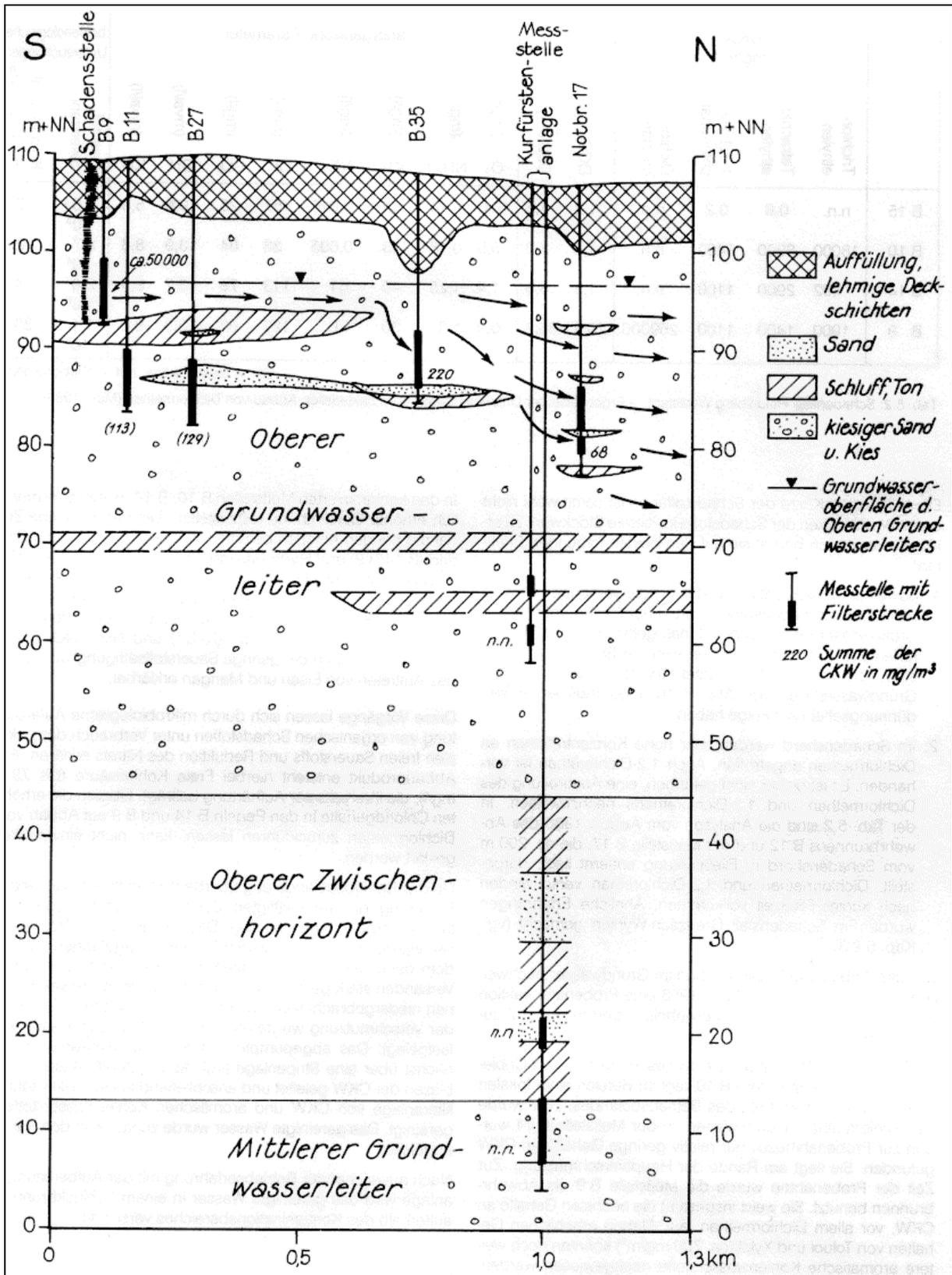


Abb. 5.16: Schadensfall Heidelberg-Weststadt Geologisches S-N-Profil, etwas schematisiert

	CKW (mg/m <sup>3</sup> )				DOC (mg C/l) CSB (mg O <sub>2</sub> /l)		anorganische Parameter								bakteriologische Untersuchungen	
	Trichlor- ethylen	Tetrachlor- ethylen	1,1,1-Tri- chloroethan	Dichlor- methan			(mg/l) O <sub>2</sub>	(mg/l) NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	(mg/l) NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	(mg/l) NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	(mg/l) Cl <sup>-</sup>	(mg/l) CO <sub>2</sub>	(mval/l) GH	(mval/l) KH	Gesamt- zellenzahl	Kolonienzahl in 1 ml/2 Tage
B 15	n.n.	0,6	0,2	n.n.	1,2	3,5	10,6	0,14	55	0,018	57	22	9,6	5,3	1,5 · 10 <sup>5</sup>	7
B 10	18000	8900	5400	n.n.	1,3	3,8	5,5	0,18	43	0,005	36	64	13,9	8,6	8,7 · 10 <sup>4</sup>	2
B 14	402	2900	1100	n.n.	1,3	3,8	1,4	1,25	40	1,1	113	79	13,7	8,3	2,0 · 10 <sup>6</sup>	14
B 9	1900	1400	1100	269000	26,8	85,2	0,9	1,3	30	1,6	122	62	13,9	8,0	1,1 · 10 <sup>6</sup>	80

GH = Gesamthärte, KH = Karbonathärte

**Tab. 5.2: Schadensfall Heidelberg-Weststadt - Ergebnisse der Untersuchungen zum bakteriellen Abbau von Dichlormethan (März 1983)**

Die auffallende Kürze der Schadstofffahne ist somit wohl nicht durch ein Absinken der Schadstoffe ins tiefere Stockwerk zu erklären. Vermutlich beruht sie auf den beiden folgenden Effekten:

1. Soweit die Tonschicht in 16-18 m Tiefe vorhanden ist, sind die Schadstoffe hochkonzentriert in nur 2-4 m mächtigem Grundwasser oberhalb des Tones gelöst. Nach dem Auskeilen der Tonschicht verteilen sich die Schadstoffe bis in eine Tiefe von über 30 m unter Gelände noch im Oberen Grundwasserleiter, vgl. Abb. 5.16. Dies muß einen Verdünnungseffekt zur Folge haben.
2. Im Schadensherd werden sehr hohe Konzentrationen an Dichlormethan angetroffen. Auch 1,2-Dichlorethan ist vorhanden. Es ist bisher nicht gelungen, eine Ausbreitung des Dichlormethan und 1,2-Dichlorethans nachzuweisen. In der Tab. 5.2 sind die Analysen vom August 1980 des Abwehrbrunnens B 12 und der Meßstelle B 17, die ca. 200 m vom Schadensherd in Fließrichtung enternt liegt, dargestellt. Dichlormethan und 1,2-Dichlorethan verschwinden nach kurzer Fließzeit vollkommen. Ähnliche Erfahrungen wurden im Schadensfall Grenzach-Wyhlen gemacht (vgl. Kap. 5.2.3).

Um den Abbau von Dichlormethan im Grundwasser nachweisen zu können, wurde im März 1983 eine Probenahmeaktion durchgeführt. Die wichtigsten Ergebnisse sind in Tab. 5.2 zusammengefaßt.

Die Meßstelle B 15 liegt außerhalb des kontaminierten Gebietes (0-Pegel). Die Meßstelle B 10 liegt im Bereich einer lokalen Verschmutzung außerhalb des Betriebsgeländes. Hier wurde nie Dichlormethan nachgewiesen. In der Meßstelle B 14 wurden zur Probenahmezeit nur relativ geringe Gehalte an CKW gefunden. Sie liegt am Rande der Hauptverschmutzung. Zur Zeit der Probenahme wurde die Meßstelle B 9 als Abwehrbrunnen benutzt. Sie weist insgesamt die höchsten Gehalte an CKW, vor allem Dichlormethan, auf. Neben erheblichen Gehalten von Toluol und Xylol (ca. 700 mg/m<sup>3</sup>) konnten noch weitere aromatische Kohlenwasserstoffe nachgewiesen werden. Dies wirkt sich auch in hohen DOC- und COD-Werten aus.

Insgesamt zeigt sich folgendes Bild. Bakteriologisch ist in den Meßstellen B 14 und B 9, im Bereich der Hauptverschmutzung, eine deutlich erhöhte bakterielle Tätigkeit nachzuweisen.

Die Gesamtzellen und Koloniezahlen steigen deutlich an. In den Proben aus dem Abwehrbrunnen konnte Dichlormethanverwerter nachgewiesen werden (GÄLLI 1983, mündliche Mitteilung).

In den kontaminierten Meßstellen B 10, B 14, B 9 ist eine merklich erhöhte Gesamthärte festzustellen. Die dazugehörige Zunahme bei den Anionen betreffen die Alkalien, z.T. auch Chlorid (B 14/B 9) und Hydrogenkarbonat. Aus der Tabelle 5.2 ist zu sehen, wie der Sauerstoffgehalt von B 15 nach B 9 hin abnimmt. Damit verbunden ist ein Rückgang des Nitratgehalts von 55 auf 30 mg/l. Gleichzeitig nehmen die reduzierten Stickstoffverbindungen Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) beträchtlich zu. Durch die geringe Sauerstoffsättigung wird auch das Auftreten von Eisen und Mangan erklärbar.

Diese Vorgänge lassen sich durch mikrobiologische Aufarbeitung von organischen Schadstoffen unter Verbrauch des gelösten freien Sauerstoffs und Reduktion des Nitrats erklären. Als Abbauprodukt entsteht hierbei Freie Kohlensäure (bis 79,2 mg/l), die ihrerseits zur Aufklärung beiträgt. Ob sich die erhöhten Chloridgehalte in den Pegeln B 14 und B 9 auf Abbau von Dichlormethan zurückführen lassen, kann nicht einwandfrei geklärt werden.

Da das Betriebsgelände eng überbaut ist, konnte bisher keine Sanierung der ungesättigten Zone z.B. durch Bodenaustausch vorgenommen werden. Das kontaminierte Grundwasser wurde durch zwei Abwehrbrunnen aufgefangen. Nachdem bei einem Abwehrbrunnen die Leistungsfähigkeit durch Versanden stark gesunken war, mußte ein neuer Abwehrbrunnen niedergebracht werden. Seine optimale Lage im Zentrum der Verschmutzung wurde mit Hilfe von Bodenluftmessungen festgelegt. Das abgepumpte kontaminierte Wasser wird zunächst über eine Strippanlage (vgl. Abschnitt 3.6.4) zum Ausblasen der CKW geleitet und anschließend in einer Aktivkohlefilteranlage von CKW und aromatischen Kohlenwasserstoffen gereinigt. Das gereinigte Wasser wurde zunächst in den Kanal abgeleitet.

Nach ausreichender Betriebserfahrung mit der Aufbereitungsanlage wird das gereinigte Wasser in einem Schluckbrunnen außerhalb des Kontaminationsbereiches versickert.

Quellenangabe:

- Bericht der Arbeitsgruppe bei der Stadt Heidelberg (untere Wasserbehörde): Grundwasserbelastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen im Raum Mannheim/Heidelberg, Stand 1982 (unveröffentlicht)
- Conrads, 1981
- Dietzel, 1981
- Engesser, 1983
- Werner, 1982

### 5.2.6 Sindelfingen/Landkreis Böblingen

(starke Kontamination im Bereich eines Tanklagers, Verunreinigung von Grundwasser im Gipskeuper, Sanierungsversuche der ungesättigten Bodenzone durch Auswaschen)

Der erste Schadensfall wurde 1979 beim Ausheben einer Grube bei Baumaßnahmen auf dem Gelände einer Firma in Sindelfingen entdeckt. Im Bereich des Werkes stehen die Gesteine des Gipskeupers an, über denen z.T. Talablagerungen und künstliche Auffüllungen liegen. Grundwasserführend ist der Bereich des mittleren Gips Horizonts und der Dunkelroten Mergel, die über den gipsführenden Tonmergelsteinen des Bochinger Horizonts liegen. Die Dunkelroten Mergel sind teilweise gipsführend. Die Sohlenschicht liegt ca. 30 m u. Gel. (Schadensfalltyp: „Grundwasserstockwerke im Festgestein des Schichtstufenlands“, vgl. Kap. 5.1.4).

Die horizontale Durchlässigkeit der grundwasserführenden Schichten ist gering. Der  $k_f$ -Wert beträgt im allgemeinen ca.  $10^{-5}$ - $10^{-6}$  m/s, lokal treten höhere Wegsamkeiten auf. Bei einer Aquifermächtigkeit von 20 m ergibt sich eine Transmissivität von ca.  $2 \cdot 10^{-4}$ - $2 \cdot 10^{-5}$  m<sup>2</sup>/s. Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt zwischen 0,2-3,9 m/Tag. Der Flurabstand beträgt im östlichen Teil des Betriebsgeländes 11-16 m und westlich der Bahnlinie ca. 4 m.

1979 wurden 2 vollständig intakte Tetrachlorethylentanks ausgebaggert. Das Erdreich, das die Tanks umgab, war mit Tetrachlorethylen getränkt, das durch Überfüllen der Tanks in die Tiefe gelangt war. Das Erdreich wurde soweit es die Bebauung (Standicherheit) erlaubte, ausgebaggert und als Sonderabfall abtransportiert. Das Gemisch aus CKW in Phase und CKW in gelöster Form wurde aus der Baugrube und den umgebenden Beobachtungsrohren abgepumpt. Die Reinigung des Wassers erfolgte zunächst provisorisch über einen mobilen Aktivkohlefilter (Silozug). Das weitgehend gereinigte Wasser wurde in den Kanal eingeleitet.

Beim Abgrenzen dieser ersten Kontamination fand man eine weitaus größere CKW-Verunreinigung im Bereich des Tanklagers. Das Tanklager entsprach dem Stand der Technik und verfügte z.B. über eine gekachelte Auffangwanne, die keine Schäden aufwies. Ein Unfall durch Überfüllen (Ausdehnung durch Temperatur) aus dem Jahre 1974 war bekannt. Offenichtlich waren im Bereich des Tanklagers im Laufe der Zeit erhebliche Mengen in die Tiefe gelangt. Nach ersten Abschätzungen aufgrund der auskartierten Verteilung der CKW in der ungesättigten Zone waren 14 t CKW versickert. Die CKW waren in Phase in und über dem Grundwasser mit dem Schichtfallen entgegen der Grundwasserfließrichtung von der Eindringstelle weggewandert (vgl. Abb. 5.17). Im Grundwasser wurden bis mehrere 100 mg/l CKW gefunden. Die Ausbreitung ist aus Abb. 5.17 ersichtlich. Es wurden ca. 1,7 l/s Grundwasser, die das Firmengelände unterströmen, verunreinigt.

Um die ungesättigte Zone schneller von CKW zu reinigen, wurde versucht, die CKW auszuwaschen. Hierzu wurden im Bereich der verunreinigten Bodenzone Sickergräben in einer Gesamtlänge von ca. 90 m ausgehoben. Obwohl diese nur eine relativ geringe Wassermenge von ca. 2 m<sup>3</sup>/h aufnehmen, war hierdurch ein großer Erfolg zu erzielen.

Dies ergab sich aus Probebohrungen, mit denen nach ca. 18monatigem Betrieb die Schadstoffverteilung in der ungesättigten Bodenzone kontrolliert wurde. Im Vergleich zur Ausgangssituation waren die Gehalte an Chlorkohlenwasserstoffen um durchschnittlich mehr als 50% verringert.

Das belastete Sickerwasser wird nach Erreichen der Grundwasseroberfläche über acht Brunnen zusammen mit dem kontaminierten Grundwasser wieder entnommen. Es wird über einen Aktivkohlefilter gereinigt. Der größte Teil wird wieder versickert (Belastung ca. 1 mg/l). Somit entsteht ein Kreislauf (Sanierungsinsel vgl. Kap. 3.6.3). Bei einer Gesamtfördermenge von durchschnittlich 12 m<sup>3</sup>/h konnten über eine Laufzeit von ca. 18 Monaten mehr als 17 t chlorierter Kohlenwasserstoffe aus der ungesättigten Bodenzone und dem Grundwasser zurück gewonnen werden.

Die Zusammenarbeit der Firma mit den Behörden ist als beispielhaft zu bezeichnen. So werden von der Firma monatliche Konzentrationsgleichnisse, auch über das an das Firmengelände angrenzende Gebiet, angefertigt. Das Tanklager wurde abgerissen und an einem neuen Standort mit Millionenaufwand nach dem Stand der neuesten Erkenntnisse (doppelwandige Spezialwannen, Beschichtungen aus Furanharzen, elektronische Sicherheitssteuerungen usw.) gebaut.

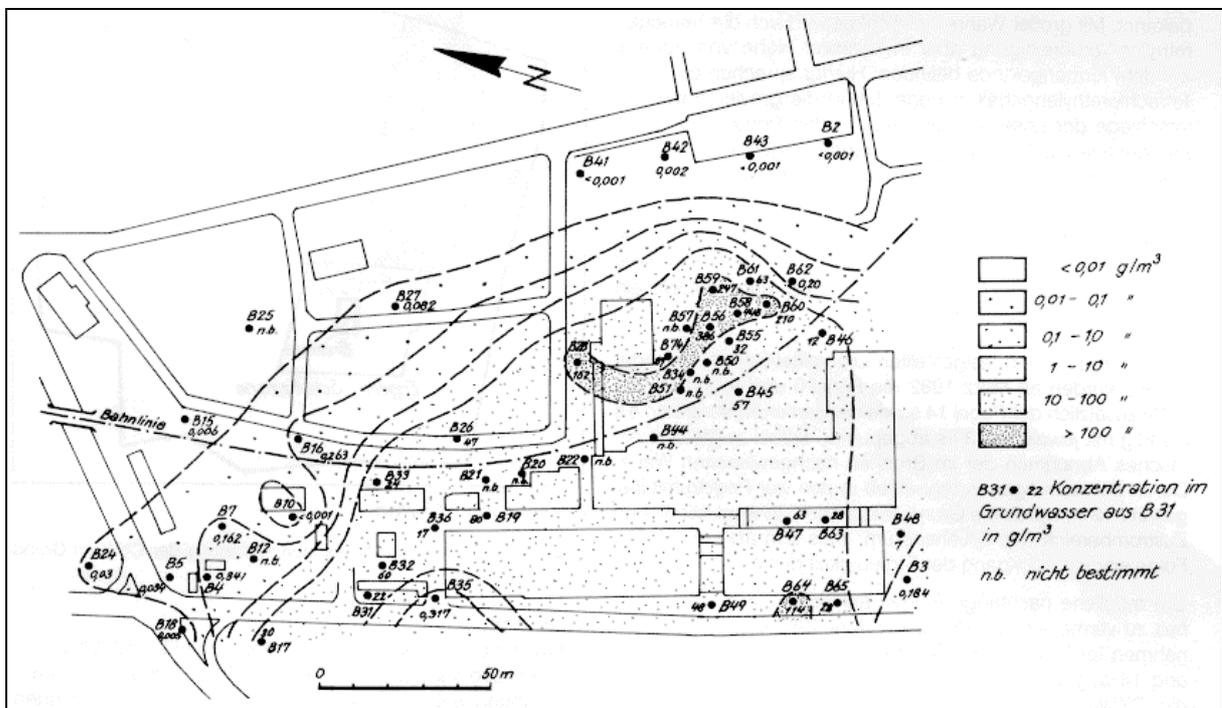


Abb. 5.17: Schadensfall Sindelfingen, Verteilung der Summe der CKW

Quellenangabe:

- Gutachten des Geotechnischen Büros Dr. Harres und Dr. Hurler: Hydrogeologische Untersuchungen zur Sanierung des mit chlorierten Kohlenwasserstoffen verunreinigten Grundwassers im Bereich des Werkes Sindelfingen (unveröffentlicht).

### 5.2.7 Renningen/Landkreis Böblingen

(Kluftgrundwasserleiter, erfolgreiche Sanierung durch Abwehrbrunnen)

Das Beispiel gehört zum Schadensfalltyp „Grundwasserstockwerke im Festgestein des Schichtstufenlandes“ (vgl. Kap. 5.1.4).

1980 wurde in der Trinkwasserfassung der Stadt Renningen CKW nachgewiesen. Der Brunnen ist die flache Fassung eines früheren Quellaustrits mit einer Ergiebigkeit bis zu 30 l/s (Abb. 5.18). Das Wasser fließt von Osten, Nordosten und Norden in Dolomitbänken und karstigen Zellendolomiten an der Grenze Gipskeuper/Letenkeuper zu. Das allgemeine Einfallen der Schichten ist vom Brunnen aus nach Ost-Nordost gerichtet.

Im Zuge des Erkundungsprogramms zur Klärung der Herkunft der Verunreinigung wurden in einer ersten Bohrserie im Herbst 1980 die Pegel 1 bis 6 niedergebracht. Aufgrund der räumlichen Verteilung der verschiedenen Kohlenwasserstoffe im Grundwasser ist davon auszugehen, daß auf dem Gelände einer Firma mindestens zwei getrennte Verunreinigungsherde vorliegen. Während der östliche Teil der Kontaminationsfahne Trichlorethylengehalte von 100 bis 200 mg/m<sup>3</sup> und Tetrachlorethylengehalte von 50 bis 150 mg/m<sup>3</sup> aufweist, enthält der westliche Teilstrom (westlich von Pegel 6 und 14) kein Trichlorethylen, dafür aber über 400 mg/m<sup>3</sup> Tetrachlorethylen.

Die genauen Herde dieser Verunreinigungen sind bisher nicht bekannt. Mit großer Wahrscheinlichkeit wird sich die Tetrachlorethylenverunreinigung aber in nächster Nähe von Pegel 1 auf dem Firmengelände befinden. Hierfür sprechen der hohe Tetrachlorethylengehalt in Pegel 1 und die gravierenden Unterschiede der Lösemittelverteilung in den Pegeln 1 und 14. Zur genauen Lokalisierung des Verunreinigungsherds kommen hier Bodenluftuntersuchungen in Betracht.

Die Tri- und Tetrachlorethylenverunreinigung des östlichen Grundwasserteilstroms weist auf eine Kontamination im Bereich eines alten Lösemitteltanks im nördlichen Teil des Firmengeländes als Verunreinigungsherd hin. Hier wurde bereits ein Bodenaustausch durchgeführt.

Um die im Brunnen festgestellten Lösemittelgehalte zu reduzieren, wurden ab März 1982 die Pegel 6 und 9 und ab Juli 1982 zusätzlich der Pegel 14 sowie der Sanierungsbrunnen 4 a ständig mit jeweils ca. 3 l/s abgepumpt. Dabei zeigte sich ein rasches Abnehmen der im Brunnen nachgewiesenen Werte. Durch den ständigen Pumpbetrieb in den vier Pegeln mit insgesamt 12 l/s wurde die Grundwasseroberfläche im nördlichen Zustrombereich des Brunnens um 1 bis 2 m abgesenkt. Die Folge war ein Rückgang der Ergiebigkeit der Wasserfassung.

Um mögliche nachteilige Folgen auf den Grundwasserhaushalt zu vermeiden, wurden Ende Juni 1982 die Abwehrmaßnahmen im Brunnen 9 eingestellt und nur noch die Pegel 6 und 14 abgepumpt. Die Abwehrmaßnahmen bewirkten, daß die CKW-Konzentrationen im Brunnen bis jetzt unter den Orientierungswert von 25 mg/m<sup>3</sup> gefallen sind.



Quellenangaben:

- Gutachten Geologisches Landesamt Nr. II/7-1212/81:  
Hydrogeologisches Gutachten zu einer Grundwasserverunreinigung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen Renningen, Landkreis Böblingen (unveröffentlicht).

### **5.2.8 Fehla- und Laucherttal/Landkreis Sigmaringen und Zollernalbkreis**

(Altablagerungen in einer Mülldeponie, Weißjura-Karst)

Bei diesem Beispiel handelt es sich um den Schadensfalltyp „Karstgrundwasserleiter“ (vgl. Kap. 5.1.5).

Seit dem Frühjahr 1980 werden bei Routineuntersuchungen CKW-Verunreinigungen in verschiedenen Quelfassungen im Bereich des Fehla- und des Lauchertales festgestellt (vgl. Abb. 5.19). Die Kontaminationen bestehen hauptsächlich aus Tetrachlorethylen, dem etwas Trichlorethylen beigemischt ist. 1,1,1-Trichlorethan tritt nur vereinzelt in Spuren auf.

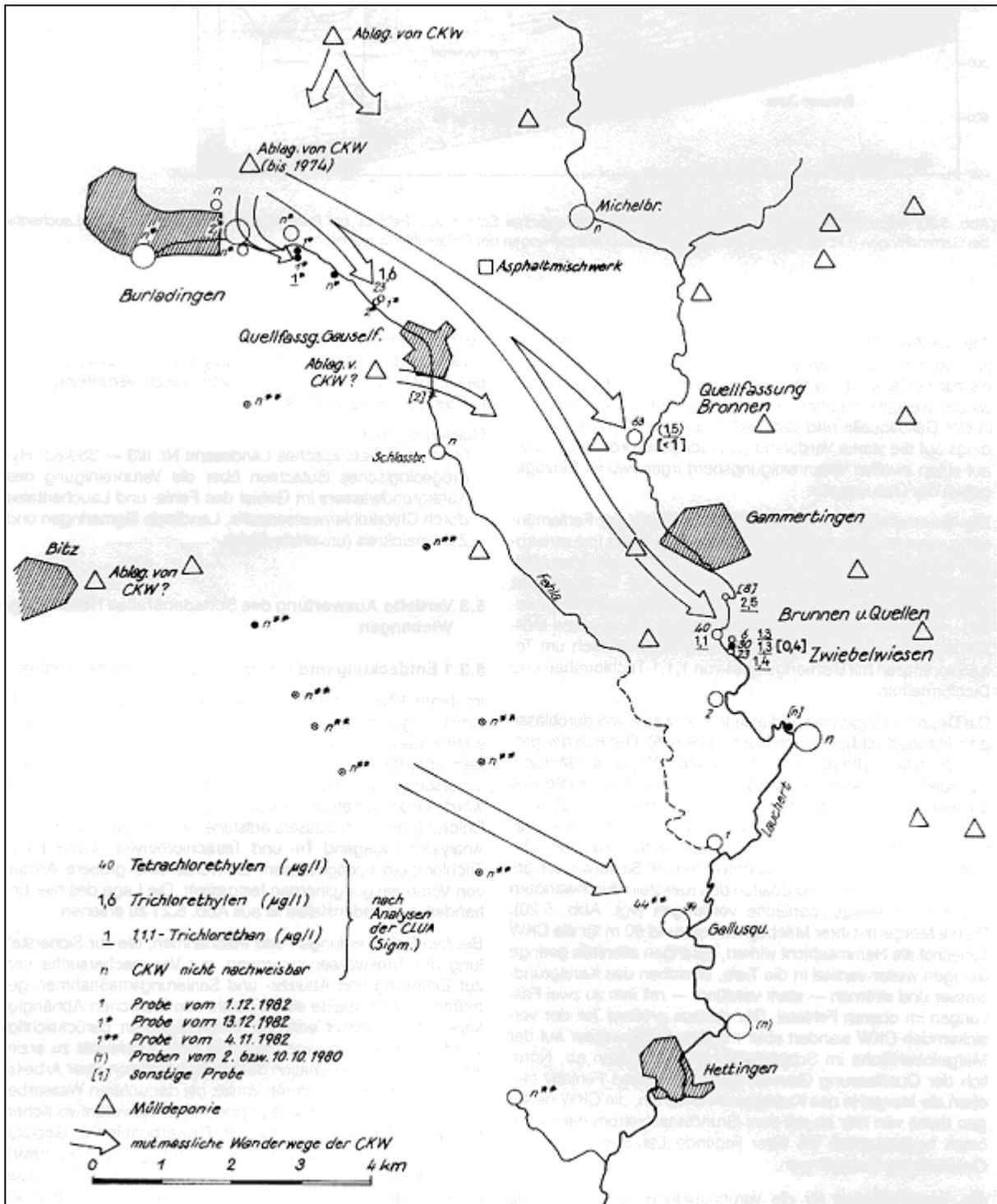


Abb. 5.19 Schadensfälle Fehla- und Laucherttal, Karte der CKW-Konzentrationen

Als Grundwasserleiter wirken die verkarsteten Massen- und Bankkalke des Mittelkimmeridge (ki 2 = w δ) bis Tithon (tiL = w ξ1) sowie die klüftigen Oxfordkalle (ox 2 = w β). Die dazw ischen liegenden Kimmeridgemergel (ki1 = w γ) sind über dem Talniveau teils klüftig und wasserdurchlässig, teils wirken sie als Stauschicht. Unterhalb des Talniveaus wirken sie durchweg stauend (vgl. Abb. 5.20). Bei Markierungsversuchen wurden Abstandsgeschwindigkeiten bis 160 m/h beobachtet. Die Einzugsgebiete der betroffenen Quellen sind relativ gut bekannt, am besten untersucht ist das der Gallusquelle mit einer Fläche von rd. 45 km<sup>2</sup>.



Als Ausgangspunkt für die Verunreinigung der Gallusquelle sind zwei ehemalige Deponien am östlichen Ortsrand von Bitz oder/und Industriebetriebe in diesem Ort denkbar. In Abb. 5.19 sind die mutmaßlichen Wanderwege der CKW von den bisher bekannten und weiteren vermuteten Verunreinigungsherden aus eingezeichnet.

Quellenangaben:

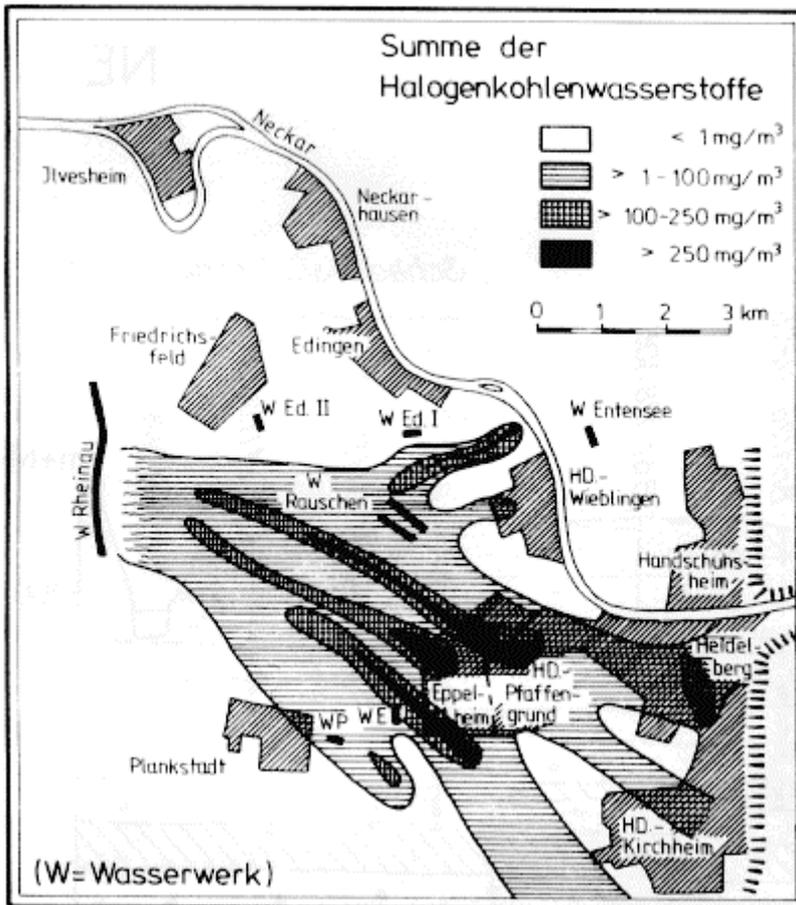
- Gutachten Geologisches Landesamt Nr. II/3 389/83: Hydrogeologisches Gutachten über die Verunreinigung des Karstgrundwassers im Gebiet des Fehlaund Lauchertales durch Chlorkohlenwasserstoffe, Landkreis Sigmaringen und Zollernalbkreis (unveröffentlicht).

## **5.3 Vertiefte Auswertung des Schadensfalles HeidelbergWieblingen**

### **5.3.1 Entdeckung und Bearbeitung des Schadensfalles**

Im Jahre 1979 wurden die Trinkwässer der öffentlichen Wasserversorgungsanlagen im Raum Heidelberg-Mannheim erstmals auf chlorierte Kohlenwasserstoffe untersucht, nachdem über den Nachweis von organischen Chlorverbindungen in verschiedenen Wasserwerken der Bundesrepublik berichtet worden war. Neben den erwarteten Haloformen, die durch die Chlorung des Trinkwassers entstehen können, wurden bei der Analyse vorwiegend Tri- und Tetrachlorethylen sowie 1,1,1-Trichlorethan nachgewiesen. Es wurde eine größere Anzahl von Verunreinigungsherden festgestellt. Die Lage des hier behandelten Schadensfalles ist aus Abb. 5.21 zu ersehen.

Bei den Entscheidungen und Maßnahmen, die zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung, zur Verursachersuche und zur Einleitung von Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen getroffen wurden, mußte eine Vielzahl von fachlichen Abhängigkeiten und unterschiedlichen Zuständigkeiten berücksichtigt werden. Um hierbei eine möglichst hohe Effektivität zu erzielen, wurde die Koordination der Maßnahmen von einer Arbeitsgruppe durchgeführt, deren Vorsitz bei der unteren Wasserbehörde lag. In dieser Arbeitsgruppe waren die verantwortlichen Fachbehörden (Wasserwirtschaft, Gewerbeaufsicht, Geologisches Landesamt, Gesundheits-, Veterinär- und Landwirtschaftsbehörden) und der Wirtschaftskontrolldienst der Polizeidirektion vertreten. Die betroffenen Wasserwerke nahmen an den Besprechungen beratend teil; ebenso wurden zur Lösung spezieller Probleme Gutachter (u.a. Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe) hinzugezogen. Um einen umfangreichen Schriftverkehr zwischen den beteiligten Behörden zu vermeiden, wurden die Besprechungsergebnisse in einem Protokoll festgehalten und von den Beteiligten als verbindlich anerkannt.



**Abb. 5.21: Lage des Schadensfalls Heidelberg-Wieblingen**

Zur Beratung schwieriger technischer Probleme wurde aus Vertretern der technischen Fachbehörden (Regierungspräsidium Karlsruhe - Abt. Wasserwirtschaft - Landesanstalt für Umweltschutz, Geolog. Landesamt, Wasserwirtschaftsamt) ein Arbeitskreis gebildet, der Lösungsvorschläge ausarbeitete und diese als Empfehlungen der Arbeitsgruppe zuleitete. Auf diese Weise konnte erreicht werden, daß alle Maßnahmen sinnvoll aufeinander abgestimmt, ihre Auswirkungen kontrolliert und die weitere Vorgehensweise gemeinsam festgelegt wurde.

Wichtigste Aufgabe war, die Sicherstellung einer einwandfreien Trinkwasserqualität zu gewährleisten; daneben mußte die räumliche und zeitliche Ausbreitung der Grundwasserverunreinigung erfaßt werden, um eine Vorhersage des Konzentrationsverlaufs der Schadstoffe im Wasserwerk treffen, den Schadensherd eingrenzen und Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen einleiten zu können. Grundlagen für weitere Überlegungen waren die hydrogeologischen Gegebenheiten und das Grundwasserfließverhalten im Vorfeld des Wasserwerkes.

### 5.3.2 Hydrogeologische Gegebenheiten

Großräumig wurde das Gebiet im Rahmen der Hydrogeologischen Kartierung untersucht. Es sind verschiedene Grundwasserstockwerke ausgebildet. Von der Kontamination bedroht sind vor allem die jungquartären Grundwasserleiter. Die jungquartäre Kiesfüllung des Rheingraben wird im größten Teil des Rhein-Neckar-Raums durch einen meist 10-20 m mächtigen schluffig-tonigen Trennhorizont, den sogenannten Oberen Ton, in eine obere (Oberer Grund-

wasserleiter) und eine mittlere (Mittlerer Grundwasserleiter) Folge zweigeteilt. Sowohl in der oberen als auch in der mittleren Folge, die beide überwiegend kiesig ausgebildet sind, treten zahlreiche oft nur auf kurze Distanz zu verfolgende Schluff-, Ton- und Sandlagen auf. Viele solcher Lagen sind horizontbeständig (Schadensfalltyp: "Mächtige in Stockwerke gegliederte Kiesfüllung des Oberrheingrabens", vgl. Kap. 5.1.3).

Von besonderer Bedeutung sind Tonzwischenlagen im Oberen Grundwasserleiter. Wie die Abb. 5.22 zeigt, ist in ca. 30 m Tiefe (+ 80 m + NN) unter Gelände eine Tonschicht vorhanden, die relativ weit verbreitet ist. Diese unterteilt den Oberen Grundwasserleiter in zwei Teilstockwerke und dürfte weitgehend ein Vordringen der Schadstoffe in größere Tiefen hemmen. In ca. 15 m unter Gelände wurde im Bereich des Schadensherdes eine Schlufflinse erbohrt, die offensichtlich nur eine geringe Ausdehnung hat.

Die Durchlässigkeit im Oberen Grundwasserleiter ist relativ hoch ( $k_f \approx 6,1-8,1 \cdot 10^{-3}$  m/s). Es muß mit Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 1,5 und 2 m/Tag gerechnet werden. Der Flurabstand liegt zwischen 9 und 11 m. Der Druckspiegel des Mittleren Grundwasserleiters liegt tiefer als der freie Spiegel des Oberen Grundwasserleiters.

### 5.3.3 Grundwasserfließverhalten

Die Grundwasseroberfläche wurde anhand einer Stichtagsmessung (20.10.1980) ermittelt. Die Grundwasseroberfläche ist zwar durch meteorologische Bedingungen, den Wasserstand im Neckar und die Grundwasserentnahmen, in ständiger Bewegung, jedoch ändert sich das generelle Strömungsbild nicht. Dies läßt sich aus den regelmäßig durchgeführten großräumigen Stichtagsmessungen erkennen. Unter Berücksichtigung der jeweils für einen  $\text{km}^2$  repräsentativ ermittelten Kennwerte des Oberen Grundwasserleiters, wurde die Strömungsgeschwindigkeit (mittlere Abstandsgeschwindigkeit) berechnet. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Abb. 5.23 als Linien gleicher Fließgeschwindigkeiten bzw. als Pfeildarstellung der für die jeweilige Rasterfläche von einem  $\text{km}^2$  repräsentativen Strömungsrichtungen dargestellt.

Besonders auffällig ist eine nahezu rechtwinklige Änderung der Fließrichtung im Bereich Heidelberg sowie ein markanter Grundwasserstrom von Neckarinfiltrat zu den Wasserwerken Rauschen und Rheinau.

### 5.3.4 Ursachen des Schadensfalles und Verteilung der CKW auf dem Betriebsgelände in der ungesättigten Zone

Auf der Grundlage eines detaillierten Grundwasserhöhenplanes, der Fließgeschwindigkeit und der hydrogeologischen Gegebenheiten wurden gezielt Probenahmen durchgeführt, mit deren Hilfe der Schadstoffherd bald herausgefunden wurde. Daneben wurden durch Vertreter verschiedener Behörden (Untere Wasserbehörde, Wasserwirtschaftsamt, Gewerbeaufsichtsamt, Wirtschaftskontrolldienst u.a.m.) Betriebskontrollen durchgeführt, wobei im vorliegenden Fall das Vorhandensein der drei Schadstoffe Trichlorethylen, Tetrachlorethylen und 1,1,1-Trichlorethan auf einen chemischen Betrieb oder ein Chemikalienlager hindeutete.

Als Verursacher der Grundwasserverunreinigung wurde ein chemischer Betrieb ermittelt, der Produkte für die Oberflächenbehandlung (u.a. Kaltentlacker, Entfettungsmittel, Spezialreiniger

und Lackverdünner) herstellt. Als Schadensursache konnten Versickerungen von chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen an 3 Stellen nachgewiesen werden:

- Lagerbereich, in dem verunreinigte Lösungsmittel, die von Kunden bei der Belieferung mit neuer Ware zurückgenommen worden waren, in Fässern teils auf nicht überdachten Betonflächen (ohne Aufkantung an den Seiten) und teils auf unbefestigtem, leicht durchlässigem Untergrund gelagert wurden. Bedingt durch den desolaten Zustand einzelner Fässer und Witterungseinflüsse traten Leckagen auf, und der Faßinhalt versickerte im angrenzenden Erdreich.
- Innerhalb der Produktionshalle wurden im Erdreich unterhalb der Abfüllanlagen chlorierte Kohlenwasserstoffe nachgewiesen. Ursache waren hier Tropfverluste beim Befüllen von Fässern und Kleingebinden, wobei Schadstoffe durch die Fugen zwischen den Betonplatten ins Erdreich gelangen konnten.
- Im Tanklagerbereich konnten Restmengen, die beim Befüllen in den Schläuchen verblieben waren, auf die Betonplatte laufen und im angrenzenden Erdboden versickern.

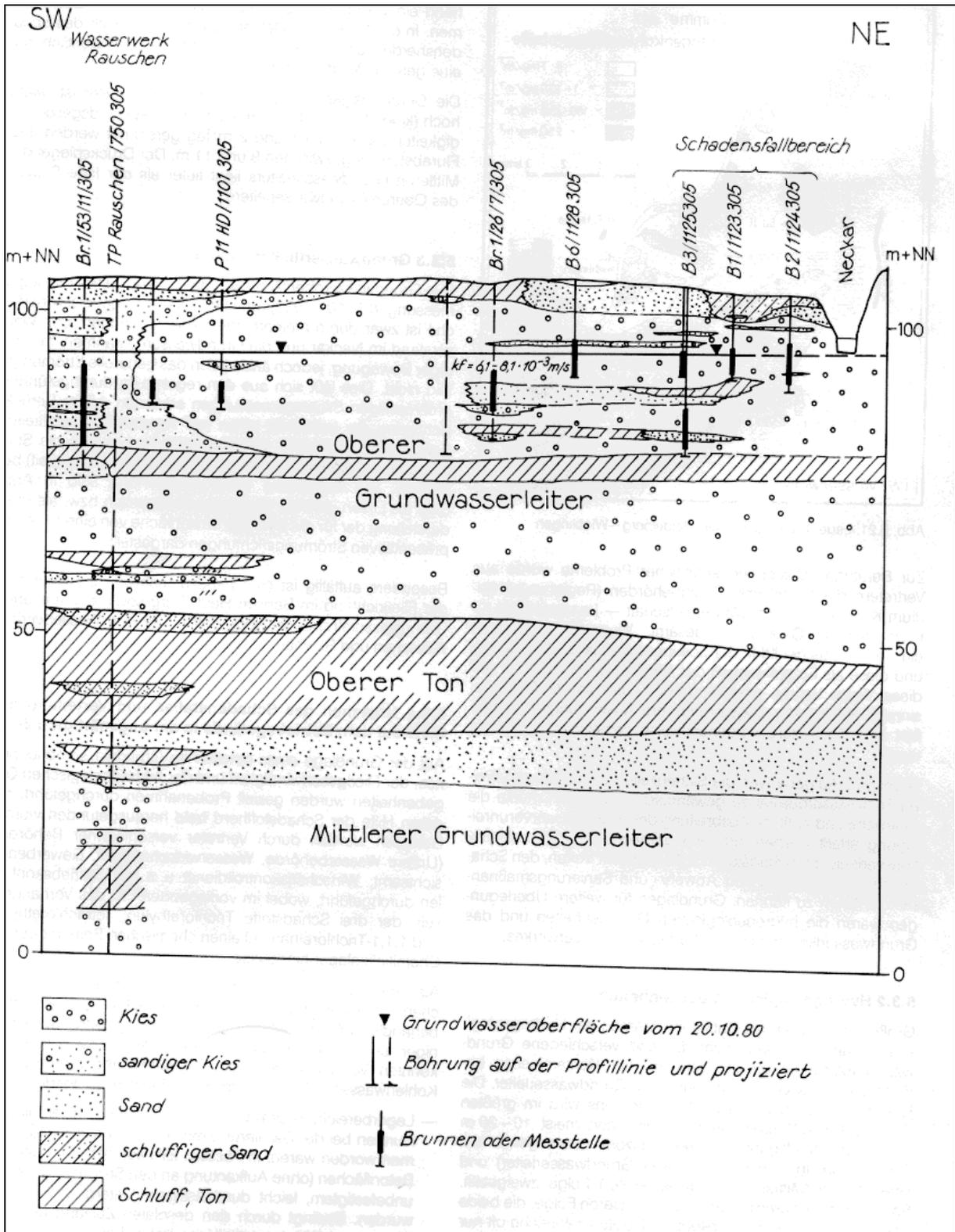
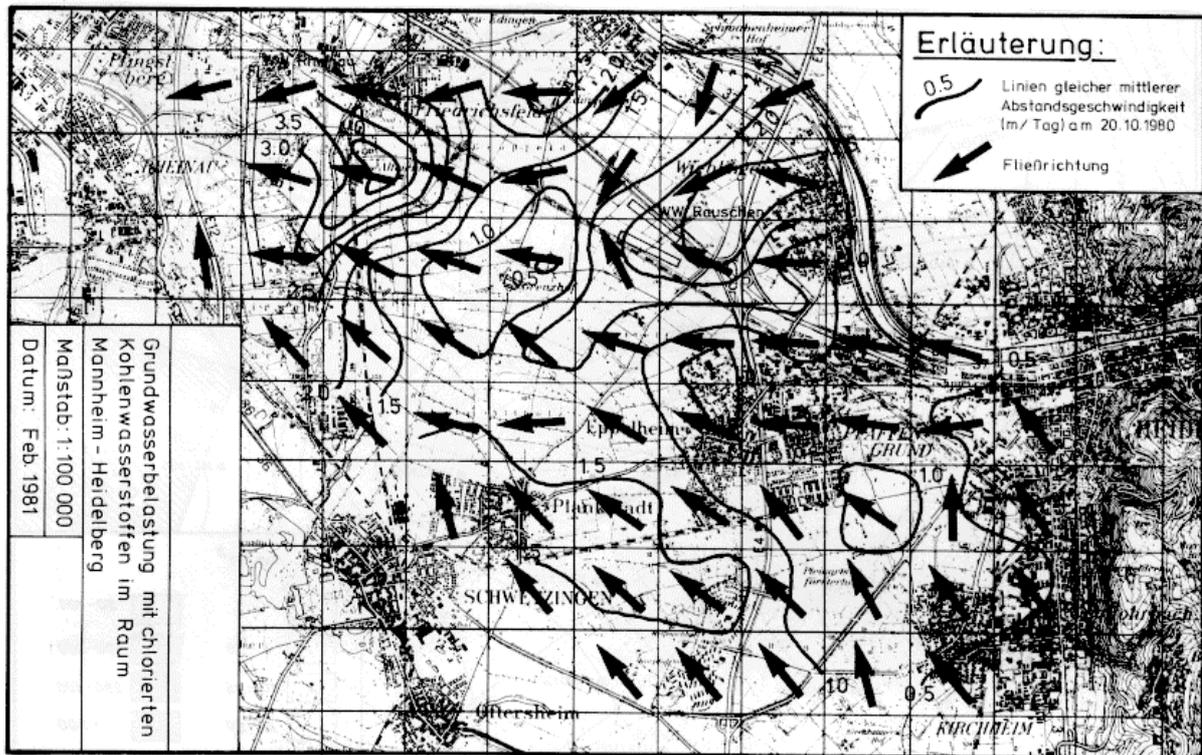


Abb. 5.22: Schadensfall Heidelberg-Wieblingen, Geologischer Schnitt



**Abb. 5.23: Grundwasserbelastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen im Raum Mannheim-Heidelberg, Maßstab: 1:100000**

Der Trichlorethylengehalt des Schadstoffes machte ca. 20% des Schadstoffgehaltes aus. Während bei Erdbohrungen und Schürfgruben in den genannten Bereichen wurden Bodenproben entnommen. Es konnte festgestellt werden, daß das Erdreich im Bereich des Rückgutlagers die höchsten Schadstoffkonzentrationen aufwies. Auf einer Fläche von ca. 50 m<sup>2</sup> lagen die Schadstoffgehalte in Oberflächennähe bei 6000 mg/kg chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen, während in einer Tiefe von ca. 4 m nur noch Spuren nachweisbar waren.

Im Bereich der Abfüllstellen wurden direkt unterhalb des Betonbodens maximal 2000 mg/kg analysiert, und in ca. 1,5 m Tiefe auf einer schluffigen Schicht 6000 mg/kg. Die Analyse von Bodenproben im Bereich des Tanklagers ergab nur Spuren von Schadstoffen.

### 5.3.5 Ausbreitung der CKW im Grundwasser

#### Verteilung der Schadstoffe

Die Schadstoffverteilung im Grundwasser wurde anfangs nur mit Hilfe von Grundwasseranalysen ermittelt. Zunächst standen das amtliche Meßnetz und die vorhandenen Brunnen, deren Daten bei der LfU dokumentiert sind, zur Verfügung. Zwischen dem Schadensherd, dem Wasserwerk Rauschen und den Wasserwerken der Neckargruppe wurden Grundwassermeßstellen neu eingerichtet. Das Meßnetz ist unterschiedlich dicht ausgebildet. Im Bereich des Schadensherdes und vor den Wasserwerken ist die Verteilung der CKW gut erfaßt. Der weitere Verlauf der Schadstofffahnen kann anhand von nur wenigen Grundwassermeßstellen verfolgt werden. 1982 wurden ergänzend Bodenluftmessungen durchgeführt, um die Fahne im Bereich der Wasserwerke Edingen 1 und 2 genauer abgrenzen zu können.

Die flächige Verteilung der CKW (Summe und Einzelparameter) wurde in Kartenform dargestellt. Die Schadstofffahne besteht in etwa zur Hälfte aus 1,1,1-Trichlorethan. Tetrachlorethylen hat einen Anteil von ca. 30%. Der Gehalt von Trichlorethylen, Tetrachlorethylen und Trichlorethylen auch in anderen Schadstofffahnen aus dem Bereich Heidelberg-Pfaffengrund auftreten, was das Differenzieren einzelner Fahnen erschwert, stellt 1,1,1-Trichlorethan eine Art „Leitschadstoff“ dar. In der Abb. 5.24 ist die Verteilung von 1,1,1-Trichlorethan dargestellt (Stand Sommer 1981). Die höchsten Konzentrationen wurden in der Meßstelle B 1 (EDV-Nr. 1123/305) angetroffen. Vom Schadensherd aus fließen die CKW am Wasserwerk Edingen 1 vorbei in Richtung auf den nordwestlichen Teil des Wasserwerks Rauschen, wo vor allem der Brunnen 53/11 kontaminiert wird. In diesem Bereich schwenkt die Schadstofffahne nach Westen um und fließt auf das Wasserwerk Rheinau der Stadt Mannheim zu. Die Konzentrationen fallen stark ab. Im nördlichen Teil der Brunnenreihe des Wasserwerks Rheinau konnte kein 1,1,1-Trichlorethan nachgewiesen werden. Die Schadstofffahne hat offensichtlich das Wasserwerk nicht erreicht.

Entlang der Querprofile oberhalb und unterhalb eines Schadensherdes senkrecht zur Grundwasserfließrichtung wurden Bodenluftuntersuchungen durchgeführt. In der Abb. 5.25 sind die analytischen Ergebnisse dargestellt. Dabei wird die auf der Basis analysierter Grundwasserproben anzunehmende Verteilung der Grundwasserbelastung den Befunden der Bodenluftuntersuchungen gegenübergestellt.

Im Querprofil II (in Abb. 5.24 oberhalb Bildrand) zeigt die Konzentrationsverteilungskurve von Trichlorethylen in der Bodenluft einen nahezu gleichförmigen Verlauf von etwa 20 bis 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und repräsentiert damit den allgemein verbreiteten ubiquitären Belastungspegel. Das Kurvenbild des Querprofils I kreuzt die Schadstofffahne des Grundwassers unterhalb des Schadenverursachers. Die Grundbelastungswerte der Bodenluft steigen bei Trichlorethylen von 20 bis 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in den Flankenbereichen sehr rasch auf nahezu 600  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im Fahnenbereich an. Im Gegensatz zum angenommenen Verbreitungsbild der Schadstoffe im Grundwasser (Stand: Anfang 1982) belegt die Bodenluftuntersuchung (Stand: Mitte 1982) eine größere Belastungsfläche.

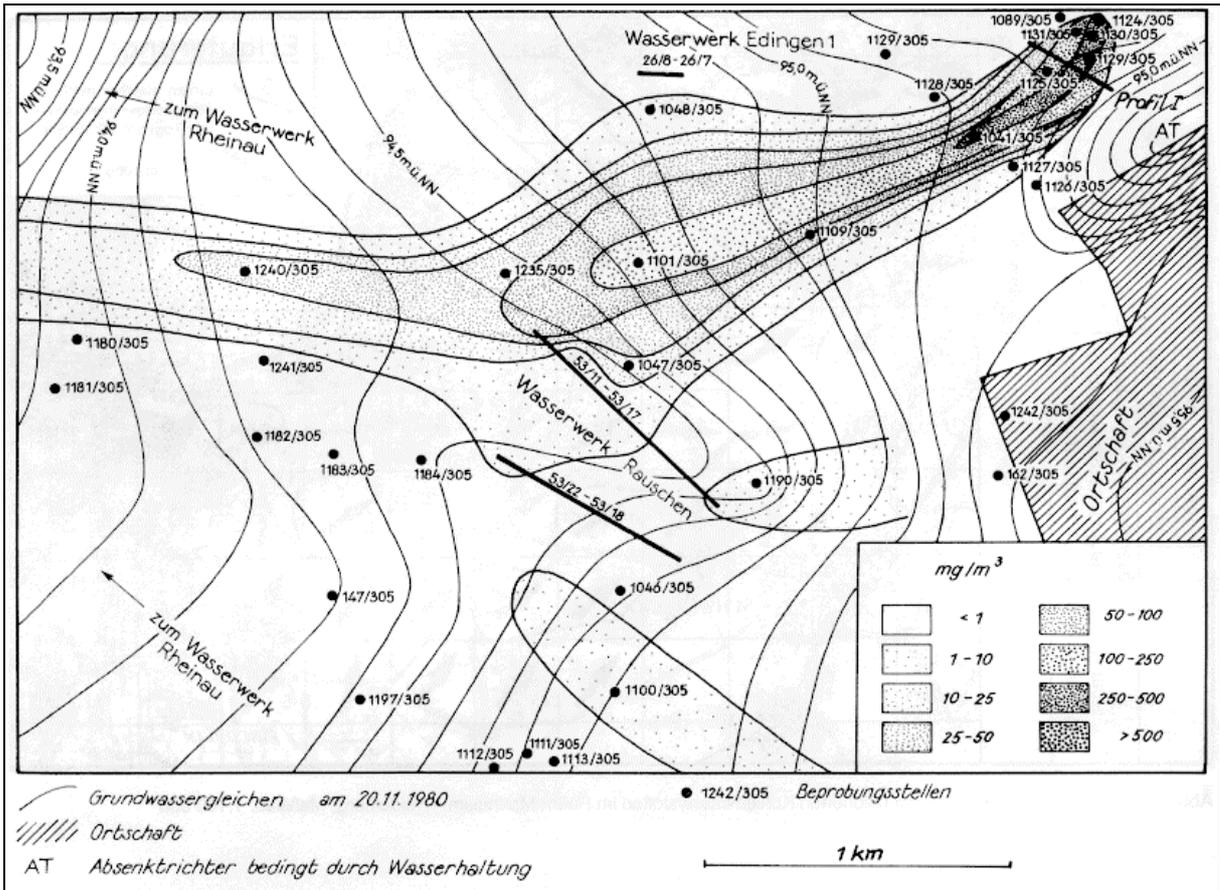
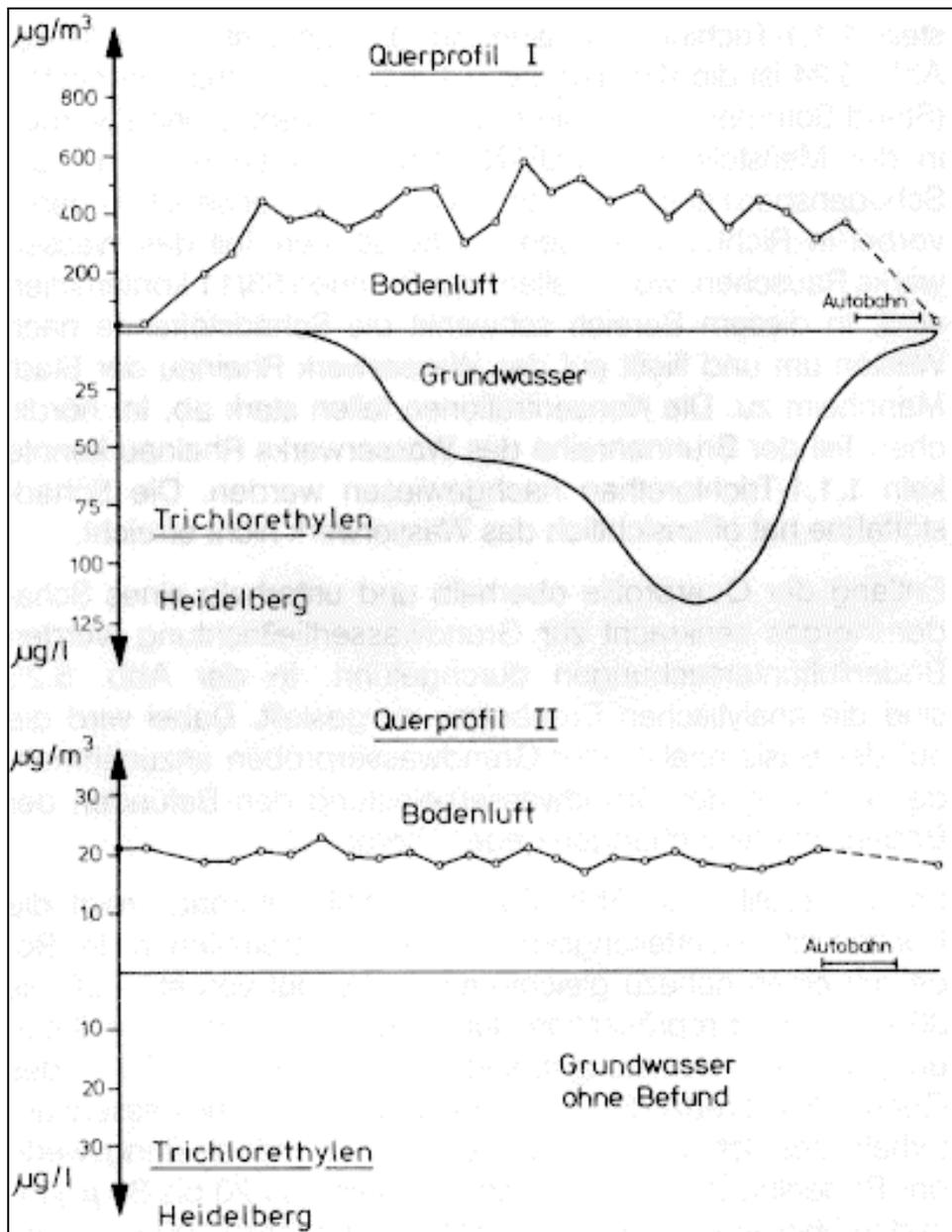


Abb. 5.24: Schadensfall Heidelberg-Wieblingen, Verteilung von 1,1,1-Trichlorethan in Grundwasser



**Abb. 5.25: Konzentrationsverteilung von Trichlorethylen in Bodenluft und Grundwasser entlang von Querprofilen im Grundwasserabstrom (Querprofil I) und Grundwasser oberstrom (Querprofil II) eines Schadverursachers**

Auffallend ist das bewegte Kurvenbild der Bodenluftkonzentrationen. Als Ursache konnte eine direkte Abhängigkeit von der vorliegenden Bodenbildung erkannt werden. Im Untersuchungsgebiet hat sich aus Lößanteilen auf und in den anstehenden Sedimenten eine Parabraunerde mit einem deutlichen Tonverarmungs- und einem Tonanreicherungshorizont entwickelt. Die Mächtigkeit des Tonanreicherungshorizontes variiert über die Profilinie, so daß die Basis des Tonhorizontes zwischen einem Tiefenniveau von 85 bis 115 cm angetroffen wurde. Die Bodenluftentnahme erfolgte jedoch konsequenterweise im 1-m-Tiefenniveau und damit teilweise innerhalb des Tonanreicherungshorizontes, teilweise unterhalb davon im sandig- und lehmigen Sediment. Die Bodenluftkonzentrationen der Schadstoffe lagen in der sandigen Matrix um 150 bis 250  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  höher als im Ton. Der tonige Horizont wirkt gegenüber den Lösemitteln offenbar als eine Dichte/Feuchte-Sperre.

## Modellmäßige Erfassung des Schadstofftransports

Die Modellierung der Schadstofffahne basiert auf einem stationären Strömungsmodell, das an der Grundwasseroberfläche vom 20. November 1980 stationär geeicht wurde. Dabei wurde angenommen, daß der Austausch zwischen dem obersten und den tiefergelegenen Grundwasserleitern im Modellgebiet so gering ist, daß das mit CKW belastete oberste Stockwerk völlig getrennt von den darunterliegenden modelliert werden kann. Die Eingabegrößen des Strömungsmodells wurden der hydrogeologischen Kartierung (MELUF, 1980) und der Zusammenstellung der Grundwasserganglinien (LfU-IWA, 1981) direkt oder durch Interpolation entnommen. Im Verlaufe der Eichung war nur eine geringfügige Anpassung der Durchlässigkeitsbeiwerte erforderlich. Mit der so gewonnenen Durchlässigkeitsverteilung wurde die mittlere Strömung im Zeitraum 1976-1980 simuliert, die für die Gestalt der Fahne im Herbst 1980 relevant war. Unter der Annahme einer im gesamten Modellgebiet konstanten effektiven Porosität von  $n_e = 0,15$  läßt sich die Verteilung der Abstandsgeschwindigkeiten gewinnen.

Die numerische Modellierung des Transports ging von einer Reihe weiterer Annahmen aus:

- Die Adsorption spielt eine untergeordnete Rolle
- Der modellierte Schadstoff erfährt innerhalb des simulierten Zeitintervalls keinen nennenswerten Abbau
- Die Schadstoffquelle hat eine zeitlich konstante Stärke
- Die longitudinale und die transversale Dispersivität sind über das gesamte Modellgebiet konstant.

Zur Modellierung wurde der Schadstoff 1,1,1-Trichlorethan ausgewählt, da diese Substanz für die Fahne Heidelberg-Wieblingen charakteristisch ist und ihre Identifikation erlaubt. Sowohl Quellstärke als auch Anfangszeitpunkt der Kontamination sind unbekannt und mußten mit dem Modell ermittelt werden.

Die Schadstofffahne wurde mit einem Modell, das zur Lösung der Differentialgleichungen die Methode der Charakteristiken benutzt (Bredehoeft und Konikow, 1978), simuliert. Das Modell beschreibt den konvektiven Transport durch Fortschreiten von Tracerteilchen. Konzentrationsveränderungen infolge Dispersion werden auf einem Rasternetz berechnet und den Tracerteilchen mitgeteilt. Die mit dieser Methode berechnete Fahne nach einer Laufzeit  $\Delta t = 1400$  d mit Dispersivitäten  $\alpha_L = 80$  m,  $\alpha_T = 2$  m ist in Abb. 5.26 gezeigt. Sie reproduziert die Gestalt der beobachteten Fahne. Die Abstände des Quadratrasternetzes betragen  $\Delta x = \Delta y = 100$  m. Die Quellstärke liegt bei 0,8 kg/d. Es kann gefolgert werden, daß der Schadstoffeintrag ins Grundwasser etwa im Frühjahr 1977 begonnen hat.

Im Bereich des Schadensherdes liegt eine Tonlinse in geringer Tiefe vor (vgl. Abb. 5.22), unterhalb der keine Kontamination festgestellt wurde. Da das Modell Konzentrationsmittelwerte über den gesamten modellierten Aquifer bis zum Oberen Ton berechnet, müssen die Konzentrationsmeßwerte im Bereich des Schadensherds auf Tiefemittel umgerechnet werden. Damit ergeben sich Werte um  $400 \text{ mg/m}^3$  an der Schadstoffquelle, die längs der Fahnenachse über eine Strecke von rund 3 km auf  $1 \text{ mg/m}^3$  abfallen. Dieser Konzentrationsabfall wird auch durch das Modell wiedergegeben.

Da praktisch alle Gütepegelmessungen im Gebiet nur über die Konzentrationen in den oberen ersten 3 m des Aquifers Auskunft geben, erscheint eine weitergehende Anpassung des Modells nicht sinnvoll. Das geeichte Modell wurde verwendet, um die Entwicklung der Schadstofffahne von Herbst 1980 bis Herbst 1981 zu berechnen. Dabei wurden drei Maßnahmen berücksichtigt:

- die im September 1980 ergriffene Sanierungsmaßnahme am Schadensherd
- die Abschaltung der beiden am stärksten betroffenen Brunnen des Wasserwerks Rauschen
- die Infiltration von Wasser in einen der stillgelegten Förderbrunnen.

Es wurde angenommen, daß die Sanierungsmaßnahmen am Schadensherd eine Passage von Schadstoff nach unterstrom vollständig verhindert. Das Simulationsergebnis ist in Abb. 5.27 dargestellt. Das Konzentrationsmaximum der Fahne liegt danach kurz vor der ersten Brunnenreihe des Wasserwerks Rauschen. Dies entspricht den Beobachtungen.

### **Programm zur Überwachung der Ausbreitung der CKW**

Für die 12 Grundwassermeßstellen zwischen dem Schadensherd, dem Wasserwerk Rauschen und den Wasserwerken der Neckargruppe wurde ein chemisches Überwachungsprogramm aufgestellt, um die Entwicklung der Schadstoffkonzentration zu beobachten. Dies ist vor allem notwendig, um die Auswirkungen der Abwehr- und Sanierungsmaßnahmen beurteilen zu können. Zunächst wurde der Analysenturnus sehr kurz gewählt und dann im Laufe der Beobachtungszeit den Erfordernissen angepaßt.

Die Überwachung der Brunnen des Wasserwerkes Rauschen erfolgte im allgemeinen 4wöchentlich. Die am stärksten belasteten Brunnen 1 und 2 sowie die Mischwasserqualität wurden wöchentlich kontrolliert. Drei sog. Warnpegel, die in 100 bis 400 m Entfernung vor dem Wasserwerk liegen, wurden 4-wöchentlich beprobt. Die beiden Brunnen des Wasserwerkes Neckargruppe (Basis 1) wurden 2-wöchentlich, später 4-wöchentlich beprobt. Die im Vorfeld dieser Brunnenanlage niedergebrachten Warnpegel wurden ebenfalls in 4-wöchentlichem Abstand analysiert.

Zur Kontrolle der räumlichen Verbreitung der Verschmutzungsfahne und der zeitlichen Veränderung der Schadstoffkonzentrationen wurden eine aus 6 Meßstellen bestehende Pegelreihe sowie weitere Pegel unterstrom des Verschmutzungsherdess vierteljährlich beprobt. Zur Vervollständigung der notwendigen Informationen wurden weitere Grundwassermeßstellen etwa einmal pro Jahr untersucht.

Neben diesem Untersuchungsprogramm, das sich ausschließlich auf den Oberen Grundwasserleiter beschränkte, war aufgrund der in Kap. 5.3.2 beschriebenen hydrogeologischen Verhältnisse eine Untersuchung des Mittleren Grundwasserleiters erforderlich, die jedoch nur anhand der wenigen vorhandenen Tiefpegel durchgeführt werden konnte.

### 5.3.6 Sanierung auf dem Betriebsgelände

Ziel der Sanierungsmaßnahme war die Entfernung kontaminierten Erdreichs, um so eine weitere Verunreinigung des Grundwassers zu vermeiden. Darüber hinaus wurde verunreinigtes Grundwasser abgepumpt, um ein Abfließen der Schadstoffe zu verhindern. Die Sanierung in der ungesättigten Zone mußte auf den Bereich des Rückgutlagers beschränkt werden, da eine Entnahme von Erdreich unterhalb der Produktionshalle deren Abriß erfordert hätte. In diesem Bereich werden hydraulische Abwehrmaßnahmen solange betrieben, bis eine befriedigende Lösung zur Sanierung der ungesättigten Zone gefunden ist.

Unterhalb des Altfaßlagers wurde das kontaminierte Erdreich entnommen und durch sauberes Material ersetzt. Während der Baggerarbeiten wurde sensorisch geprüft, ob das Aushubmaterial mit CKW belastet ist. Die Arbeiten wurden flächenhaft und in die Tiefe soweit ausgedehnt, bis sensorisch keine Kontamination mehr feststellbar war. Anschließend wurde dies durch eine gaschromatografische Analyse überprüft. In etwa 4,5 m Tiefe wurde der Aushub beendet. Die CKW-Konzentration des Bodens lag weit unter 1 mg/kg.

Im Grundwasserunterstrom der kontaminierten Bereiche wurden drei Abwehrbrunnen niedergebracht. Die Abpumprate wurde so gewählt, daß einerseits bei möglichst geringer Wassermenge eine maximale CKW-Fracht erreicht wurde und andererseits der Grundwasserabstrombereich in den Entnahmetrichtern der Brunnen lag. Nachdem zunächst Konzentrationen von 5 000 bis 10 000 mg/m<sup>3</sup> in den Abwehrbrunnen gemessen wurden, sank die Belastung rasch auf 1/10 des Anfangswertes und liegt nach 2 Jahren etwa bei 500 mg/m<sup>3</sup>. In einer Aktivkohleanlage wird das zutage geförderte Wasser gereinigt und anschließend in den Vorfluter eingeleitet. Eine Wiedereinleitung in den Grundwasserkörper konnte vom Arbeitskreis nicht befürwortet werden. Es wurde befürchtet, dadurch den Verlauf der Verschmutzungsfahne ungünstig zu beeinflussen und die Wasserwerke zu gefährden.

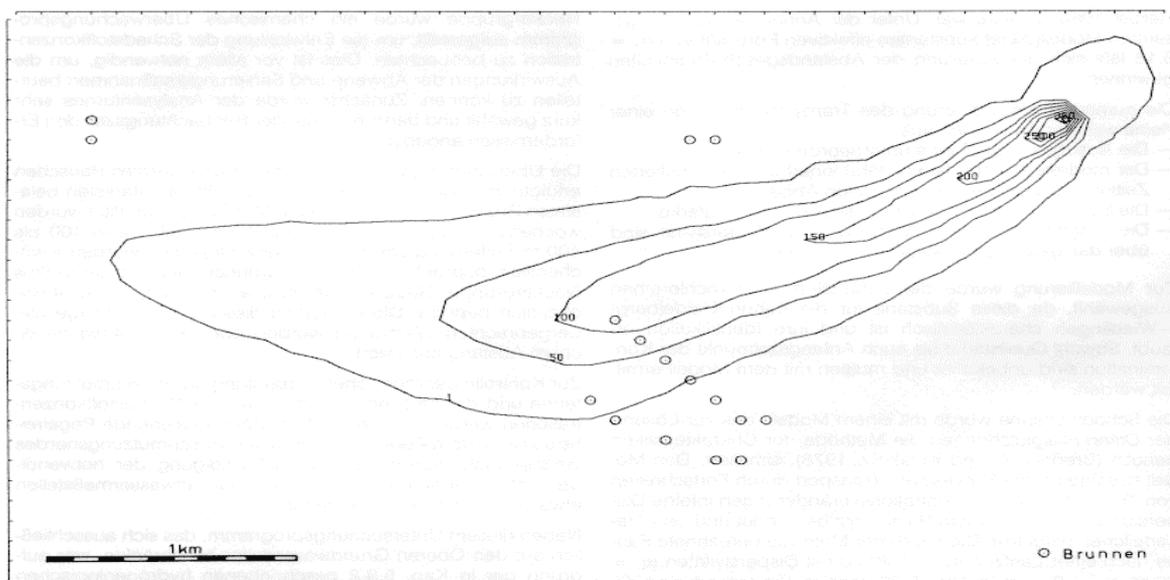
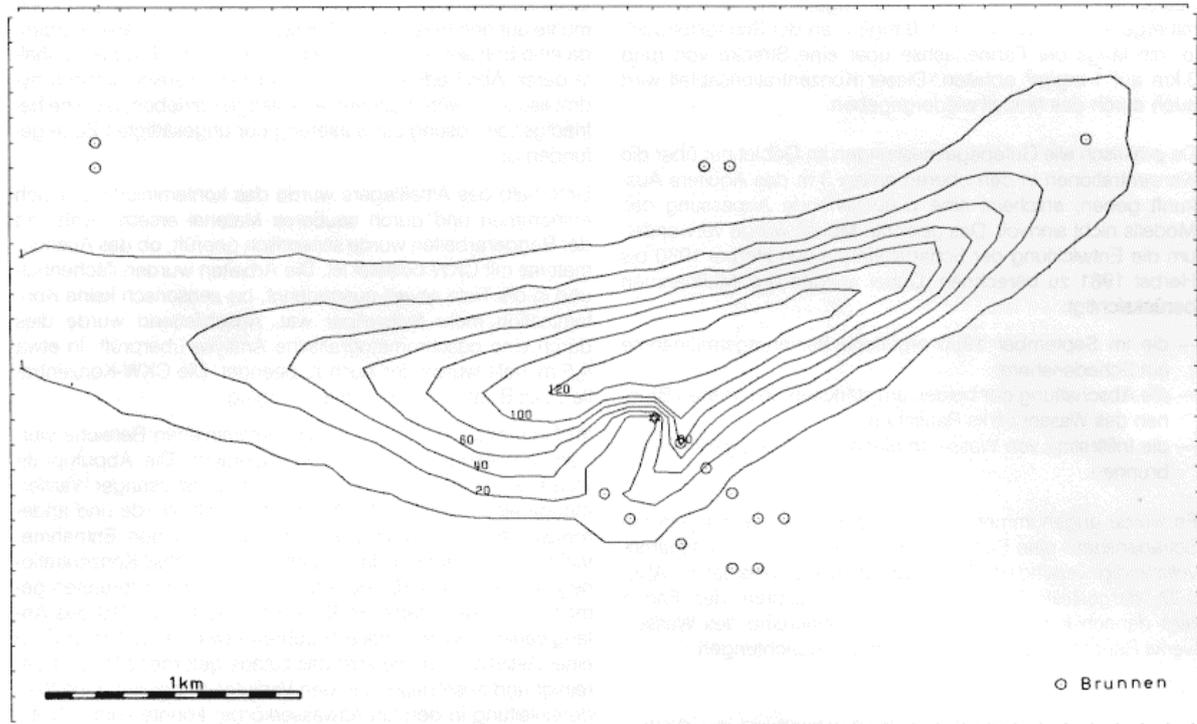


Abb. 5.26: Simulation der Konzentrationsverteilung (Stand Oktober 1980) mit dem Charakteristikenverfahren (Konzentrationsangaben in mg/m<sup>3</sup>)



**Abb. 5.27: Simulation der Konzentrationsverteilung (Stand Oktober 1981) mit dem Charakteristikenverfahren (Konzentrationsangaben in mg/m<sup>3</sup>)**

### 5.3.7 Maßnahmen zum Schutz der Wasserwerke Rauschen und Neckargruppe

Wie in Kap. 5.3.5 dargestellt, verläuft die Verschmutzungsfahne zwischen den Wasserwerken Rauschen und Neckargruppe und schwenkt dann in Richtung Westen auf das Wasserwerk Rheinau. Mit geeigneten Maßnahmen sollte verhindert werden, daß die Basis I des Wasserwerks Neckargruppe von den Schadstoffen erreicht wird und im Wasserwerk Rauschen weitere Brunnen kontaminiert werden.

Zunächst wurde durch interne Umstellungen die Entnahme der Basis I Wasserwerk Neckargruppe auf ein Drittel reduziert. Im Wasserwerk Rauschen wurde Brunnen 1 permanent abgepumpt, wobei das entnommene Wasser wegen seiner hohen Belastung der Kanalisation zugeleitet wurde. Er diente somit als Abwehrbrunnen für das Wasserwerk. Um die Wasserentnahme möglichst gering zu halten, wurde in der Folgezeit als Übergangsmaßnahme folgende Betriebsweise der Brunnen angestrebt:

Brunnen 1 und 2 wurden stillgelegt, und in Brunnen 3 wurde Mischwasser aus unbelasteten Brunnen eingeleitet, um durch einen „Wasserberg“ eine hydraulische Sperre zu errichten. Diese Maßnahme wurde bis zur Inbetriebnahme der Aufbereitungsanlage für Brunnen 1 und 2 (s. Kap. 5.3.8) durchgeführt.

Die Verschmutzungsfahne konnte auf diese Weise richtungsstabil gehalten werden; eine Belastung der Brunnen des Wasserwerks Neckargruppe wurde bisher nicht beobachtet. Bedingt durch die positiven Auswirkungen der Abwehrmaßnahmen am Schadensherd, wodurch die Schadstoffkonzentrationen im Vorfeld der Wasserwerke deutlich - teilweise auf ein Zehntel

der ursprünglichen Werte - zurückgingen, dürfte in nächster Zeit mit einer spürbaren Verbesserung der Rohwasserqualität im Wasserwerk Rauschen zu rechnen sein.

### 5.3.8 Aufbereitung des Rohwassers im Wasserwerk Rauschen

Als Vorsorgemaßnahme für mögliche weitere Verunreinigungen und um in verbrauchsreichen Zeiten ausreichende Mengen an Trinkwasser zur Verfügung zu stellen, wurde im Jahr 1982 eine Aufbereitungsanlage in Betrieb genommen. Diese Anlage ist zunächst für die Aufbereitung der Wässer aus Brunnen 1 und 2 ausgelegt, kann aber bei Bedarf auf weitere Brunnen ausgebaut werden.

In 3 Aktivkohle-Druckfiltern wird das von den Brunnen kommende Wasser gereinigt und den Hochbehältern zugeführt. Die im Wasser vorhandenen CKW werden dabei an der Aktivkohle absorbiert; darüber hinaus werden im Wasser eventuell vorhandene Feststoffe zurückgehalten. Die CKW-Konzentration im Rohwasser von 50 bis 100 mg/m<sup>3</sup> wird im Filter auf "nicht nachweisbar" reduziert. Eine Filterspülung war bisher nicht erforderlich.

Quellenangabe:

- Beweissicherungsgutachten für das Amtsgericht Heidelberg, 1982 (unveröffentlicht)
- Kinzelbach, 1983
- Neumayr, 1983

## VI. Liste der Forschungsberichte

### 1. Berichte der Bundesanstalt für Gewässerkunde

Versuche zur Adsorption von gelösten leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen an Quarzsand (Perkolationsversuche).

BfG-0049, Koblenz, August 1982

Versickerungsversuch mit Perchlorethylen (Laborlysimeter-Versuch).

BfG-0066, Koblenz, Oktober 1982

Modellversuche zur Versickerung von Tetrachlorethen und Dichlormethan in einem feinkörnigen porösen Medium.

BfG-0086, Koblenz, März 1983

Modellversuche über das Rückhaltevermögen und die Löslichkeit von Tetrachlorethen (Perchlorethylen) in porösen Medien unterschiedlicher Durchlässigkeit.

BfG-0093, Koblenz, April 1983

Modellversuche über das Rückhaltevermögen und die Löslichkeit von Trichlorethen (Tri) in porösen Medien unterschiedlicher Durchlässigkeit.

BfG-0108, Koblenz, Juni 1983

Modellversuche über das Rückhaltevermögen und die Löslichkeit von Dichlormethan (Methylenchlorid) in porösen Medien unterschiedlicher Durchlässigkeit.

BfG-0113, Koblenz, August 1983

Mikroskopische Untersuchungen über das Verhalten von Wasser und Perchlorethylen im porösen Medium.

BfG-0114, Koblenz, September 1983

### 2. Berichte des Engler-Bunte-Institutes

Sontheimer, H. (Hrsg.): Verfahrenstechnische Grundlagen für Anlagen zur Entfernung von Halogenkohlenwasserstoffen aus Grundwässern. Vortragsreihe und Erfahrungsaustausch über spezielle Fragen der Wassertechnologie.

1982 in Karlsruhe und Mühlheim/Ruhr

Heft 21 der Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, 1983.

Cornel, P.: Untersuchungen zur Sorption von aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen durch Böden aus Grundwasserleitern.

Bericht im Rahmen des Forschungsvorhabens:

Verhalten von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen im Untergrund und Sanierungsmöglichkeiten von Schadensfällen. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institutes der Universität Karlsruhe, 1983.

### **3. Berichte des Institutes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes**

- Neumayr, V.: Möglichkeiten und Grenzen von Bodenluftuntersuchungen in Porengrundwasserleitern bei der Feststellung der Schadensausbreitung im Boden und im Grundwasser und bei der Suche nach der Schadensursache bei Grundwasserverunreinigungen mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen.  
Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben "Verhalten von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Untergrund und Sanierungsmöglichkeiten", 1983.
- Neumayr, V.: Möglichkeiten und Grenzen von Bodenluftuntersuchungen in Porengrundwasserleitern bei der Feststellung der Schadensausbreitung im Boden und im Grundwasser und bei der Suche nach der Schadensursache bei Grundwasserverunreinigungen mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen.  
Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben "Verhalten von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Untergrund und Sanierungsmöglichkeiten", 1983.

### **4. Berichte des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart**

- Kinzelbach, W.: Analytische Lösungen der Schadstofftransportgleichung und ihre Anwendung auf Schadensfälle mit flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen.  
Technischer Bericht Nr. 82/5 (HWV 034),  
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1982.
- Kinzelbach, W., Herzer, J.: Anwendung der Verweilzeitenmethode auf die Simulation und Beurteilung von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen.  
Technischer Bericht Nr. 83/1 (HWV 039),  
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1983.
- Herr, M.: Experimentelle Untersuchungen zu hydraulischen Sanierungsmaßnahmen.  
Technischer Bericht Nr. 83/14 (HWV 043),  
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1983.
- Kinzelbach, W.: Numerische Schadstofftransportmodelle und ihre Anwendung auf einen Schadensfall mit Chlorkohlenwasserstoffen.  
Technischer Bericht Nr. 83/16 (HWV 044),  
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1983.
- Herr, M., Herzer, J., Kinzelbach, W., Kobus, H., Rinnert, B.: Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen.  
Miteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 54, 1983.

## VII. Literaturverzeichnis

- Ahrens, G., 1983: Auswaschen von chlorierten Kohlenwasserstoffen. Gutachten an der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe (unveröffentlicht)
- Assmann, W. et al., 1983: Tiefe Gw-Meßstellen im Lockergestein, Erfahrungen und Weiterentwicklung. bbr, Heft 2, 34. Jahrgang
- Aurand, K., Fischer, M., 1981 : Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. WaBoLu-Berichte 3/1981, Dietrich Reimer Verlag, Berlin
- Aurand, K., Friesel, P., Milde, G-, Neumayr, V., 1981: Behavior of organic solvents in the environment. In: Quality of groundwater, Proceedings of an International Symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands. Studies in Environmental Science, Volume 17 Elsevier Scientific Publishing Company, The Netherlands
- Baldauf, G., 1983: Der Fall Grenzach - Beispiel einer Grundwasserverschmutzung mit umweltrelevanten Stoffen. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Heft 29, 53-69
- Bauer, U., 1981: Belastung des Menschen durch Schadstoffe in der Umwelt - Untersuchungen über leichtflüchtige, organische Halogenverbindungen in Wasser, Luft, Lebensmitteln und im menschlichen Gewebe. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 174
- Bear, J., 1972: Dynamics of Fluids in Porous Media. American Elsevier Publishing Company, Inc., New York, London, Amsterdam
- Bear, J., Jacobs, M., 1965: On the movement of waterbodies injected into Aquifers. Journ. Hydrol. 3 (1), 37-57
- Bertsch, W., 1978: Die Koeffizienten der longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersion - ein Literaturüberblick. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, Mitteilungsblatt der gewässerkundlichen Dienststellen des Bundes und der Länder, DGM 22, (2), 37-46
- Bolt, H. M., 1980: Die toxikologische Beurteilung halogener Äthylene. Arbeitsmedizin/ Sozialmedizin/ Präventivmedizin, Heft 3
- Bolt, H. M., 1981 : Die toxikologische Beurteilung einiger halogener Kohlenwasserstoffe. In Aurand, K.; Fischer, M.: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. WaBoLu-Berichte 3/1981, Dietrich Reimer Verlag, Berlin, 46-34
- Briggs, G. G., 1981: Theoretical and Experimental Relationships between Soil Adsorption, Octanol-Water Partition Coefficients, Water Solubilities, Bioconcentration Factors, and the Parachor. J. Agric. Food Chem., 29, 1050-1059 (Am.Chem.Soc.)
- Brunner, W., Straub, D., Leisinger, T., 1980: Bacterial Degradation of Dichlormethane. Appl. and Environ. Microbiology, Vol. 40, No. 5, 950-958
- Bundesgesundheitsamt, 1982: Empfehlung zum Vorkommen von flüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen im Grund- und Trinkwasser. Bundesgesundh. Bl. 25, Nr. 3, März
- Bundesverband der Unfallversicherungsträger der öffentlichen Hand e.V., München (Herausgeber), 1978: Sicherheitsregeln für den Umgang mit aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen und deren Gemischen - CKW-Regeln für den Betrieb. Ausgabe September

- Bundesverband der Unfallversicherungsträger der öffentlichen Hand e.V., München (Herausgeber), 1978: Merkblatt für den Umgang mit Chlorkohlenwasserstoffen - CKW-Merkblatt für den Beschäftigten. Ausgabe September
- Bundesverband der Unfallversicherungsträger der öffentlichen Hand e.V., München (Herausgeber), 1979: Merkblatt Umgang mit Lösemitteln sowie brennbaren organischen Flüssigkeiten, Kohlenwasserstoffe, Halogenkohlenwasserstoffe, Alkohole, Äther, Ketone u.a. z.B. Schwefelkohlenstoff. Ausgabe Oktober
- Bundesverband der Unfallversicherungsträger der öffentlichen Hand e.V., München (Herausgeber), 1978: Merkblatt für den Umgang mit lösemittelhaltigen Arbeitsstoffen zur Kaltreinigung (Kaltreiniger-Merkblatt). Ausgabe September
- Chiou, C. T., Freed, V. G., Schmedding, D. W., Kohnert, R. L., 1977: Partition Coefficient and Bioaccumulation of Selected Organic Chemicals. *Env. Sci. & Techn.* Vol. 11, No. 5
- Chiou, C. T., Peters, L. J., Freed, V. G., 1979: A Physical Concept of Soil-Water Equilibria for Nonionic Organic Compounds. *Science* Vol. 206, 16 November
- Chiou, C. T., Schmedding, D. W., 1982: Partitioning of Organic Compounds in Octanol-Water Systems. *Env. Sci. & Techn.* Vol. 16, No. 1
- Conrads, H., 1981 : Chlorkohlenwasserstoffprobleme der Stadtwerke Heidelberg AG. In: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe, *WaBoLu-Berichte* 3/1981, 73-74
- Dietzel, F., 1981: Schadensermittlung, Verursachersuche und Sanierungsmaßnahmen. In: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe, *WaBoLu-Berichte* 3/1981, 67-69
- Engesser, W., 1983: Geologische Aspekte bei der Behandlung von HWK-Schadensfällen. *DVGW-Schriftenreihe Wasser*, Heft 36, (im Druck)
- Fricke, H., 1981: Grundwasserverunreinigung durch Vorstellung und Anwendung von chlorierten Lösungsmitteln aus der Sicht der Industrie. In *DVGW Schriftenwerke*, Heft 29
- Friesel, P., Neumayr, V., Milde, G., 1980, 1981, 1982, 1983: Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Umweltchemikalien im Boden. Zwischenberichte und Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben: Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin (unveröffentlicht)
- Fritschi, G., Neumayr, V., Schinz, V., 1979: Tetrachlorethylen und Trichlorethylen im Trink- und Grundwasser. *WaBoLu-Berichte* 1/1979, Dietrich Reimer Verlag, Berlin
- Fujita, T., Iwasa, J., Hansch, C., 1964: A New Substituent Constant, Derived from Partition Coefficients. *J. Am. Chem. Soc.* 86, 5175-5180
- Hamaker, J. W., Thompson, J. M., 1972: in "Organic Chemicals in the Soil Environment". M. Dekker, New York
- Hansch, C., Leo, A., 1979: Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. Wiley and Son. Inc.
- Henschler, D., 1980: Carcinogenicity Study of Trichlorethylene by Longterm Inhalation in Three Animal Species. *Arch. Toxicol.* 43, Nr. 4, 237-248
- Hommel: Handbuch der gefährlichen Güter, Stand Juni 1980, Springer-Verlag, Berlin
- Irmer, H., Knüpfer, A., Neumayr, V., 1981: Studie über Stickstoff- und Metalleinleitungen sowie Einleitungen von halogenierten Kohlenwasserstoffen in das Abwasserkanalnetz der Stadt Lan-

- gen. Studie im Auftrag der Stadtwerke Langen, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (unveröffentlicht)
- Karickhoff, S. W., Brown, D. S., Scott, T. A., 1979: Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res.* Vol. 13, 241-248
- Kauch, E. P., 1982: Zur Situierung von Brunnen im Grundwasserstrom. *Österreichische Wasserwirtschaft*, Heft 7/8, 157-162
- Kinzelbach, W., 1983: Sanierungsmaßnahmen im Vorfeld von Trinkwasserfassungen. In: Vermeidung und Sanierung von Grundwasserverunreinigungen, DVGW-Schriftenreihe Wasser, Heft 36 (im Druck)
- Konikow, L. F., Bredehoeft, T. D., 1978: Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Groundwater. *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, Book 7, Chapter C2*, United States Government Printing Office, Washington
- Klotz, D., 1973: Untersuchungen zur Dispersion in porösen Medien, *Z. Deutsch. Geol. Ges.* 124, 523-533
- Kobus, H., 1981: Strömungsmechanische Grundlagen des Transports der Halogenkohlenwasserstoffe im Grundwasserleiter - Maßnahmen zur Erfassung des verunreinigten Wassers. In: Halogenkohlenwasserstoffe in Grundwässern, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 29, 91-103
- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Informationsschrift „Gefährdungsabschätzung und Sanierungsmöglichkeiten bei Altablagerungen“, Erich Schmidt-Verlag, Bielefeld
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1981, Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft: Ganglinien der Grundwasserstände im Dienstbezirk des WWA Heidelberg, 1961-1980.
- Lampert, S. M., 1968: Omega ( $\Omega$ ), a Useful Index of Soil Sorption Equilibria. *J. Agric. Food Chem.* Vol. 16, No. 2, Mar. -Apr.
- Lenda, A., Zuber, A., 1970: Tracer Dispersion in Groundwater Experiments. In: *Isotope Hydrology: IAEA-SM-129/37*, 619-641
- Leo, A., Hansch, C., Elkins, D., 1971: Partition coefficients and their uses. *Chem. Reviews* Vol. 71, No. 6
- Löchner, F., 1981: Lösungsmittel aus leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (HKW). Produktion, Einsatzbereiche und Verwendungstechnologien. In: Aurand, K. und Fischer, M.: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. *WaBoLu-Bericht 3/1981*, Dietrich Reimer Verlag, Berlin
- MELUF, 1980: Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum, Analyse des Ist-Zustandes. Herausgeber: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden-Württemberg
- MELUF, 1983: Informationsschrift zum Umgang mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. Herausgeber: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden-Württemberg
- Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung Baden-Württemberg, 1981. Erlaß vom 03.11.1981 (VI/6- 8744.10/81)
- Nagel, G., 1981: Belüftungsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung. Institut für Bauingenieurwesen V der TU München: *Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitswesen* Nr. 36, 41-70
- Neely, W. B., 1979: Estimating Rate Constants for the uptake and Clearance of Chemicals by Fish. *Env. Sci. & Techn.* 13 (12), 1506-1410

- Nelson, R., 1978: Evaluating the Environmental Consequences of Groundwater Contamination. J. Water Res. Res., 14 (3), 409-450
- Neumayr, V., 1981: Beiträge zur Entwicklung systematischer Sanierungskonzepte bei Boden- und Grundwasserkontaminationen. In: Aurand, K.: Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, 37-52
- Neumayr, V., 1981: Verteilungs- und Transportmechanismen von chlorierten Kohlenwasserstoffen in der Umwelt. In Aurand, K., Fischer, M.: Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. Wa-BoLu-Berichte 3/1981, Dietrich Reimer Verlag, Berlin, 24-38
- Neumayr, V., 1982: Studie über die Einleitung halogenierten Kohlenwasserstoffs in das Abwasserkanalnetz der Stadt Langen, Institut für Wasser, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (unveröffentlicht)
- Neumayr, V., 1983a: Zweite Teilstudie über die Einleitung halogenierter Kohlenwasserstoffe in das Abwasserkanalnetz der Gemeinde Egelsbach. Studie im Auftrag der Stadt Langen und der Gemeinde Egelsbach, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (unveröffentlicht)
- Neumayr, V., 1983b: Möglichkeiten und Grenzen der Erfassung von Untergrundverunreinigungen durch halogenierte Kohlenwasserstoffe, DVGW-Schriftenreihe Wasser, Heft 36 (im Druck)
- Pickens, F. J., Grisak, E. G., 1980: Scale-Dependent Dispersion in a Stratified Granular Aquifer. Water Resources Research, 17 (4), 1191-1211
- Piet, G. J., Zoetemann, B. C. J., 1980: Organic Water Quality Changes during Sand Bank and Dune Filtration of Surface Waters in the Netherlands. J. Am. Water Works Assoc. 72, 400-404
- Roberts, P. V., Reinhard, M., Valocchi, A. J., 1982: Movement of organic contaminants in groundwater: implications of water supply. J. Am. Water Works Assoc. 150, 408-413
- Roberts, P. V., Schreiner, J., Hopkins, G. D., 1982: Field Study of Organic Quality Changes during Groundwater Recharge in the Palo Alto Baylands. Wat. Res. Vol. 16, 1025-1035
- Scheidegger, A. E., 1957: On the Theory of Flow Phases in Porous Media. Proc. IUGG General Assembly, Toronto, 2, 236-242
- Schwarzenbach, R. P., Westall, J., 1981: Transport of Nonpolar Organic Compounds from Surface Water to Groundwater. Env. Sci. & Techn. Vol. 15, No. 11
- Schwarzenbach, R. P., 1982: Groundwater pollution by hydrophobic organic compounds: presented at the course on „Pollution and Quality Control of Ground Water“. March 8-12, Zürich
- Schwille, F., 1981: Groundwater pollution in porous media by fluids immiscible with water. The Science of the Total Environment, Vol. 21, Elsevier Scientific Publishing Company Amsterdam, New York, 173-185
- Schwille, F., 1982: Die Ausbreitung von Chlorkohlenwasserstoffen im Untergrund, erläutert anhand von Modellversuchen. - DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 31, Eschborn, 203-234
- Schwille, F., 1983: The behaviour of organic fluids immiscible with water in the unsaturated zone. - In: Pollutants in the unsaturated zone. Herausgeber: B. Yaron, G. Dagan, J. Goldschmid. Springer-Verlag, Heidelberg, New York, Berlin (im Druck)
- Sontheimer, H. (Herausgeber), 1983a: Verfahrenstechnische Grundlagen für Anlagen zur Entfernung von Halogenkohlenwasserstoffen aus Grundwässern. Vortragsreihe und Erfahrungsaustausch über spezielle Fragen der Wassertechnologie 1982 in Karlsruhe und Mülheim/Ruhr, Bereich Wasserchemie am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Heft 21

- Sontheimer, H., 1983b: Aufbereitung von verunreinigten Grundwässern im Wasserwerk, DVGW-Schriftenreihe Wasser, Heft 36 (im Druck)
- Sontheimer, H., Cornel, P., 1981: Physikalische-chemische Vorgänge beim Transport von Halogenkohlenwasserstoffen im Grundwasser. DVGW-Schriftenreihe, Wasser Nr. 29
- Stucki, G. et al., 1981: Microbial degradation of chlorinated C1 and C2 hydrocarbons. In: Leisinger, T. et al. (Eds.): Microbial degradation of xenobiotics and recalcitrant compounds (FEMS Sympos. Nr. 12), Academic Press Inc., London, 131-137
- Trenel, J., Wolf, G., Neumayr, V., 1983: Organohalogenverbindungen im Wasserkreislauf - Analyseverfahren, Probenahmen und Bewertungen im Abwasserbereich und im Vorfluter. Abschlußbericht für den Umweltschutzplan des Bundesministers des Innern - Wasserwirtschaft, im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes (in Vorbereitung)
- Veith, G. D., Austin, N. M., Morris, R. T., 1979: A Rapid Method for Estimating log P for organic Chemicals. Wat. Res. Vol. 13, 43-47
- Werner, J., 1982: „Erfahrungen bei Schadensfällen mit Chlorkohlenwasserstoffen“. Mit. Ing.-U. Hydrogeol., 13, 131-152
- Wilson, T. L., Miller, P. J., 1978: Two-Dimensional Plume in Uniform Groundwater Flow. Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the ASCE, 104, HY 4, 503-514

**Nachtrag:**

- Bouwer E.J., McCarthy P.L., 1983: Transformations of Halogenated Organic Compounds under Denitrification Conditions, Appl. Env. Microbiol., Vol 95, no. 4, p 1295 - 1299.
- Bouwer E.J., McCarthy P.L., 1983: Transformations of 1- and 2-Carbon Halogenated Aliphatic Organic Compounds under Methanogenic Conditions, Appl. Env. Microbiol., Vol. 95, No. 4, p 1286 - 1294.
- Hanert H.H., Kästner M., 1985: Biologische Elimination von Halogenkohlenwasserstoffen in belasteten Grundwasserleitern, 125. Seminar des Fortbildungszentrums Gesundheits- und Umweltschutz Berlin am 23. und 24. September 1985 in Wiesbaden zum Thema "Sanierung kontaminierter Standorte".

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1:	Einordnung der Chlorkohlenwasserstoffe unter den organischen Halogenverbindungen (vereinfachtes Schema) .....	6
Abb. 1.2:	Verfahrensabläufe zur Durchführung und Kostentragung der erforderlichen Maßnahmen .....	16
Abb. 2.1:	Hydrogeologische Gliederung des Untergrundes .....	19
Abb. 2.2:	Relative Durchlässigkeit für CKW und Wasser als Funktion der Sättigung des Porenraumes (theoretische Herleitung) .....	21
Abb. 2.3:	Die Ausbreitung von CKW als flüssige Phase .....	24
Abb. 2.4:	Ausbreitung der CKW in wässriger Form .....	27
Abb. 2.5:	Schematische Darstellung der Wirkungsweise von Konvektion und Dispersion (RMW: repräsentatives makroskopisches Volumen).....	28
Abb. 2.6:	Ursachen der korngerüstbedingten Dispersion .....	29
Abb. 2.7:	Schematische Darstellung der Wirkungsweise der Makrodispersion.....	30
Abb. 2.8:	Beiträge zur Schadstoffmassenbilanz am Kontrollvolumen.....	32
Abb. 2.9:	Schematische Darstellung der Wirkungsweise der am Transport beteiligten Prozesse (Annahme: Gelöste Anfangskonzentration im Fall mit Adsorption gleich der im adsorptionsfreien Fall).....	35
Abb. 2.10:	Adsorptionsisothermen von Tetra-, Trichlorethylen und 1,1,1-Trichlorethan .....	36
Abb. 2.1.1:	Empirische Bestimmung der Sorptionskonstanten mit den Korrelationen.....	38
Abb. 2.12:	Sorptionsisotherme von Tetrachlorethylen als Einzelstoff und im Gemisch .....	39
Abb. 2.13:	Bildung einer CKW-Gas-(Dampf-)Zone .....	43
Abb. 2.14:	Prinzip des CKW-Gasaustausches.....	45
Abb. 2.15:	Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Berlin).....	46
Abb. 2.16:	Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Köngen).....	47
Abb. 2.17:	Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Heidelberg-Wieblingen).....	48
Abb. 2.18:	Gegenüberstellung von Konzentrationswerten CKW im Grundwasser zur Bodenluft (Heidelberg-Eppelheim) .....	49
Abb. 3.1:	Beispiel für den Ausbau von Tiefenmeßstellen.....	59
Abb. 3.2:	Bohrlochmessungen in einer Grundwassermeßstelle .....	62
Abb. 3.3:	Schema der Bodenluftuntersuchungen .....	64
Abb. 3.4:	Schema Vertikale Konzentrationsverteilung von chlorierten Kohlenwasserstoffen in der Bodenluft .....	66
Abb. 3.5:	Konstruktion der Hauptaubreitungsrichtung einer Schadstoffahne .....	75
Abb. 3.6:	Konzentration nach momentanem Schadstoffeintrag in parallele Grundströmung .....	77
Abb. 3.7:	Konzentrationsverteilung infolge einer permanenten Schadstoffquelle in paralleler Grundströmung (Konzentrationen in beliebigen Einheiten).....	78
Abb. 3.8:	Schematische Darstellung von realen und durch Modellrechnung simulierbaren Konzentrationsgleichungen .....	80
Abb. 3.9:	"Auswaschen" des kontaminierten Bodens mit einer Sickergalerie .....	87
Abb. 3.10:	Aktivkohlereinigungsanlage für lösemittelhaltige Abluft (Schemazeichnung).....	88
Abb. 3.11:	Einzelbrunnen in Grundströmung.....	90

Abb. 3.12: Einzugsbereich eines unvollkommenen Sanierungsbrunnens: punktförmige Entnahme an der Oberfläche eines sehr tiefen Aquifers.....	92
Abb. 3.13: Stromlinien, Linien gleicher Laufzeiten und kritische Brunnenabstände bei vier bzw. fünf Entnahmebrunnen in Grundströmung .....	94
Abb. 3.14: Apparatebeispiel: Wasser verteilt in Luft, Atmosphärendruck, mehrstufig ("offene" Kaskade) (aus Nagel, 1981) .....	97
Abb. 3.15: Apparatebeispiel: Rieselfilm, Gleichstrom, mit Trenneinrichtung (Wellbahnkolonne) (aus Nagel, 1981).....	97
Abb. 3.16: Gegenstrom-Füllkörperkolonne.....	98
Abb. 3.17: Konzentrationsterm C in Abhängigkeit von NTU (OL) und dem Strippfaktor S für Gleichstrom.....	100
Abb. 3.18: Konzentrationsterm C in Abhängigkeit von NTU (OL) und Strippfaktor S für Gegenstrom.....	100
Abb. 3.19: Festbettadsorber (schematisch).....	102
Abb. 3.20: Ergebnisse von Modellrechnungen zum Einfluß organischer Hintergrundbelastung auf die Adsorption von Trichlorethylen.....	103
Abb. 4.1: Protokoll über die Entnahme einer Wasserprobe .....	113
Abb. 5.1: Beispiel eines Schadensfalles in einer Talkiesfüllung mit wasserdurchlässiger Sohlschicht (schematisch) .....	115
Abb. 5.2: Beispiel eines Schadensfalls in einer Talkiesfüllung über einem Kluft- oder Karstgrundwasserleiter (schematisch) .....	116
Abb. 5.3: Beispiel eines Schadensfalls in Löß über Lettenkeuper/ Oberer Muschelkalk (schematisch) .....	118
Abb. 5.4: Schematische Darstellung eines Schadensfalls im Weißjurakarst der Schwäbischen Alb .....	119
Abb. 5.5: Schadensfall Horb am Neckar .....	121
Abb. 5.6: Schadensfälle Köngen, Geologischer Schnitt.....	122
Abb. 5.7: Schadensfälle Köngen, Verteilung von Tetrachlorethylen im Grundwasser .....	123
Abb. 5.8: Schadensfälle Köngen, Verteilung der CKW in der Bodenluft.....	125
Abb. 5.9a: Schadensfall Grenzach-Wyhlen Geologie und Morphologie der Felsoberkante zwischen Grenzach und Wyhlen.....	127
Abb. 5.9b: Schadensfall Grenzach-Wyhlen (Lageplan) .....	128
Abb. 5.10: Schadensfall Grenzach-Wyhlen. Verteilung von Tri- und Tetrachlorethylen, Chloroform, Dichlornethan und Tetrachlorethan im Grundwasser. ....	129
Abb. 5.11: Schadensfall Karlsruhe, Rüppurer Straße, Verteilung der CKW im Grundwasser (Nov. 1981).....	132
Abb. 5.12: Schadensfall Karlsruhe, Rüppurer Straße. N-S-Schnitt durch das Stadtgebiet von Karlsruhe (etwas schematisiert).....	133
Abb. 5.13: Schadensfall Karlsruhe, Rüppurer Straße. Konzentrationsverlauf im Abwehrbrunnen in Abhängigkeit von der Fördermenge. ....	134
Abb. 5.14: Sanierungsbeispiel Karlsruhe - Rüppurer Straße: Mittlerer Strömungsverlauf und Verweilzeiten.....	135
Abb. 5.15: Schadensfall Heidelberg-Weststadt.....	136
Abb. 5.16: Schadensfall Heidelberg-Weststadt Geologisches S-N-Profil, etwas schematisiert .....	138
Abb. 5.17: Schadensfall Sindelfingen, Verteilung der Summe der CKW.....	142
Abb. 5.18: Schadensfall Renningen, Verteilung der CKW im Grundwasser ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) .....	144
Abb. 5.19: Schadensfälle Fehla- und Laucherttal, Karte der CKW-Konzentrationen.....	146

Abb. 5.20: Schadensfälle Fehla- und Laucherttal. Hydrogeologischer Schnitt vom Fehllatal bei Burladingen (Zollernalbkreis) zum Lauchertal bei Gammertingen (Lkr. Sigmaringen) mit mutmaßlichen Wanderwegen der Chlorkohlenwasserstoffe ..	147
Abb. 5.21: Lage des Schadensfalls Heidelberg-Wieblingen .....	149
Abb. 5.22: Schadensfall Heidelberg-Wieblingen, Geologischer Schnitt.....	152
Abb. 5.23: Grundwasserbelastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen im Raum Mannheim-Heidelberg, Maßstab: 1:100000.....	153
Abb. 5.24: Schadensfall Heidelberg-Wieblingen, Verteilung von 1,1,1-Trichlorethan in Grundwasser .....	155
Abb. 5.25: Konzentrationsverteilung von Trichlorethylen in Bodenluft und Grundwasser entlang von Querprofilen im Grundwasserabstrom (Querprofil I) und Grundwasseroberstrom (Querprofil II) eines Schadenverursachers .....	156
Abb. 5.26: Simulation der Konzentrationsverteilung (Stand Oktober 1980) mit dem Charakteristikenverfahren (Konzentrationsangaben in $\text{mg}/\text{m}^3$ ) .....	159
Abb. 5.27: Simulation der Konzentrationsverteilung (Stand Oktober 1981) mit dem Charakteristikenverfahren (Konzentrationsangaben in $\text{mg}/\text{m}^3$ ) .....	160

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1: Substitutionsmöglichkeit für die wichtigsten derzeitigen Lösemittelanwendungen .....	13
Tab. 1.2: Gesundheitliche Wirkungen von CKW am Beispiel von Trichlorethylen.....	14
Tab. 2.1: Physikalische und chemische Kerndaten * Die Löslichkeitsangaben bzw. $K_{ow}$ -Werte unterliegen je nach Literaturstelle sehr starken Schwankungen .....	18
Tab. 2.2: Residualsättigungswerte (Versuchsberichte der Bundesanstalt für Gewässerkunde) .....	25
Tab. 2.3: Longitudinale Dispersivität aus Feldversuche mit Tracern (Lenda und Zuber, 1970) .....	31
Tab. 2.4: Oktanol/Wasser - Verteilungskoeffizienten.....	37
Tab. 2.5: Vergleich empirischer und experimenteller Sorptionskonstanten bzw. Retardierungsfaktoren für Böden mit hohen Anteilen an organischem Kohlenstoffen .....	41
Tab. 3.1: Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Bodenluftanalytik (Vergleich: Trockenwetter - Naßwetter; Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).....	67
Tab. 3.2: Vergleich der CKW-Konzentrationen in Bodenproben zur entsprechenden Bodenluft aus einer Bohrung (alle Bodenproben Mittelsande ohne organische Gehalte und trocken).....	68
Tab. 3.3: Eingangsdaten für Transportmodelle .....	79
Tab. 3.4: Henry-Konstanten für die untersuchten Substanzen in Abhängigkeit von der Temperatur (H in bar) .....	98
Tab. 3.5: Vergleich verschiedener Verfahren zum Ausblasen von CKW am Beispiel von Trichlorethylen aus Wässern.....	101
Tab. 4.1: Gesichtspunkte beim Probentransport .....	114
Tab. 5.1: Schadensfall Grenzach-Wyhlen - Ergebnisse der Untersuchungen zum bakteriellen Abbau von Dichlormethan (März 1983).....	130
Tab. 5.2: Schadensfall Heidelberg-Weststadt - Ergebnisse der Untersuchungen zum bakteriellen Abbau von Dichlormethan (März 1983).....	139