

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

Kapitel 8
Grundwasserschutz
Sanierung kontaminierter Standorte

von

Dr. J. Grimm-Strele
Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg
(Tel. 0721/8406-364)
(Abschnitt 5.8 - 5.15)

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

Dr.-Ing. P. Geldner
Beratender Ingenieur
Karlsruhe
(Tel.0721/854593)
(Abschnitt 8.3)

Stuttgart/Karlsruhe 1987

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite	
8.	Erfassung und Behandlung von Schadstoffbelastungen des Grundwassers	8-1
8.1	Messung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit	8-1
8.1.1	Meßnetze	8-1
8.1.2	Typische Aufgabenstellungen	8-4
8.1.3	Vorerhebungen	8-6
8.1.3.1	Herkunft des Schadstoffes	8-6
8.1.3.2	Hydrogeologische Situation	8-7
8.1.3.3	Vorläufige Bewertung	8-8
8.1.4	Untersuchungsverfahren	8-8
8.1.5	Räumliche und zeitliche Variabilität von Kontaminationen und Parameterauswahl	8-11
8.1.5.1	Räumliche Variabilität	8-11
8.1.5.2	Meßhäufigkeit	8-14
8.1.5.3	Meßparameter	8-16
8.1.6	Anforderungen an die Messung bei besonderen Bedingungen	8-18
8.1.7	Durchführung von Messungen in einigen Beispielen	8-19
8.1.8	Ausbau von Meßstellen: Spezielle Anforderungen zur Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit	8-25
8.1.8.1	Einzelmeßstellen	8-25
8.1.8.2	Vorrichtungen für horizontierte Probenahme	8-26
8.1.9	Probenahme	8-28
8.1.9.1	Probenahmegeräte	8-28
8.1.9.2	Abpumpdauer und Entnahmemenge	8-30
8.1.9.3	Durchführung der Probenahme	8-30
8.1.10	Meßwerterfassung, -aufbereitung und -auswertung	8-32
8.1.10.1	Datenerfassung	8-32
8.1.10.2	Datenprüfung	8-33
8.1.10.3	Aufbereitung, graphische Darstellung und Auswertung der Ergebnisse	8-34
	Literaturverzeichnis	
	Stichwortverzeichnis	

8.2 Sanierung kontaminierter Standorte	8-42
8.2.1 Gefährdung der Ressource Grundwasser durch Schadstoffeintrag	8-42
8.2.2 Erkundung des Ausmaßes von Grundwasserkontaminationen	8-48
8.2.3 Maßnahmen bei Unfällen	8-52
8.2.4 Sanierung des Kontaminationsherdes	8-54
8.2.5 Maßnahmen zur Sanierung kontaminierter Grundwasserbereiche	8-60
8.2.6 Überwachung der Langzeitwirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen	8-66
8.2.7 Einbindung von Sanierungsmaßnahmen in die Grundwasserbewirtschaftung	8-69
Literaturverzeichnis	8-70

8. Erfassung und Behandlung von Schadstoffbelastungen des Grundwassers

8.1 Messung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit

8.1.1 Meßnetze

In Abhängigkeit von den Zielen der Messung der Grundwasserbeschaffenheit müssen verschiedene Vorgehensweisen oder Meßstrategien verfolgt werden. Dazu müssen vor allem Festlegungen über die Meßverfahren, die Meßpunkte, die Meßhäufigkeit und die Meßparameter getroffen werden.

Das häufigste Meßverfahren, das bei den folgenden Ausführungen im Vordergrund steht, ist die Entnahme von Wasserproben aus der gesättigten Zone an geeigneten Meßstellen wie Beobachtungsrohren, Förderbrunnen, Quellen oder ähnlichem und die anschließende Analyse im chemischen Labor. Wenn dieses Untersuchungsverfahren angewendet werden soll, müssen Anzahl und Dichte der Meßstellen, Beprobungstiefe, Meßfrequenz und Meßzeitpunkt, Parameterauswahl, Beprobungstechnik usw. festgelegt werden.

Es gibt nur wenige Fälle, in denen von dieser relativ aufwendigen Verfahrensweise abgewichen werden kann. Darauf wird an den betreffenden Stellen besonders hingewiesen. Untersuchungsmethoden wie die Entnahme von Proben aus der ungesättigten Zone, Bodenluftuntersuchungen, integrierende Messungen in Förderbrunnen, Quellen, Drainagen usw., eventuell auch physikalische Messungen von der Bodenoberfläche aus, sind nur bei speziellen Fragestellungen von Bedeutung. Sie sind aber bei der Wahl geeigneter Meßstrategien zu berücksichtigen.

Zur Festlegung der Vorgehensweise muß auch entschieden werden, durch welche chemisch-physikalischen und/oder mikrobiologischen Parameter die "Beschaffenheit" beschrieben werden kann. In manchen Fällen sind die zu messenden Parameter vorgegeben, z.B. bei Unfällen. Andernfalls hängt ihre Festlegung stark von der örtlichen Gegebenheit ab und erfordert die Zusammenarbeit mit Geochemikern, Wasserchemikern o.ä..

In Abhängigkeit von den Zielen können verschiedene Meßnetze und Meßstellenarten unterschieden werden. Diese Einteilung erfolgt vor allem deshalb, weil jeweils unterschiedliche Betreiber bzw. Kostenträger zuständig sind. Die wasser-

rechtliche Regelung und die Meßnetzgestaltung und -bezeichnung ist in den Bundesländern unterschiedlich. Die folgende Einteilung orientiert sich am Vorgehen in Baden-Württemberg. Sie ist in den Grundzügen auf andere Länder übertragbar.

1. Grundnetz

Das Grundnetz ist ein gewässerkundlich orientiertes Meßnetz zur Erfassung der großräumigen Beschaffenheitscharakteristik von Grundwasserlandschaften sowie von langfristigen und geringfügigen Trends. Sie sind für Beobachtungen über Jahrzehnte vorgesehen. Die hier zu erfassenden Trends resultieren aus diffusen und weitgehend gleichförmig verteilten Belastungen z.B. in Folge von allgemeinen ("landesweiten") Veränderungen der Schadstoffkonzentration in der Luft.

Das Meßnetz besteht aus **Basismeßstellen**, mit denen die anthropogen nicht oder wenig beeinflusste Grundwasserbeschaffenheit bestimmt werden soll. In manchen Grundwasserlandschaften kann es unter Umständen nicht möglich sein, Basismeßstellen einzurichten. Dann werden hier zusätzlich Meßstellen verwendet, bei denen eine geringfügige Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit bereits angenommen werden muß, ein Rückschluß auf den anthropogen unbeeinflussten Zustand aber möglich erscheint.

Neben der landesweit etwa gleichverteilten Grundbelastung aus der Luft weisen großräumige Gebiete im See industrieller Ballungsräume oder Gebiete mit besonders intensiver landwirtschaftlicher Nutzung einen zusätzlichen Schadstoffeintrag in der Größenordnung von z.B. dem Zehnfachen der Grundbelastung auf. Dieser Eintrag kann in der Regel nicht mehr individuellen Verursachern zugeordnet werden. Seine Überwachung ist deshalb ebenfalls Aufgabe der Wasserwirtschaftsverwaltung. Sie erfolgt durch **Regionale Trendmeßstellen**.

Die Regionalen Trendmeßstellen können ergänzt werden durch die **Rohwasserüberwachung**, die kein "Meßnetz" in dem Sinne darstellt, daß es nach meßtechnischen Gesichtspunkten eingerichtet wird. Vielmehr wird hier gemessen an geeigneten Probenahmepunkten ("**Nutzungsmeßstellen**"), die sich aus der Gewinnung von Grundwasser zur Nutzung geben.

Die Rohwasserüberwachung ist eine wertvolle Ergänzung der übrigen Meßnetze, weil mit ihr ein großes Wasservolumen erfaßt wird. Sie ist deshalb besonders geeignet zur Beobachtung der Trends, die sich aus den regionalen Belastungen ergeben können.

2. Anlagen-/oder nutzungsbezogene Überwachungsnetze

Diese Meßnetze dienen im wasserrechtlichen Vollzug der Überwachung von Anlagen zum Umgang, Transport oder Lagerung wassergefährdeter Stoffe oder anderen möglichen Schadstoffemittenten oder zur Vorwarnung bei besonders schützenswerten Grundwassernutzungen wie insbesondere der öffentlichen Trinkwassergewinnung. Verantwortlich für den Betrieb ist der jeweilige Betreiber.

Überwachungsnetze bestehen einerseits aus **Emittentenmeßstellen** im Abstrom möglicher Emittenten. Dazu gehören zum Beispiel die in Tabelle 8.1 aufgeführten Objekte.

Sie umfassen außerdem **Vorfeldmeßstellen**. Vorfeldmeßstellen werden im Zustrom von Fassungsanlagen angeordnet, um mit der Strömung zum Wasserwerk transportierte Belastungen möglichst frühzeitig erkennen zu können.

3. Lokale Verdichtungsnetze

Mit solchen Netzen wird ein eng begrenzter räumlicher Bereich detailliert erfaßt, um eine spezielle Fragestellung beantworten zu können. Sie sind in

Tabelle 8.1: Beispiele für mögliche Emittenten

- Industrie-, Gewerbe- und sonstige Betriebe mit Anlagen zum Lagern, Abfüllen, Umschlagen, Herstellen, Verwenden und Behandeln wassergefährdender Stoffe sowie Industrie- und Gewerbegebiete mit solchen Betrieben.
- Altablagerungen, Deponien für Hausmüll, Bauschutt, Sonderabfälle o.a.
- Autobahnen, Bundesstraßen, Güterbahnhöfe, Verkehrsflughäfen, Verkehrslandeplätze.
- Landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen, Lagerung von Jauche und Gülle, Kleingartenanlagen, Tiergehege.
- Geschlossene Siedlungsgebiete außer reiner Wohnbebauung.
- Kläranlagen, Regenwasserbehandlungsanlagen, Abwasserversickerungen, Abwasserversenkungen, Abwasserlandbehandlung, Abwasserverregungen, Untergrundverrieselung, belastete Oberflächengewässer.
- Erdöl- und Erdgasgewinnungs- sowie -verarbeitungsanlagen, militärische Anlagen, Kerntechnische Anlagen.

der Regel zeitlich begrenzt und werden vor allem zur Bearbeitung von Schadensfällen, Überwachung von Sanierungsmaßnahmen, Forschungsvorhaben usw. eingerichtet.

Die Zuordnung der Meßstellen zu den verschiedenen Netzen kann sich überschneiden. Zum Beispiel wird man einige regionale Trendmeßstellen genauso wie andere Sondermeßstellen, bei denen noch keine Beeinflussung festgestellt worden ist, zum Rückschluß auf den Ursprungszustand (z.B. bei ausschließlich atmosphärischem Eintrag), heranziehen können. Andererseits werden Emittentenmeßstellen, nachdem bei ihnen eine Kontamination festgestellt wurde.

8.1.2 Typische Aufgabenstellungen

Bis vor wenigen Jahren war die Beschaffenheit des Grundwassers hauptsächlich erst dann von Interesse, wenn eine Erschließung von Grundwasser für die Trinkwasserversorgung beabsichtigt war. Zusammen mit der quantitativen Erkundung wurden dann auch Wasserproben aus den Erkundungsbohrungen entnommen und hauptsächlich auf die trinkwasser- und aufbereitungsspezifischen Parameter untersucht.

Rückschlüsse auf die Beschaffenheit des Grundwassers hinsichtlich dieser Parameter waren auch möglich mit Hilfe des Datenmaterials aus den routinemäßigen Untersuchungen nach der Trinkwasserverordnung, soweit das untersuchte Trinkwasser dem Rohwasser entsprach, jedoch wurde dieses Datenmaterial kaum systematisch ausgewertet.

In den letzten Jahren haben die Fragen nach der Beschaffenheit des Grundwassers erheblich zugenommen, so daß die Messung der Grundwasserbeschaffenheit heute wesentlich häufiger erforderlich ist. Dabei interessiert nicht nur die "natürliche" (z.B. geogen bedingte) Beschaffenheit sondern im zunehmenden Maße anthropogen verursachte Veränderungen der Grundwasserqualität. Typische Aufgabenstellungen im Zusammenhang mit anthropogenen Beeinflussungen der Grundwasserbeschaffenheit sind in der Tabelle (8.2) zusammengestellt. Die meisten Aufgaben beziehen sich in erster Linie auf räumlich konzentrierte Quellen. Allerdings ist die Erfassung flächiger Quellen gegenwärtig besonders aktuell z.B. durch den großflächigen Eintrag von Nitrat ins Grundwasser. Häufig

sind auch mehrere Aufgaben gleichzeitig zu behandeln, wie die Ermittlung der räumlichen Ausdehnung einer Kontamination in der Regel nicht ohne gleichzeitige Suche nach dem Schadensherd durchgeführt wird.

Die bei der Messung zu wählende Vorgehensweise hängt in erster Linie von der Aufgabenstellung, daneben aber auch von den Standortbedingungen der Schadstoffquelle, den physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Schadstoffs unter den Gegebenheiten im Untergrund und der hydrogeologischen Situation ab. Diese sind zum großen Teil durch Vorerhebungen zu ermitteln.

- Verursachersuche: Ermittlung der Schadstoffquelle nach Feststellung einer anthropogenen Beeinflussung des Grundwassers.
- Schadensfallmeßstellen: Ermittlung der räumlichen Ausdehnung einer Kontamination.
- Emittentenmeßstellen: Überwachung möglicher Emittenten mit bekannten oder mit unbekanntem wassergefährdenden Stoffen.
- Vorfeldmeßstellen: Sicherstellung einer längeren Vorwarnzeit durch Meßstellen vor schutzwürdigen Objekten, d.h. in der Regel Wasserversorgungsanlagen.
- Regionale Trendmeßstellen: Quantifizierung des großflächigen Eintrags von Stoffen, die die Grundwasserbeschaffenheit beeinträchtigen können.
- Überprüfung des Erfolgs einer Sanierungsmaßnahme.
- Feststellung des weiteren Verhaltens einer vorläufig als nicht sanierungswürdig bewerteten Kontamination oder der Restmenge nach einer durchgeführten Sanierung.
- Prognose der weiteren Konzentrationsentwicklung bei festgestellten erhöhten Meßwerten, z.B. in einer Wasserfassung.

Tabelle 8.2: Typische Aufgabenstellungen im Zusammenhang mit anthropogenen Beeinflussungen der Grundwasserbeschaffenheit

8.1.3 Vorerhebungen

8.1.3.1 Herkunft des Schadstoffes

Bevor zusätzliche Wasseranalysen zur Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit geplant und ausgeführt werden, ist die Gesamtsituation durch vorbereitende Arbeiten zu erkunden. In einigen Fällen kann die Vorerkundung dazu führen, daß keine weiteren Wasseranalysen notwendig werden.

Diese vorbereitenden Arbeiten sollen die Herkunft und den Verbleib des betreffenden Schadstoffes sowie die Strömungsverhältnisse des Grundwassers in der gesättigten und/oder ungesättigten Zone klären.

Bezüglich der Herkunft des Schadstoffes sind

- Art,
- Eintragsort,
- zeitlicher Verlauf des Eintrags,
- Menge des infiltrierten oder voraussichtlich infiltrierenden Schadstoffes

zu ermitteln. Bei einigen Meßaufgaben ist die Herkunft und die Art des Schadstoffes bekannt, z.B. bei einem Unfall oder bei einer festgestellten Leckage. Unbekannt ist aber selbst in solchen Fällen häufig die Menge oder der genaue Zeitpunkt der Versickerung.

Anhalte zur Herkunft des Schadstoffes können aus

- Produktions-, Umschlags- und Verarbeitungsstatistiken,
- Betriebskontrollen,
- Zeugenbefragungen,
- Aktenstudium,
- Flächennutzungsplänen,
- Luftbildauswertungen

erhalten werden. Diese Erkundungsarbeiten sind je nach der Fragestellung in Bereichen durchzuführen, die durch Grundwasserströmungsrichtung und -fließgeschwindigkeit abgegrenzt werden. Aus diesem Grund ist die Ermittlung der Strömungssituation parallel zu diesen Vorerkundungen durchzuführen.

Das Ziel ist, möglichst alle Betriebe und Anlagen zu erfassen, in denen der betreffende Stoff gelagert, umgeschlagen oder verarbeitet wird, bzw. den Zeitpunkt einzugrenzen, an dem der Schadstoff in den Boden oder den Grundwasserleiter gelangte.

Bei der Überwachung von Altablagerungen oder anderen potentiellen Emittenten muß die Art des gelagerten, umgeschlagenen oder be-/verarbeiteten Materials ermittelt werden. Wichtig sind in diesem Zusammenhang auch Kenntnisse über mögliche Abbauprodukte.

8.1.3.2 Hydrogeologische Situation

Die umfassende Beschreibung der Grundwasserströmung erfordert die in den Kapiteln 2 und 3 beschriebenen Kenntnisse über die hydrogeologische Situation im Untersuchungsgebiet. Bei besonders kritischen Verschmutzungssituationen und komplexen Bedingungen kann ein Grundwasserströmungsmodell erforderlich sein. Je exakter das Strömungsfeld bekannt ist, desto einfacher ist die Untersuchung der Transportvorgänge.

Die Grundwasserfließrichtung kann aus Grundwassergleichenplänen ermittelt werden. Unverzichtbar ist mindestens die näherungsweise Bestimmung der Abstandsgeschwindigkeit. Entnahmeorte und -mengen bzw. künstliche Infiltrationen sind zu ermitteln und die restlichen Komponenten des Grundwasserhaushalts sind zumindest abzuschätzen und ihr Einfluß zu bewerten. Besonders hilfreich ist es, wenn Tracerversuche im Untersuchungsgebiet vorliegen oder durchgeführt werden können.

Die Strömungsvorgänge in der ungesättigten Zone sind wichtig bezüglich des Quellenverhaltens, besonders bei großflächigem Eintrag und/oder bei abbaubaren oder adsorbierbaren Stoffen. Sie müssen z.B. bekannt sein, wenn die Wirksamkeit der Basisabdichtung von Deponien beurteilt werden soll.

8.1.3.3 Vorläufige Bewertung

Aus der Beurteilung möglichst aller bereits vorhandenen relevanten Analysenergebnisse und aufgrund der vorbereitenden Untersuchungen ist eine Bewertung des Untersuchungsfalls durchzuführen, nach der über die weitere Vorgehensweise zu entscheiden ist. In Frage kommen zum Beispiel: Sanierungsmaßnahmen einleiten, weitere Erkundungen mit unterschiedlichem Aufwand ausführen oder nur die Routinebeobachtung fortführen.

Wenn weitere Erkundungen notwendig werden, können sie wesentlich zuverlässiger auf der Basis der Ergebnisse der Vorerkundungen geplant werden.

8.1.4 Untersuchungsverfahren

Die Entnahme und Analyse von Wasserproben gibt die genaueste Information über die Beschaffenheit des Grundwassers. Auf die dabei zu achtenden Gesichtspunkte wird ausführlich in den folgenden Abschnitten eingegangen. Ein Nachteil dieses Verfahrens ist jedoch, daß die Beprobung ausreichend vieler Meßpunkte in der Regel nicht möglich ist, bzw. einen außerordentlich großen Aufwand verursachen würde. Bei oberflächennahen Kontaminationen (bis zu ca. 4 Meter) werden darum auch kleinkalibrige Rohre (Durchmesser: 2 bis 4 cm) und Entnahmegeräte eingesetzt.

Zur Untersuchung von Transportvorgängen in der ungesättigten Zone müssen sowohl Konzentrationen als auch die Wasserbewegung ermittelt werden. Die Entnahme von Wasserproben aus der ungesättigten Zone hat den Vorteil, direkte Hinweise auf die Art und Intensität einer möglichen Quelle zu liefern. Stoffkonzentrationen werden dabei an Wasserproben ermittelt, die mit Hilfe von Bodensonden gewonnen werden. Bodensonden sind in den Erdboden getriebene Rohre mit einem Keramik-, Korund- oder ähnlichem Filterkörper an der Spitze. Durch das Anlegen eines ausreichenden Unterdrucks wird in etwa 2 bis 4 Tagen eine Probe des Bodenwassers in ein Sammelgefäß gesaugt. Nach der Ansaugperiode sollte genügend Zeit gelassen werden, damit sich wieder ungestörte Verhältnisse einstellen können.

Zusätzlich zur Ermittlung der Stoffkonzentration muß der Stofffluß bestimmt werden. Dazu ist die Kenntnis des Potentialgradienten erforderlich, aus dem mit Hilfe der Beziehung zwischen Wasserspannung und Durchlässigkeit der Wasserfluß berechnet werden kann. Der Potentialgradient wird über die Wasserspannung in zwei nahe benachbarten Tiefen ermittelt. Zur Messung der Wasserspannung dienen Tensiometer. Tensiometer sind ähnlich wie Bodensonden in den Boden getriebene Rohre mit einem Filterkörper an der Spitze, jedoch ist das Rohr in diesem Fall zur Druckübertragung geschlossen. Am Ende des Rohres oder besser unmittelbar hinter dem Filterkörper befindet sich ein elektronischer Druckaufnehmer oder ein Quecksilbermanometer. Besonders wichtig ist bei diesem Gerät der gute Kontakt zwischen Filterkörper und Bodenwasser.

Eine Methode, bei der statt einer punktbezogenen eine integrierende Betrachtung erfolgt, ist die Beprobung von Drainagen, Quellen aus kleinen und eindeutig begrenzten Einzugsgebieten und von Förderbrunnen. Sie ist deshalb weniger zur Erfassung von Extremwerten und stark inhomogenen Konzentrationsfeldern geeignet, bietet aber - ähnlich wie ein kontinuierliches Abpumpen von Meßstellen - den Vorteil einer vollständigeren Erfassung des Aquifers. Hinsichtlich der Analytik gibt es Erschwernisse wegen der Verringerung der Konzentrationen durch die Vermischung.

Ein Verfahren zum Nachweis leichtflüchtiger Schadstoffe (insbesondere leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, LHKW) sind Bodenluftuntersuchungen. Mit ihnen kann in kurzer Zeit und mit geringem Aufwand eine größere Fläche überprüft werden.

Zur Bodenluftuntersuchung wird ein dünnes Rohr in den Boden eingetrieben und z.B. mittels gasdichter Glas- oder PVC-Spritzen etwa 100 ml Bodenluft abgesaugt. Diese wird entweder halb-quantitativ durch Prüfröhrchen oder gaschromatographisch vorort oder im Labor auf den Gehalt an leichtflüchtigen Substanzen analysiert. Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist innerhalb einer Meßkampagne (Meßtag) gegeben. Zu berücksichtigen ist die vorhandene Grundbelastung, die Werte in der Größenordnung von etwa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (in exponierten Lagen auch deutlich mehr) betragen kann.

Vorteil des Verfahrens ist der geringe Aufwand für den einzelnen Meßpunkt und die Möglichkeit, bei Vor-Ort-Analysen das Meßnetz der festgestellten Situation entsprechend anzupassen.

Nachteile sind, daß kein konstantes Verhältnis zwischen den Konzentrationen in der Bodenluft und denen im Grundwasser besteht, daß gering durchlässige Schichten zwischen Grundwasser und der Meßebebene die Konzentrationen der Bodenluft vollständig verfälschen können und daß die Messungen stark vom Feuchteprofil im Boden abhängig sind.

Aus negativen Ergebnissen bei Bodenluftuntersuchungen kann darum nicht auf das Fehlen von Kontaminationen geschlossen werden, sie ermöglichen aber Aussagen über die Ausdehnung einer Verschmutzung durch einen Vergleich der Ergebnisse innerhalb einer Meßkampagne.

Statt mit großem Aufwand materiell in den Boden einzudringen, wird bei geophysikalischen Oberflächenmeßverfahren versucht, nur aus verschiedenen Arten von Signalen Rückschlüsse auf die Untergrundverhältnisse zu erhalten. Speziell zur Sondierung von Altablagerungen wurden bisher in der BR Deutschland z.B. Bodenradar, elektromagnetische Induktion und Magnetometer eingesetzt. Auch die elektrische Widerstandsmessung von der Oberfläche aus hat einige Verbreitung gefunden (z.B. NWWA, 1984). Da die Interpretation der Daten aber viel Erfahrung erfordert, müssen solche Messungen durch Spezialisten ausgeführt werden.

Zur Untersuchung von Kontaminationsherden gehört auch die Entnahme von Bodenproben. Man kann daraus auf Art und Beschaffenheit einer möglichen Kontaminationsquelle schließen, jedoch nicht direkt auf den Eintrag ins Grundwasser.

8.1.5 Räumliche und zeitliche Variabilität von Kontaminationen und Parameterauswahl

8.1.5.1 Räumliche Variabilität

Die Anordnung von Meßstellen hängt im Einzelfall von den örtlichen Gegebenheiten, speziell der Lage der Haupttransportwege ab.

Selbst in üblicherweise als homogen betrachteten Aquiferen existieren Größenordnungsunterschiede in den k_f -Werten einzelner Schichten. Das bedeutet, daß die Verfrachtung der Wasserinhaltsstoffe durch die stärker durchlässigen Schichten dominiert wird. Diese Transportwege müssen bevorzugt durch Meßstellen erfaßt werden.

Dennoch ist es möglich, aus Dispersionsansätzen einige Faustformeln zur Anordnung von Meßstellen abzuleiten. Das wird im folgenden am Beispiel einer punktförmigen Quelle demonstriert. In Kapitel 7 werden andere Lösungen der Dispersionsgleichung behandelt, mit deren Hilfe weitere Abschätzungen abgeleitet werden können. Dort sind auch Angaben zur Größe der Dispersionskoeffizienten enthalten. Zuverlässiger sind solche Abschätzungen, wenn die Ausbreitungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet aus Messungen bekannt sind, da die Dispersionskoeffizienten innerhalb weiter Grenzen variieren können.

Die Ausdehnung in Fließrichtung einer Kontamination, x_{\max} , wird primär durch die Zeit seit Beginn des Schadstoffeintrages, t_e , und die Abstandsgeschwindigkeit, v_a , bestimmt. Durch den Einfluß der Längsdispersion eilt aber die Fahnen Spitze der konvektiven Verfrachtung um einen Betrag voraus, der stark vom Verhältnis der zur Definition der "Fahhengrenze" verwendeten Konzentration, c_f , zur Konzentration an der Quelle, c_0 , abhängt. Wenn diese "Vermischungslänge" wie bei einem pulsartigen Schadstoffeintrag angesetzt wird, beträgt die maximale Längserstreckung, x_{\max} ,

$$x_{\max} = v_a' t_e + \sqrt{2 \alpha_1 v_a' t_e} \quad (8.1)$$

(v_a' = durch Retardierungsfaktor R verminderte Abstandsgeschwindigkeit (= $v_f/(\eta_f R)$), α_1 = Längsdispersivität) (Bild 8.1).

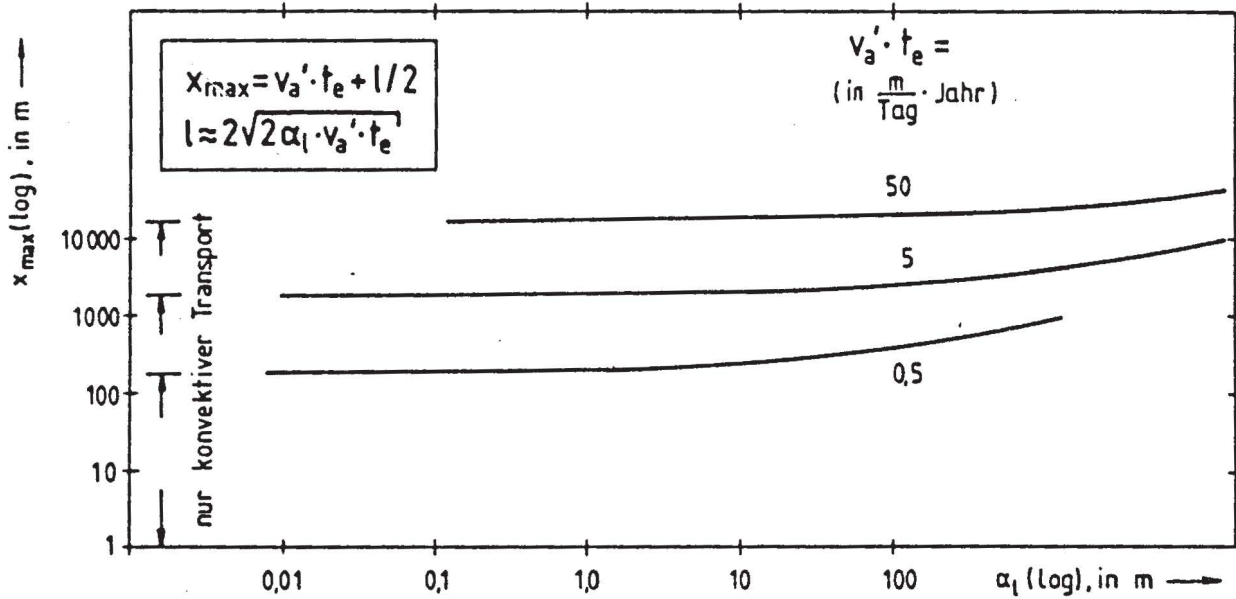


Bild 8.1: Längserstreckung einer Kontamination

Für sehr kleine Werte von c_f/c_0 , wie z.B. bei CKW, müßte die "Vermischungslänge" noch mit einem Faktor > 1 multipliziert werden. Wegen der im Gegensatz zur rechnerischen Lösung endlichen Ausdehnung von Kontaminationen sollte aber maximal etwa das Dreifache der in Gl. (8.1) genannten Vermischungslänge angesetzt werden.

Die Breite der Kontamination kann aus

$$b \approx 2 \sqrt{\alpha_t x} + b_Q \quad (8.2)$$

(α_t = Querdispersivität, b_Q = Breite der Quelle) (Bild 8.2) abgeschätzt werden, wobei zur überschläglichen Berücksichtigung einer endlichen Breite der Quelle diese zur rechnerischen Breite für eine Punktquelle addiert wurde.

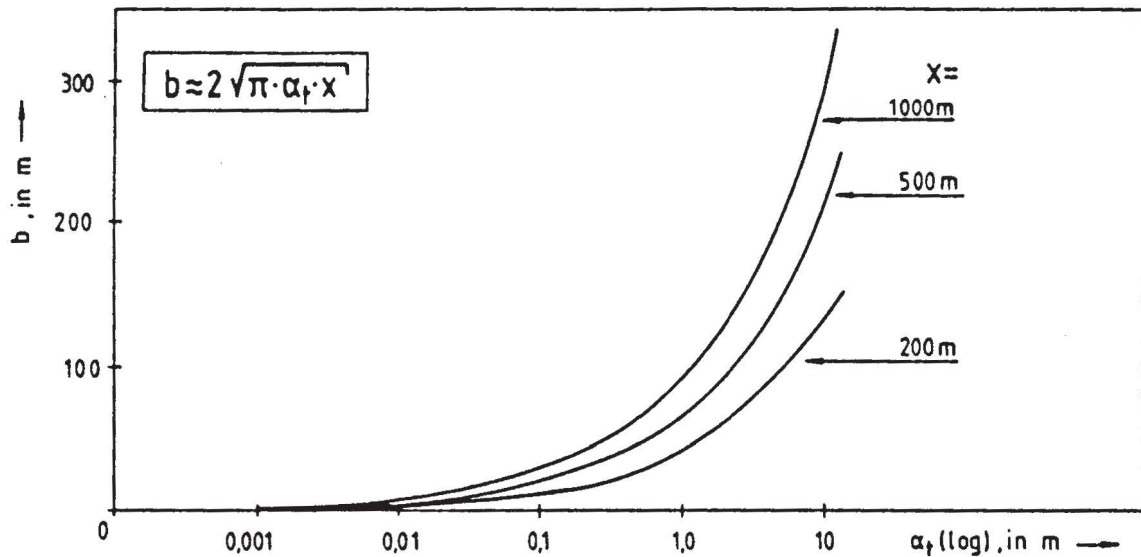


Bild 8.2: Breite einer Kontamination für $b_Q = 0$

Die Faustformeln Gl. (8.1) und (8.2) sind aus zweidimensionalen Lösungen der Schadstofftransportgleichung abgeleitet worden. Das ist berechtigt, wenn entweder der Schadstoff homogen über die Mächtigkeit des Aquifers verteilt ist oder innerhalb der Fahne keine wesentliche Vertikalvermischung erfolgt. Da die vertikale Dispersivität üblicherweise um mindestens den Faktor 10^3 kleiner als die Längsdispersivität angesetzt wird - nach neueren Untersuchungen wird sogar die Größenordnung der molekularen Diffusion für zutreffend gehalten - trifft das auf die meisten Feldsituationen außerhalb des unmittelbaren Quellennahbereichs zu. Das bedeutet andererseits auch, daß ein an der Grundwasseroberfläche eingetragener Schadstoff nur sehr langsam über den gesamten Aquifer verteilt wird. Sayre (1973) gibt für die dafür benötigte Strecke, x_v , die Beziehung

$$x_v = 0,5 \text{ m}^2 / \alpha_v \quad (8.3)$$

(α_v = vertikale Dispersivität) an (Bild 8.3).

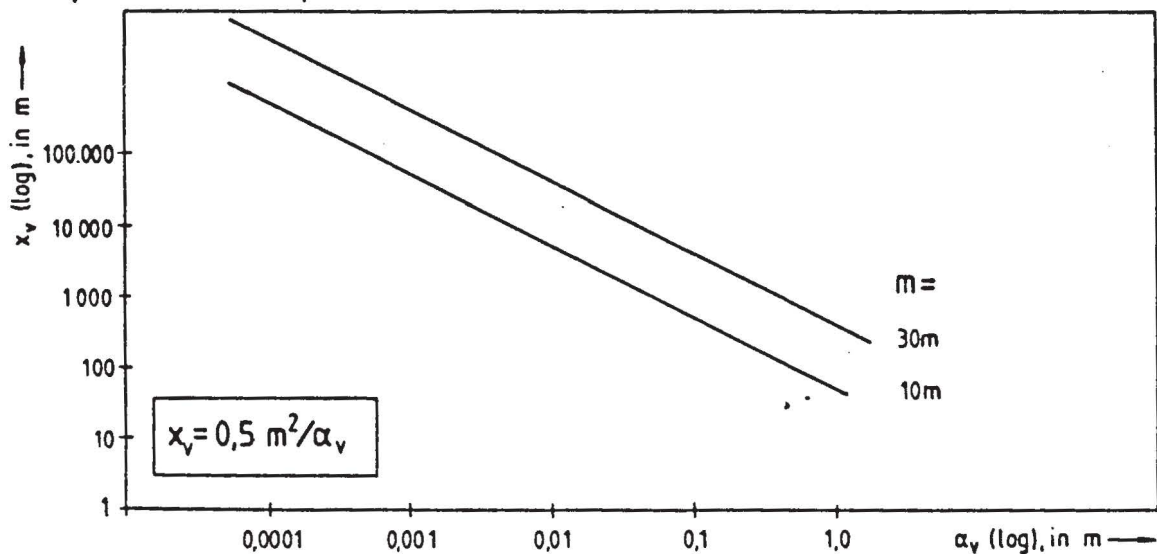


Bild 8.3: Für Vertikalvermischung erforderliche Fließstrecke

8.1.5.2 Meßhäufigkeit

Grundwasserbeschaffenheitsdaten schwanken oft innerhalb relativ weiter Grenzen. Ursachen der Variabilität sind deterministische und statistische Einflüsse. Zu den ersten gehören Einflüsse aus der Geologie, Stockwerksausbildung, Deckschichtenaufbau, Nutzung sowie der Hydrologie; zu den zweiten gehören Meß- und Verfahrensfehler (Probenahme, Probebehandlung, Analytik, Probenverwechslung, Eingabe- und Übertragungsfehler, Korrekturfehler,..) und diverse schlecht quantifizierbare Einflüsse.

Selbst wenn deterministische Einflüsse eliminiert werden, ergeben häufige Wiederholungen von Messungen Variationskoeffizienten ($CV = \text{Standardabweichung}/\text{Mittelwert}$) von einigen bis zu beispielsweise 50 %. Wenn die tatsächliche Konzentration genauer bekannt sein muß (z.B. zur frühzeitigen Erkennung des Anfangsbereiches einer Kontaminationsfahne), erfordert das eine größere Anzahl von Messungen.

Bei einigen der Aufgaben, (z.B. Ermittlung der kontaminierten Fläche bei einem Schadensfall) ist die Transportgeschwindigkeit im Grundwasser so langsam im Vergleich zum Meßzeitraum, daß ein quasi-stationärer Zustand besteht. In diesem Fall würde eine Messung pro Meßpunkt ausreichen, zur Absicherung der Ergebnisse sind aber eine oder einige Wiederholungsmessungen erforderlich.

Bei anderen Aufgaben, z.B. bei Emittentenmeßstellen, ist der Zeitpunkt und Verlauf des Eintrags von Schadstoffen nicht vorhersehbar. Aus der Forderung, die Größe einer eventuell kontaminierten Fläche zu begrenzen, kann in Abhängigkeit von der Transportgeschwindigkeit eine Meßhäufigkeit vorgegeben werden. Typisch sind ein bis zwei Proben pro Jahr, häufig wird allerdings auch im Mehrjahresrhythmus gemessen.

Wesentlich mehr Proben sind notwendig zur Bestimmung von Trends. Aus der Berechnung des Vertrauensintervalls für den Mittelwert bei unabhängigen Beobachtungen folgt für die erforderliche Probezahl, N , bei einer gewünschten Genauigkeit des Mittelwertes, p

$$N \geq t_{\alpha/2, \nu}^2 CV^2/p^2 \quad (8.4)$$

(mit $t_{\alpha, \nu}$ = von gewünschter Wahrscheinlichkeit $(1-\alpha)$ und Freiheitsgrad $\nu (= n-1)$ abhängiger Wert der Student-Verteilung) (Bild 8.4). Bei der in der Hydrologie üblichen Wahrscheinlichkeit von 95 % und dem relativ niedrigen Variationskoeffizienten von 5 % sind z.B. mindestens 4 Proben notwendig, um den Mittelwert auf 10 % genau zu bestimmen. Allerdings kann die gewünschte Genauigkeit infolge des Einflusses der Autokorrelation nicht immer erreicht werden. Aus solchen Betrachtungen können aber Aussagen über die optimale Meßfrequenz, bzw. - durch Einbeziehung der räumlichen Korrelation - über die Meßstellendichte abgeleitet werden (Grimm-Strele, 1983).

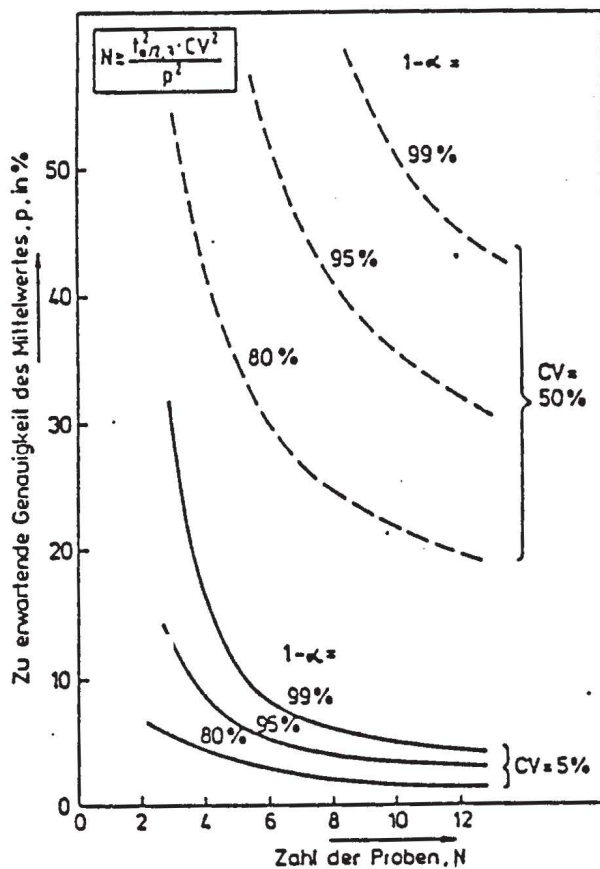


Bild 8.4 : Erforderliche Probenzahl bei unabhängigen Beobachtungen

8.1.5.3 Meßparameter

Für geowissenschaftliche Zielsetzungen wurde in (DVWK, 1979) der in Tabelle 8.3 angegebene Mindestumfang einer Wasseranalyse vorgeschlagen. Damit sind Rückschlüsse auf die Herkunft des Wassers und auf mögliche Reaktionen mit dem Aquifermaterial möglich.

Physiko-chemische Bestimmungen	Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Absorption bei 254 nm und 436 nm
Sensorische Bestimmungen	Geruch, Farbe, Trübung
Gruppenbestimmungen	Oxidierbarkeit, Säurekapazität bis pH = 8,2, bzw. bis pH = 4,3, Basekapazität bis pH = 8,2, Gesamthärte, Karbonathärte
Kationen	Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Eisen, Mangan, Ammonium
Anionen	Chlorid, Nitrat, Nitrit, Sulfat, Hydrogenkarbonat, Hydrogenphosphat
Undissoziierte Stoffe	Kieselsäure
Gasförmige Stoffe	Sauerstoff, freie und aggressive Kohlensäure

Tabelle 8.3: Mindestumfang einer Wasseranalyse nach DVWK-Heft 111 (1979)

Für den Nachweis anthropogener Einwirkungen ist diese Parameterauswahl nur bedingt geeignet. Sofern die Art einer möglichen Beeinflussung unbekannt ist (z.B. bei Altablagerungen), muß versucht werden, diese durch geeignete "Indikatoren", Leitparameter, "Screening tests" o.ä. zu identifizieren.

Es wird jedoch nicht empfohlen, nur einen als Problem erkannten Stoff zu messen. Fälle, in denen nur ein einziger Schadstoff auftritt, sind selten. Oft sind auch Auswirkungen auf andere Parameter zu beobachten. Darum sollte immer versucht werden, die Grundwasserbeschaffenheit insgesamt zu charakterisieren und beurteilen. Dazu sind relativ umfangreiche Parameterprogramme notwendig.

Ein Beispiel für ein Grundmeßprogramm entspricht dem der Tabelle 8.3, ergänzt durch DOC, SAK-254 und AOX.

Summenparameter sind bei größeren Schadstoffmengen mit entsprechenden Konzentrationserhöhungen anwendbar. Dazu gehören der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und die adsorbierbaren organischen Halogene (AOX). Die Meßgenauigkeit ist jedoch nicht für den mg/m^3 -Bereich ausreichend.

Ein Minimalprogramm, mit dem größere Veränderungen erkannt werden können, ist (Ministerium für Umwelt, Baden-Württemberg, 1987, Grimm-Strele, 1983):

- Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit (bei ...°C), Säurekapazität bis pH = 4,3 (bei ...°C), Gesamthärte, Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK₂₅₄)

Ergänzt durch aktuelle Verschmutzungsparameter wie Nitrat und evtl. Gaschromatographie können mit diesem Meßprogramm vor allem Verschiebungen im Kalk-Kohlensäure-System nachgewiesen werden, die nach praktischen Erfahrungen viele Schadensfälle begleiten.

Speziell für Altablagerungen haben Milde u.a. (1984) folgende Leitparameter für den ersten "screening"-Schritt vorgeschlagen:

- Bor für Hausmüllablagerungen
Sulfat für Bauschuttablagerungen
AOX, GC-fingerprints für organische Wasserinhaltsstoffe

Bei positiven Befunden muß weiter auf Problemstoffe (häufig auftretende Verschmutzungen wie Arsen, Blei, Cadmium, Cyanid oder Nitrit), auf die nach den Vorerkundungen zu erwartenden Parameter ("targets") oder auf organische Mikroverunreinigungen untersucht werden.

Für Hausmüllablagerungen sind z.B. von Exler u.a. (1980) bzw. Köhlhoff und Schickel (1982) Kurz- und umfassende Untersuchungsprogramme vorgeschlagen worden, die jeweils in einigen Punkten von der LAGA-Richtlinie zur Überwa-

chung von Abfallbeseitigungsanlagen (1977) abweichen. Köhlhoff und Schickel (1982) unterscheiden darüberhinaus zwischen der Untersuchung von Grundwasser und Sickerwasser. Für die vierteljährlich durchzuführende Kurzanalyse des Grundwassers schlagen sie vor:

- Farbe, Geruch,
Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit
Sauerstoffgehalt, Ammonium, Chlorid, CSB

Die entsprechende monatlich durchzuführende Kurzanalyse des Sickerwassers umfaßt zusätzlich BSB₅, Abdampfrückstand und Eisen aber keinen Sauerstoffgehalt. In den Vollanalysen sind alle anorganischen Verschmutzungsparameter sowie einige organische Gruppenbestimmungen (Kohlenwasserstoffe, wasserdampf-flüchtige Phenole und organische Säuren) enthalten.

Untersuchungen bei möglichen Emittenten sind dagegen gezielt aufgrund der dort verarbeiteten, gelagerten oder umgeschlagenen Stoffe durchzuführen. Beispielsweise wird bei metallverarbeitenden Betrieben in der Regel eine CKW-Analyse oder bei Lebensmittelbetrieben eine DOC-Analyse empfehlenswert sein. Weitere Hinweise sind in (Ministerium für Umwelt, Baden-Württemberg, 1987) enthalten.

8.1.6 Anforderungen an die Messung bei besonderen Bedingungen

Die obigen Ausführungen beziehen sich im wesentlichen auf den "Standardfall" eines neutralen Tracers in einem Porengrundwasserleiter, der von einer begrenzten Quelle ausgeht. Wenn Abweichungen von diesen Bedingungen auftreten, muß auch die Vorgehensweise modifiziert werden.

Abweichungen können z.B. aus der Stoffeigenschaften resultieren: Wenn spezifisch schwerere Stoffe versickern (Salz, CKW in Phase), sind bevorzugt die tieferen Bereiche des Aquifers zu beproben. Zu beachten ist, daß ein für Wasser wirksamer Aquitard für manche Störstoffe auch teildurchlässig sein kann. Umgekehrt ist bei Ölunfällen primär das Wasser in der Nähe des Grundwasserspiegels zu beproben. Bei leichter Flüchtigkeit des Störstoffes (z.B. CKW in

Lösung) sind Bodenluftuntersuchungen gut anwendbar. Bei Abbaubarkeit oder Adsorbierbarkeit des Schadstoffes an die Bodenmatrix ist nur mit den durch den Retardierungsfaktor verringerten Transportgeschwindigkeiten (s. Kap. 7), bzw. einer begrenzten Ausdehnung zu rechnen und das Meßnetz entsprechend nahe an der Quelle zu positionieren.

Sehr spezielle Anforderungen können aus geologischen Gegebenheiten resultieren. Z.B. ist in Karst- und Kluftgrundwasserleitern die Lage der Hauptgrundwassergängigkeiten nahezu allein maßgebend für die Anordnung von Meßstellen. In noch größerem Maße als bei Porengrundwasserleitern bestimmen hier die Heterogenität des Untergrundes und die teilweise sehr großen Fließgeschwindigkeiten die Verfrachtung eines Schadstoffes.

Weitere Sonderfälle können sich aus der Art der Quelle ergeben: So kann es z.B. bei einer linienförmigen Quelle (Oberflächengewässer, Straße,...) erforderlich sein, einige Meßstellenreihen senkrecht zur Quelle aufzubauen oder bei einer intermittierend aktiven Quelle ist die Meßfrequenz entsprechend anzupassen.

Üblicherweise wird nicht das gesamte Beobachtungsnetz in einem Schritt aufgebaut, sondern man benutzt Erkenntnisse aus den ersten Beprobungen, um die Lage und Art weiterer Meßpunkte festzulegen. Je nach Untersuchungsziel und Stoff-, bzw. Untergrundeigenschaften gibt es dabei unterschiedliche Prioritäten.

8.1.7 Durchführung von Messungen in einigen Beispielen

Beispiel a: Verursachersuche

Der Verursacher muß ermittelt werden, wenn z.B. bei einer Probenahme im Rahmen der Trinkwasserüberwachung oder bei Baumaßnahmen erhöhte Konzentrationen festgestellt werden. Wenn es sich bei den Störstoffen wie in vielen Fällen der letzten Zeit um leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe handelt, sind Bodenluftuntersuchungen für die Erstuntersuchung besonders geeignet. Am aussichtsreichsten sind aber häufig genaue Ermittlungen und Befragungen, um die mögliche Quelle der Verschmutzung zu identifizieren. In der Regel ist es nicht sinnvoll, ohne konkrete Erkenntnisse über die Schadstoffquelle

ein Meßstellennetz zu bauen. Ein Beispiel für die Suche nach einem Verursacher ist in Bild 8.5 dargestellt.

Anlaß: Erhöhte Tetrachlorethylenkonzentration bei der Trinkwasseruntersuchung

Aquifer: 5 - 6 m mächtige Talkiese, teilweise verschlufft darüber 1 - 3 m Auelehme, darunter Gesteine des Unteren Muschelkalks

Grundwasserfließverhalten: Flurabstand ca. 1 m, Abstandsgeschwindigkeit talabwärts etwa zwischen 2 m/d und 4 m/d

Vorgehensweise: Beprobung eines dichten Meßnetzes, vgl. Skizze:

Ergebnis: Obwohl der Neckar zunächst als hydraulische Grenze betrachtet wurde, erwies sich ein undichter Abwasserkanal auf der rechten Neckarseite als Schadstoffquelle.

Abhilfe: Bau einer neuen Rohrleitung zur Kläranlage

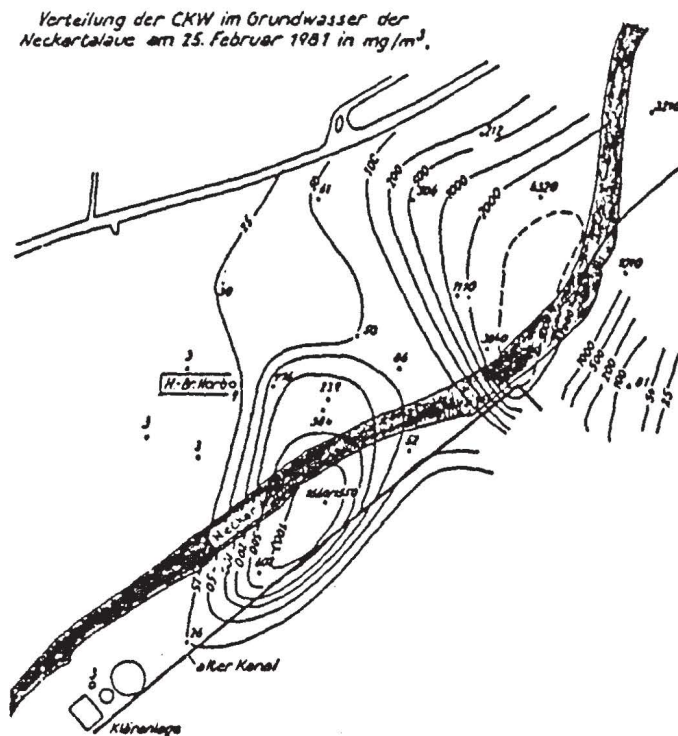


Bild 8.5: Beispielfall CKW-Verunreinigung, Horb am Neckar (aus MELUF Baden-Württemberg, 1983)

Beispiel b Ermittlung des Ausmaßes der von einer bekannten Quelle ausgehenden Grundwasserkontamination.

Wenn z.B. bei einer Betriebsbegehung eine mögliche Kontaminationsquelle für das Grundwasser festgestellt wird, ist zu ermitteln, ob und ggfs. wie weit die Kontamination im Grundwasser fortgeschritten ist. Dazu sind die Meßstellen zunächst schrittweise in Grundwasserfließrichtung auszubauen, wobei die Ermittlung oder zumindest Eingrenzung des Beginns der Einspeisung, bzw. des Schadenszeitpunktes einen entscheidenden Hinweis auf die zu wählende Entfernung gibt. Die erste Meßstelle ist dann in Anlehnung an Gl. (5.18) vorzusehen. Je nach den Ergebnissen an diesem Punkt sind weitere Meßstellen schrittweise in, bzw. entgegen der Grundwasserfließrichtung auszubauen.

Zur Ermittlung der Breite der von der Schadstoffquelle ausgehenden Fahne reicht es in vielen Fällen aus, Querprofile etwa in den Drittelpunkten der maximalen Längserstreckung anzuordnen. Zur Abschätzung der Breite der Fahne kann Gl. (8.2) verwendet werden.

Zur Beschreibung des gesamten Konzentrationsfeldes, z.B. für Mengenermittlungen, sind Meßpunkte nicht nur am Rand sondern auch innerhalb der Fahne erforderlich.

Wenn der Schadstoffherd bekannt ist, nicht aber der Zeitpunkt einer Einspeisung in das Grundwasser, ist es empfehlenswert, zunächst in einer nicht zu großen Entfernung von der Kontamination (z.B. 1000 Meter) die Ausdehnung einer möglichen Fahne quer zur Fließrichtung zu ermitteln, um durch den Ort der maximalen Konzentration die Lage der Fahnenachse zu bestimmen. Von dort aus ist in Abhängigkeit von den festgestellten Konzentrationen in, bzw. entgegen der Fließrichtung weiter zu verfahren. Da der Zeitpunkt des Eintretens der Verschmutzung unbekannt ist, können die oben angegebenen Faustformeln zur Anordnung der Pegel nicht verwendet werden.

Insbesondere bei der Existenz mehrerer Fahnen kann ein zu großer Meßstellenabstand leicht zu Fehlinterpretationen führen. Zu berücksichtigen ist weiterhin, daß die Grundwasserfließrichtung zeitlich variabel ist. Die gegenwärtige Grundwasserfließrichtung kann von der zur Zeit des Schadstofftransportes herrschenden erheblich abweichen. Außerdem kann die Transportrichtung von der Grundwasserfließrichtung abweichen, z.B. bei spezifisch schwereren Verunreinigungen (als das Grundwasser), die dem Relief der undurchlässigen Aquifersohle folgen. Ein Beispielsfall dafür ist in Bild 8.6 beschrieben.

Anlaß: Undichtigkeiten in Erdbecken zur Zwischenspeicherung von Salzsole auf der Rheininsel Fessenheim

Aquifer: 70...80 m mächtige Schicht aus alpinen Kiesen und Schottern (k_f -Wert ca. 10^{-3} m/s), darunter bis zur Festgesteinsgrenze in maximal etwa 150 m Tiefe festgelagerte Kiese und Schotter mit größeren Schluffanteilen (k_f -Wert ca. 10^{-5} m/s)

Grundwasserfließverhalten: Großräumig in nordwestlicher Richtung zum Rhein, Abstandsgeschwindigkeit ca. 0,3 m/d

Vorgehensweise: Zwischen 1966 und 1973 Bau von insgesamt neun Meßstellen, Teufe anfangs 50 m, später bis zur Sohle des oberen Grundwasserleiters

Ergebnisse: Konzentrationen bis zu 100.000 mg/l Cl (Skizze A), in den mehr als 100 m tiefen Bohrungen starke Vertikalprofile (Skizze B); Dominieren der Dichteströmung in der oberen Schicht

Abhilfe: Gegenwärtig keine Gefährdung irgendwelcher Nutzungen, darum nur Weiterbeobachtung

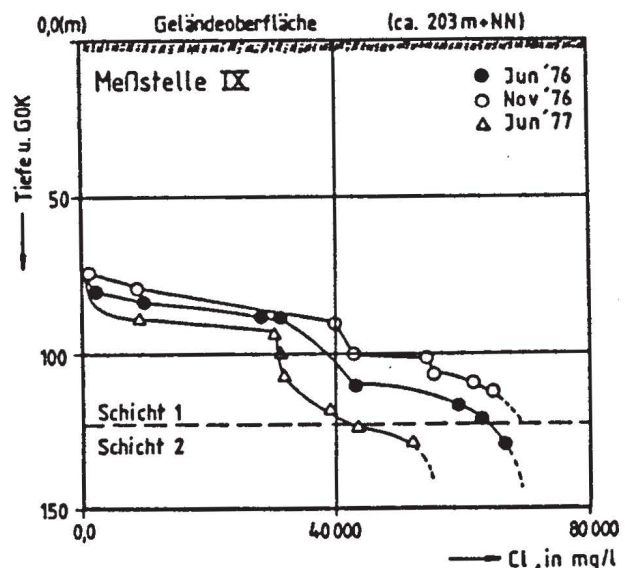
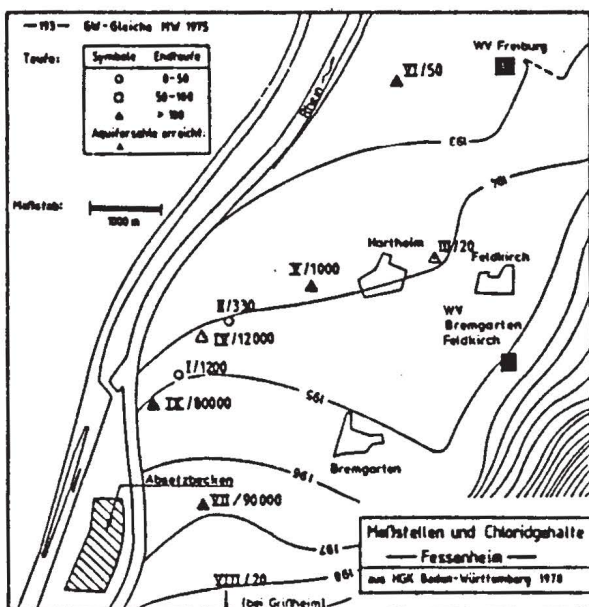


Bild 8.6: Beispielfall Salzsoleversickerung Fessenheim (aus HGK Baden-Württemberg, Freiburger Bucht, 1979)

Beispiel c: Überwachung möglicher Emittenten

Eine vollständige Kontrolle des Objektes (Umschlags- oder Verarbeitungsplatz für wassergefährdende Stoffe, Deponie, Altablagerung o.ä.) muß mit möglichst wenig Pegeln sichergestellt werden. Das könnte dazu führen, die Pegel in möglichst großer Entfernung von der Quelle anzuordnen, da die Fahnenbreite mit x ansteigt (Gl. 8.2). Damit wird aber die Zeit bis zur Entdeckung und das verschmutzte Volumen sehr groß und infolge der Abflachung der Front mögliche Konzentrationsanstiege z.B. bei Summenparametern sehr klein. Darum ordnet man die Pegel relativ nahe am Überwachungsobjekt an (z.B. in einer Größenordnung von etwa 100 Metern), muß dann aber auch eine dichte Pegelreihe betreiben. Wegen der Kleinräumigkeit von Beschaffenheitsänderungen kann schon ein Meßstellenabstand von 50 m in der Querrichtung zu groß sein.

Eine Alternative ist unter Umständen das Abpumpen von Meßstellen. Die erforderliche Fördermenge Q läßt sich aus der Breite der Quelle b_Q nach

$$Q = T \cdot i \cdot b_Q \quad (8.5)$$

(T = Transmissivität, i = Gefälle) bestimmen. Dieses Verfahren ist in der Regel nur für gering durchlässige und gering mächtige Aquifere wirtschaftlich vertretbar, da sonst die Abpumpmenge sehr groß wird. Bei der Festlegung des Meßstellenausbaus ist aber zu beachten, daß die zunächst zur Überwachung niedergebrachten Bohrungen bedarfsweise auch als Abwehr- oder Sanierungsbrunnen eingesetzt werden könnten.

Ein Beispiel für eine Emittentenüberwachung, bei der die Meßstellenabstände nur 17 m betragen, zeigt Bild 8.7.

Anlaß: Bei einer Betriebsbegehung wurden verschiedene Mängel beim Umgang mit CKW festgestellt, das gesamte Betriebsgelände mußte als möglicher Emittent betrachtet werden

Aquifer: Sand-Kies-Füllung des Oberrheingrabens, drei Stockwerke, im betroffenen obersten Stockwerke ein Zwischenhorizont nur ca. 2 - 4 m unter der Grundwasseroberfläche

Grundwasserfließverhalten: Abstandsgeschwindigkeit ca. 1,5 m/Tag

Vorgehensweise: An der grundwasserabstromigen Grenze des Firmengeländes wurden fünf Meßstellen mit einem mittleren Abstand von ca. 17 m eingerichtet (s. Skizze)

Ergebnis: Sehr hohe CKW-Belastung in allen Meßstellen;
nach Bodenluftuntersuchungen:
Verunreinigung im gesamten
Werksgelände

Abhilfe: Abpumpen der Meßstelle B 12, zusätzlich auch P 9 und P 14, Reinigung des entnommenen Wassers über Aktivkohle, Ableitung in Kanalisation. Später Bau eines weiteren Abwehrbrunnens (B 92) auf dem Betriebsgelände. Dadurch Reduzierung der CKW-Konzentrationen

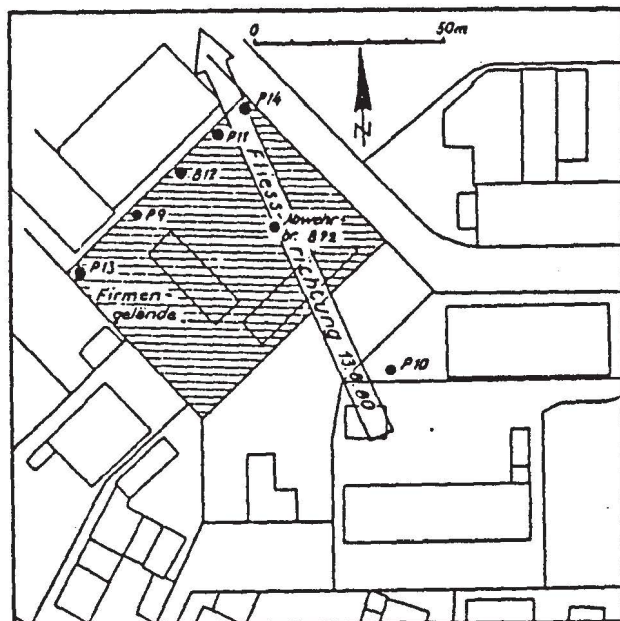


Bild 8.7: Beispielfall Emittentenmeßstellen Heidelberg-Weststadt (aus MELUF Baden-Württemberg, 1983)

8.1.8 Ausbau von Meßstellen: Spezielle Anforderungen zur Erfassung der Grundwasserbeschaffenheit

8.1.8.1 Einzelmeßstelle

Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen erfordern zur einwandfreien Probenahme einen Durchmesser, der i.d.R. größer als die für Wasserstandsmessungen häufig verwendete NW 50 sein sollte. Das wirkt sich zwar auf die Bohrkosten aus, die Mehrkosten einer großkalibrigen Bohrung sind aber nicht sehr groß, so daß die Erleichterung der Probenahme häufig der ausschlaggebende Gesichtspunkt ist. Andererseits werden zunehmend leistungsfähige Probenahmesysteme für kleine Rohrdurchmesser angeboten, die auch bei tiefen Grundwasserspiegellagen ein einwandfreies Abpumpen ermöglichen. Schenk (1983) gibt folgende Hinweise als in der Praxis bewährter Kompromiß:

- Bei Erfassung von nur einem flurnahem Grundwasserleiter und häufiger Probenahme erfolgt der Ausbau mit NW 125 oder 150.
- Bei Erfassung mehrerer Grundwasserleiter und sehr häufiger, d.h. mindestens monatlicher Probenahme erfolgt der Ausbau intensiv beprobter Grundwasserleiter mit großkalibrigen Rohren, während die übrigen, mehr für die Wasserstandsmessung interessanten Stockwerke mit kleinkalibrigen Rohren erschlossen werden.
- Bei primärer Erfassung von Grundwasserstandsdaten und nur gelegentlicher Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit sollte der meist nur um 1-2 Stunden höhere Aufwand bei der Probenahme zugunsten des billigeren Meßstellenbaus, wodurch gegebenenfalls ein dichteres Meßstellennetz erzielt werden kann, in Kauf genommen werden.

Das Bohrverfahren muß die Entnahme von Bodenproben ermöglichen und darf den Chemismus des Wassers nicht längerfristig verändern. Aus dieser Sicht sind Trockenbohrverfahren vorzuziehen, jedoch werden aus Kostengründen oft Spülbohrverfahren verwendet. Die Spülzusätze müssen jedoch durch Abpumpen leicht wieder zu entfernen sein.

Der Ringraum muß groß genug bemessen werden, um zuverlässig eventuell erforderliche Horizontabdichtungen einbauen zu können. Dazu reicht bei kleinen Rohrdurchmessern (kleiner 100 mm) etwa der 3- bis 4fache Durchmesser, bei

größeren Rohrdurchmessern etwa das Doppelte des Bohrdurchmessers aus. Der Ringraum ist mit gewaschenem Quarzkies, bzw. mit Filterkies nach DIN 4924 (in Abhängigkeit von den anstehenden Korndurchmessern) zu verfüllen. Die Filterkiesschüttung soll mindestens einen Meter über die Filterrohroberkante bzw. unter die Unterkante der Filterstrecke reichen.

Wesentlich wichtiger als bei Grundwasserstandsmeßstellen ist die Forderung, daß die Rohrverbindungen absolut dicht sein müssen. Das wurde in der Vergangenheit nicht immer erreicht. Bei ausreichend großen Ursprungsdurchmesser konnte aber z.B. durch den Einbau eines PE-Endlosschlauches mit anschließender Zementation des Zwischenraumes zum Ausbaurohr eine befriedigende Ausbesserung erreicht werden, allerdings mit einer entsprechenden Verringerung des Meßstielendurchmessers.

Das für den Ausbau verwendete Material darf keine Verfälschung der Beschaffenheitsmeßwerte verursachen. Darum werden häufig statt verzinktem Stahlrohr PVC-Rohre eingesetzt, jedoch kann schon durch die Zusickerung von dem in Nähe der Bodenoberfläche zweckmäßigerweise verwendetem Stahlrohr eine Beeinflussung erfolgen. In Extremfällen sind darum höherwertigere Materialien zu verwenden. Systematische Untersuchungen über den Einfluß der Ausbaumaterialien liegen außer von Barcelona, u.a. (1983) kaum vor.

8.1.8.2 Vorrichtungen für horizontierte Probenahme

In vielen Grundwasserleitern existieren erhebliche vertikale Konzentrationsgradienten, die an der selben Stelle für verschiedene Parameter sehr unterschiedlich sein können. Es ist darum zu entscheiden, ob aus verschiedenen Tiefen Proben entnommen werden sollen. Je nach Aufgabenstellung kann aber auch beim Vorliegen von Konzentrationsgradienten die Entnahme einer Mischprobe gewünscht sein. Eine solche ist bei voller Verfilterung des Grundwasserleiters in erster Näherung nach der k_f -Wert-Verteilung gewichtet.

Speziell zur Beprobung der Wasseroberfläche ist der Wasserschöpfer geeignet. Mit ihm können spezifisch leichtere Verunreinigungen in Phase (z.B. Öl) von der Grundwasseroberfläche abgeschöpft werden. Er sollte aber auch nur für derartige Sonderfälle eingesetzt werden.

Entnahmen aus bestimmten Tiefenhorizonten können entweder bei einer Vollverfilterung durch Einsatz von Doppelpackern oder durch entsprechende bauliche Gestaltung der Meßstellen versucht werden.

Doppelpacker sind zwei aufblasbare Gummibälge oder Manschetten, die das Beobachtungsrohr nach oben und unten abschließen. Zwischen ihnen sitzt die Entnahmepumpe. Voraussetzung für die Anwendung von Doppelpackern ist aber ein Ausbau des Ringraums mit Tonsperren in den gewünschten Horizonten, da sonst durch den Ringraum mehr aus den darüber- bzw. darunterliegenden Schichten zufließen kann als aus der zu beprobenden Schicht.

Tonsperren sind in jedem Fall erforderlich zur Trennung verschiedener Grundwasserstockwerke. Sicherer ist ein entsprechender Ausbau der gesamten Meßstelle, z.B. als Mehrfachmeßstelle, Meßstellennest oder durch spezielle Einbauten. Bei einer Mehrfachmeßstelle werden in unmittelbarer Nachbarschaft mehrere Beobachtungsrohre niedergebracht, die nur innerhalb des gewünschten Horizonts verfiltert sind. Bei einem Meßstellennest sitzen die Beobachtungsrohre innerhalb einer großkalibrigen Bohrung. Zwischen den Filtern wird die gesamte großkalibrige Bohrung abgedichtet.

Spezielle Einbauten sind z.B. Miniscreens, Multi-Level-Filter oder ähnliches. Bei diesen Geräten werden in definierten Tiefen an einem Aufsatzrohr Entnahmepunkte (Filterkörper, bzw. kurze Filterrohre) fest installiert und einzeln mit einer Pumpe verbunden. Zwischen ihnen ist eine geeignete Sperrschicht einzubauen.

Die Herstellung einer wirksamen Abdichtung zwischen verschiedenen Entnahmehorizonten erfordert folgende Maßnahmen (Schenk, 1983):

- Verwendung von speziellen Dichtungstonen in Kugelform (z.B. Quillon), welche befriedigend sinken und sich nach Zerfall der schärfer getrockneten äußeren Hülle sehr gut zersetzen.
- Ausreichende Bemessung der Dichtung, auch wenn der abzudichtende Grundwasserhemmer von geringerer Mächtigkeit ist.

- Einbau der einzelnen Meßstellen nicht gleichzeitig, sondern eine nach der anderen, wobei die Bohrung jeweils bis zur Basis der nächsten Meßstelle verfüllt wird.
- Rechtzeitiges "Verdünnen" der Bohrspülung.
- Einsatz von Schüttrohren zum horizontgerechten Einbau der Dichtungen.

Für die Bemessung der Dichtung werden 3-5 m empfohlen, jedoch kann es dadurch zu ungleichförmigen Setzungen kommen. Es ist darum unter Umständen günstiger, die Dichtung lamellenartig aus mehreren 10-15 cm starken Tonschichten mit sandigen Zwischenschichten aufzubauen.

8.1.9 Probenahme

8.1.9.1 Probenahmegeräte

Sofern die Druckverhältnisse an der Meßstelle kein freies Ausfließen des Wasser bewirken, muß das Wasser künstlich gefördert werden. Dazu dienen Schöpfgeräte, Saug- und Druckpumpen (Birk, 1983).

Mit dem einfachsten Schöpfgerät, einem unten geschlossenen Rohr an einem Seil, kann nur die Wasseroberfläche beprobt werden. Bedingt geeignet für Entnahmen aus größeren Tiefen ist dagegen der Ruttner-Schöpfer, der während des Absenkens durchströmt wird. Die dazu am oberen und unteren Ende angebrachten Ventile können in der gewünschten Entnahmetiefe durch ein am Seil herabfallendes Gewicht geschlossen werden. Schöpfgeräte sind nur in Ausnahmefällen einzusetzen, da durch Schöpfen kein ausreichendes Wasservolumen gefördert werden kann, um das im Beobachtungsrohr stehende Wasser auszutauschen und ein intensiver Luftkontakt eintritt.

Wenn die Probe durch Ansaugen gefördert wird, ist die Entnahmetiefe auf maximal etwa 9 m, in der Praxis meist auf 7.. 8 m begrenzt. Der Unterdruck wird entweder manuell (bei Handsaugpumpen) oder durch Kreiselpumpen erzeugt. Die Handsaugpumpe besteht aus einem Glaszylinder mit eingeschliffenem Kolben zum Pumpen. Die maximal mögliche Entnahmemenge beträgt etwa 5 l/min. Die

Gleitflächen sind besonders gegen Schwebstoffe empfindlich. Vorteilhaft ist die Handlichkeit des Gerätes, die Möglichkeit auch sehr enge Aufschlüsse zu beproben, das Fehlen von Metallteilen und die leichte Reinigung.

Saugpumpen haben dem gegenüber wesentlich größere Förderleistungen. Bei einer Saugtiefe von 7 m und einer Förderhöhe von 10 m liegen ihre Förderströme je nach Typ zwischen 40 l/min und 180 l/min.

Wenn der Grundwasserspiegel mehr als 7...9 m unter dem Aufstellungsort der Pumpe liegt, müssen Unterwasserpumpen eingesetzt werden. Häufig werden dafür Tauchmotorpumpen, das sind Kreiselpumpen mit Unterwassermotor, eingesetzt. Sie sind erhältlich ab 59 Millimeter Durchmesser und haben ein Gewicht von 11 bis 14 Kilogramm. Sie können an einem armierten PVC-Schlauch in das Beobachtungsrohr gehängt werden, jedoch sollte der Rohrdurchmesser deutlich größer als 100 Millimeter sein, um einen Pumpenverlust durch Verkanten auszuschließen. Der Förderstrom liegt zwischen 10 l/min und 25 l/min bei Förderhöhen von 43 m bis 25 m.

Für noch kleinere Rohrdurchmesser (2 Zoll) können Schwingkolbenpumpen (in einem Wechselstromfeld schwingender Hohlkolben) eingesetzt werden. Sie fördern 0,3 bis 0,8 l/min bei Förderhöhen von 20 Meter.

Weitere Systeme (Z.B. Hubkolben-, Druckluft-, Impulspumpen, Tiefsauger) stehen für spezielle Entnahmebedingungen zur Verfügung.

Bei der Entnahme von Wasserproben aus Förderbrunnen oder Quellen muß lediglich eine Vorrichtung vorgesehen werden, um kontrolliert und kontaminationsfrei Wasser abzweigen zu können. Bei Förderbrunnen ist dies in der Regel ein einfacher Zapfhahn. Er ist so zu installieren, daß keine Luftblasen eingefangen werden. Bei Quellen ist darauf zu achten, daß das Wasser direkt beim Austritt aus dem Untergrund entnommen wird, z.B. durch eine kleine Rinne.

8.1.9.2 Abpumpdauer und Entnahmemenge

Wenn beim Abpumpen einer Meßstelle kontinuierlich Proben entnommen und analysiert werden, kann man häufig feststellen, daß sich die Meßwerte nur sehr langsam einem konstanten Wert nähern. Ein Beispiel zeigt Bild 8.8 (nach Urban und Schettler, 1982). Die Änderung der Meßwerte rührt daher, daß das im Meßstellenrohr stehende Wasser nicht repräsentativ für das im Grundwasserleiter befindliche Wasser ist. Durch das Abpumpen muß das Rohrwasser entfernt werden, was infolge der Vermischung mit dem zuströmenden Grundwasser nur langsam erfolgt. Es sollte darum vor der Probenahme sichergestellt sein, daß bereits Wasser aus einer größeren Entfernung als dem Bohrdurchmesser beigezogen wurde. Als Kriterium für die Zulässigkeit einer Probenahme wird oft die Konstanz eines beim Abpumpen kontinuierlich registrierten Parameters festgelegt. Gewöhnlich werden dafür leicht meßbare Parameter wie die elektrische Leitfähigkeit oder die Temperatur gewählt. Allerdings zeigt Bild 8.8, daß die Konstanz verschiedener Parameter sehr unterschiedlich schnell erreicht wird. Als Faustregel sollte mindestens das Vierfache des Bohrvolumens (nicht des Rohrvolumens!) abgepumpt werden.

8.1.9.3 Durchführung der Probenahme

Eine häufig geäußerte Meinung ist: "Bei der Entnahme von Wasserproben werden die Fehler vor dem Komma, bei der Analytik die Fehler nach dem Komma gemacht!" Zur Vermeidung grober Fehler gehört zu allererst eine eindeutige Kennzeichnung der Probe, um Verwechslungen auszuschließen. Weiter müssen Meßstellenummer, Probenahmezeitpunkt (Datum und Uhrzeit), Entnahmetiefe, Pumpdauer vor Probenahme, Förderstrom/Schüttung, Wasserspiegel vor/während der Entnahme und Name des Beobachters registriert werden.

Auch eine ausreichende Spülung der Probenahmegeräte zwischen verschiedenen Entnahmen, um Verschleppungen zu vermeiden, und die Wahl geeigneter Materialien, insbesondere bei der Analyse auf Spurenstoffe (z.B. Teflonschläuche bei hohen CKW-Konzentrationen) ist notwendig.

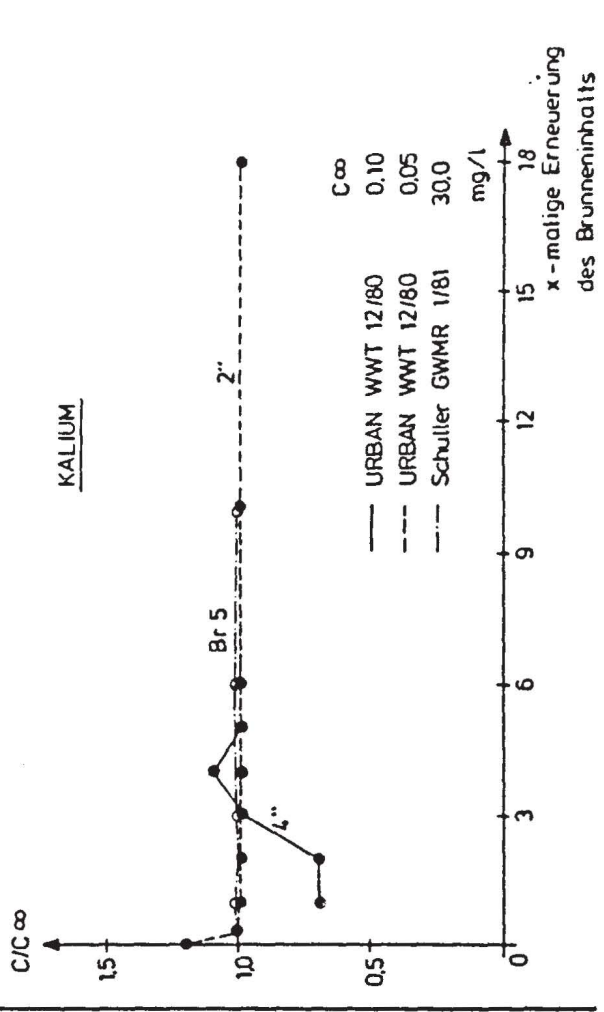
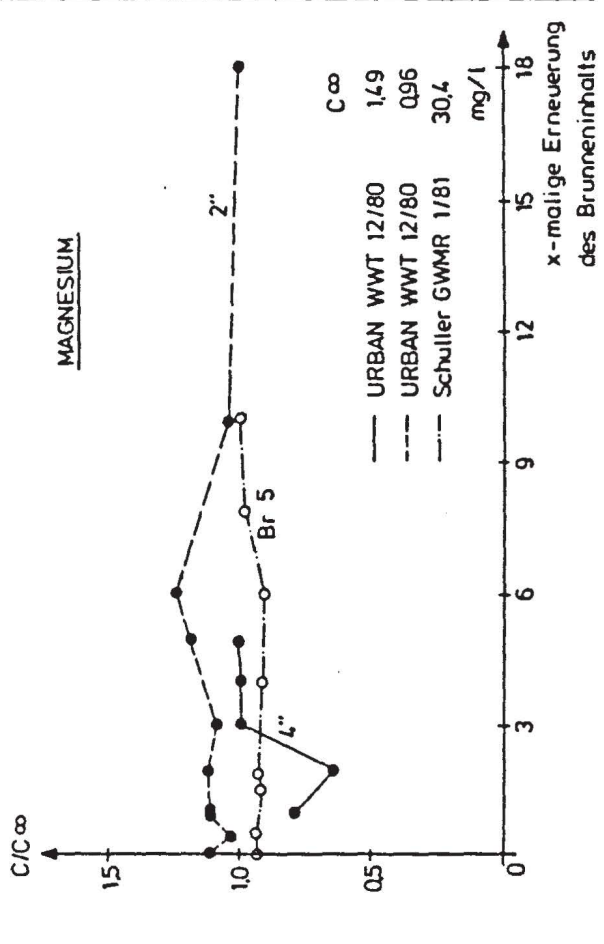
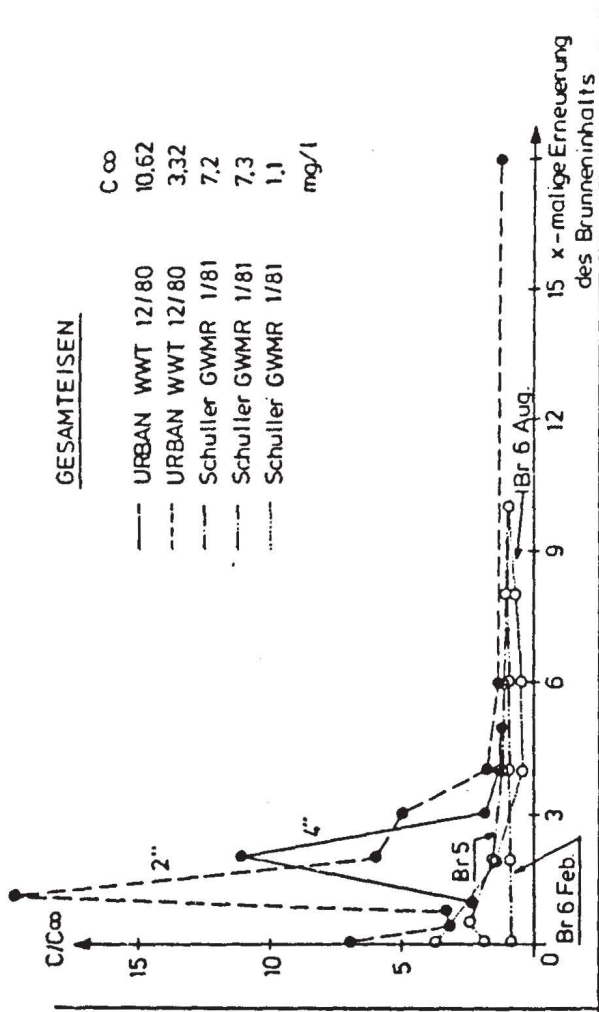
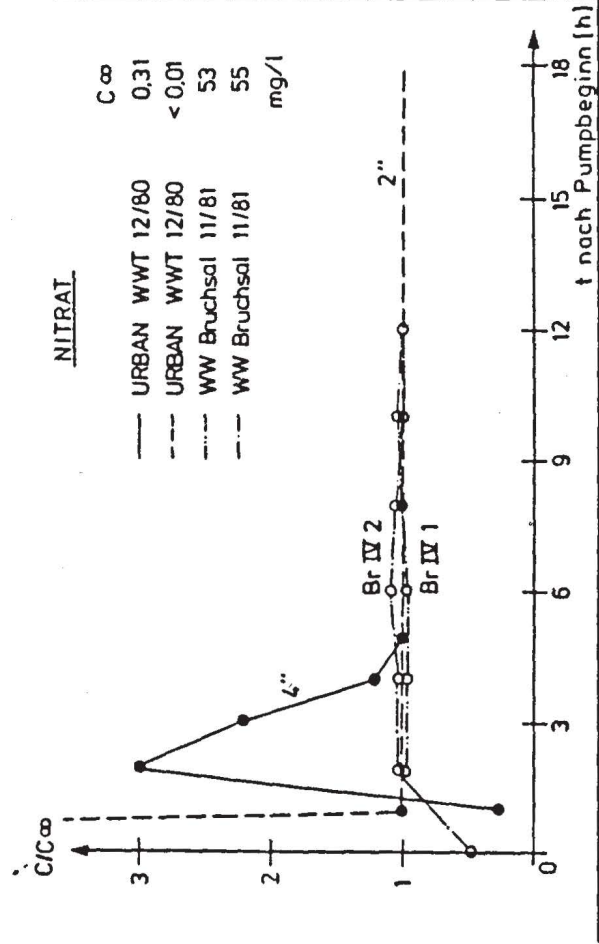


Bild 8.8: Einfluß der Abpumpzeit bei der Probenahme

Obwohl bei Messungen durch den Probenehmer häufig keine hohe Genauigkeit erwartet werden darf, sind einige chemisch-physikalische Messungen in-situ durchzuführen. Dazu gehören neben den oben erwähnten physikalischen Messungen die qualitative Bestimmung der organoleptischen Parameter (Farbe, Trübung, Geruch; eventuell noch Geschmack), die Messung der Temperatur, des Sauerstoffgehaltes und des pH-Wertes. Unter bestimmten Voraussetzungen (kurze Transportzeit, kein Ausgasen möglich usw.) sollte der pH-Wert - und dann genauer - im Labor gemessen werden. Wenn entsprechende Meßgeräte vorhanden sind, kann auch die elektrische Leitfähigkeit vorort gemessen werden.

Für die Lagerung und den Transport der entnommenen Wasserproben sind diese zu konservieren. Hinweise dazu wurden im Kap. 2 gegeben. Eine zusammenfassende Darstellung der bei der Probenahme zu beachtenden Gesichtspunkte ist im (DVWK, 1982) gegeben

8.1.10 Meßwerterfassung, -aufbereitung und -auswertung

8.1.10.1 Datenerfassung

Zur Messung der Grundwasserbeschaffenheit gehört auch die Erfassung von Daten, die die Probenahmestelle charakterisieren und mögliche Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit am Meßort beschreiben können. Grundsätzlich ist es wichtig, genau so wie eine eindeutige Probenbezeichnung auch eine eindeutige Kennung der Probenahmestelle zu haben. In größeren Meßnetzen dient dazu die Meßstellenummer, deren Richtigkeit z.B. durch das Hinzufügen von Prüfziffern möglichst sichergestellt werden muß. Außerdem gehören dazu die geographische Lage des Meßortes, in der Regel durch die Angabe von Rechts-/Hoch-Werten, die Bezeichnung, Art und evtl. eine Beschreibung der Meß- bzw. Probenahmestelle.

Eine Interpretation und Bewertung der Meßergebnisse wird in der Regel erst möglich durch die Einbeziehung der sogenannten Stammdaten. Stammdaten umfassen die meist nur sehr selten veränderlichen Angaben über Ausbau (Durchmesser, Lage der Filterstrecken, Material, Ringraumverfüllung,...) der Meßstelle, die geologischen und hydrologischen Verhältnisse, über Nutzungen im Einzugsgebiet usw. Die Erhebung dieser Daten beinhaltet oft einen größeren Aufwand als die Messung einiger Wasserinhaltsstoffe, sie ist aber unverzichtbar. Zum Teil

können derartige Daten aus bereits existierenden Datenbanken übernommen werden (z.B. Nutzungen aus LANDSAT-Aufnahmen).

Insbesondere bei größeren Meßprogrammen wird dadurch der Datenumfang so groß, daß eine EDV-mäßige Bearbeitung erforderlich ist. Dazu gehört die Verwendung von Schlüsselnummern für die Parameter und deren Dimensionen (z.B. DVWK, 1976). Ein Meßwert sollte außerdem durch Angabe des Bestimmungsverfahrens spezifiziert werden.

8.1.10.2 Datenprüfung

Um eine größtmögliche Fehlerfreiheit der Daten sicherzustellen, müssen sie auf ihre Plausibilität 1. Klasse geprüft werden. Für die Stammdaten sind das neben rein formalen Prüfungen (Variablentyp, Länge usw.) z.B. Abfragen auf die Zugehörigkeit zu einer Schlüsselliste, auf den zulässigen Wertbereich, auf lagemäßige Übereinstimmung, auf plausible Datumsangaben usw.

Bei den Meßwerten sollte mindestens die Ionenbilanz überprüft werden. Differenzen in der Anionen- und Kationensumme von mehr als 5 % oder weniger als 0,1 % sollten nachgeprüft werden. Weiter können gemessene pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit berechneten Werten gegenübergestellt werden. Weitere Beispiele für unplausible Meßwerte sind erhöhte Fe-/Mn-Gehalte bei sauerstoffhaltigem Wasser oder erhöhte Gehalte an freier CO₂ bei pH-Werten um 7,0.

Eine zweite Klasse von Plausibilitätstests beruht auf Kenntnissen über die typische Grundwasserbeschaffenheit in der Region, aus der die Probe stammt. Verschiedene Gesteinsformationen führen zu gebietstypischen Grundwasserbeschaffenheiten, so daß wenigstens grobe Meßfehler durch Vergleiche mit regionalen Min-/Max-Werten erkannt werden können.

Schließlich werden auch statistische Ausreißertests angewendet, obwohl verschiedene Voraussetzungen solcher Tests (Unabhängigkeit, Normalverteilung) häufig nicht streng erfüllt sind. Brauchbar ist z.B. der Grubbs-Test. Keinesfalls dürfen aber Meßwerte aufgrund von Plausibilitätstests ohne weitere Prüfung eliminiert werden, da sie auch Anzeichen einer Kontamination sein können!

Ausreißertests sind nicht nur auf Messungen an einer Meßstelle, sondern auch auf homogene Meßstellengruppen anzuwenden. Homogen bedeutet, daß alle Meßstellen einer Gruppen denselben deterministischen Einflüssen auf die Grundwasserbeschaffenheit, z.B. aus der Geologie, der Nutzung usw. unterliegen.

8.1.10.3 Aufbereitung, graphische Darstellung und Auswertung der Ergebnisse

Neben der Erstellung verschiedenartiger Listenausdrucke umfaßt die Aufbereitung der Meßwerte vor allem graphische Darstellungen. Zu unterscheiden sind dabei

- Ganglinien eines oder weniger Parameter
- Darstellung der Zusammensetzung einer Einzelanalyse
- flächige Darstellungen

Die dafür üblichen Techniken sind bereits in Kap. 2 erläutert worden.

Zu den grundlegenden Auswertungen gehören die Bestimmung des Mittelwertes, des Variationskoeffizienten und ggfs. eines linearen Trends oder einer Periodizität für eine ausreichend dichte Meßreihe an einer Meßstelle nach den bekannten Methoden der Statistik. Zu beachten ist dabei, daß für die Bestimmung eines Trends bei den im Grundwasser gegebenen Schwankungsintensitäten relativ viele Meßwerte erforderlich sein können.

Weiterführende Auswertungen beruhen z.B. auf Vergleichen zwischen verschiedenen Gruppen, auf multivariaten statistischen Verfahren oder auf Simulationsrechnungen.

Insbesondere bei großen Datenmengen kann versucht werden, Gruppen mit gemeinsamen Merkmalen zu bilden, z.B. in Abhängigkeit von Geologie, Stockwerksaufbau, Nutzung im Zustrombereich, Art und Ausbau der Meßstellen usw.. Das erfordert den Einsatz von Datenbanksystemen. Es wird versucht, anhand einfacher statistischer Kennzahlen wie Mittelwert oder Standardabweichung Einflüsse zu identifizieren, die nur innerhalb bestimmter Gruppen wirksam sind.

Weiterführende statistische Verfahren sind vor allem Methoden der multivariaten Statistik, wie Hauptkomponentenanalyse, Faktorenanalyse, Clusteranalyse oder Diskriminanzanalyse (DVWK, 1982). Größere Verbreitung haben in letzter Zeit Kriging - Verfahren gefunden. Dabei wird mit Hilfe der aus dem Untersuchungsgebiet vorhandenen Daten ein Variogramm berechnet, das die Variabilität der Grundwasserbeschaffenheit im Untersuchungsgebiet beschreibt. Mit der Annahme, daß die errechnete Abhängigkeit innerhalb des Untersuchungsgebietes überall gültig ist, können Vertrauensbereiche für Mittelwerte berechnet, neue Meßpunkte festgelegt werden usw. (de Marsily, 1984).

Während die obengenannten Verfahren vor allem für großräumige Betrachtungen geeignet sind, ist ein wertvolles Hilfsmittel insbesondere für lokale Probleme eine rechnerische Transportsimulation. Dafür steht inzwischen eine größere Zahl von Modellen zur Verfügung. Einfache Versionen mit geringen Datenmengen sind selbst auf Tischrechnern oder Personal Computern zu implementieren (s. Kap. 7). Sie können bei der Interpretation von Meßwerten sehr hilfreich sein.

Standardliteratur:

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau:

"Empfehlungen zu Umfang, Inhalt und Genauigkeitsanforderungen bei chemischen Grundwasseruntersuchungen", DVWK-Regeln, H. 111, Verl. P. Parey, Hamburg, 1979

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau:

"Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasser-Untersuchungen", DVWK-Merkblätter, H. 203, Verl. P. Parey, Hamburg, 1982

Mattheß, G.:

"Die Beschaffenheit des Grundwassers", Borntraeger, Berlin, 1973

Weiterführende Literatur:

Barcelona, M.J., Gibb, J.P. and Miller, R.A.:

"A guide to the selection of materials for monitoring well construction and ground water sampling", Rep., Illinois State Water Survey, 1983

Birk, F.:

"Probenahmegeräte", Beitr. zu "Hydrogeologische Aspekte zur Grundwasserchemie", DVWK-Fortbildungslehrgang, Umkirch, 1983

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau:

"Richtlinie zur Verschlüsselung von Beschaffenheitsdaten in der Wasserwirtschaft und Empfehlung für deren elektronische Verarbeitung", DVWK-Regeln, H. 104, Verl. P. Parey, Hamburg, 1976

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau:

"Auswertung hydrochemischer Daten", DVWK-Schriften, H. 54, Verl. P. Parey, Hamburg, 1982

Exler, H.J., Fauth, H., Golwer, A. und Käß, W.:

"Untersuchung und Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit in der Umgebung von Ablagerungsplätzen", Müll und Abfall, 2, 1980

Grimm-Strele, J.:

"Untersuchung und Kontrolle der Grundwasserbeschaffenheit", Veröff. Bereich Wasserchemie, H. 22, Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe, ZfGW-Verl., Frankfurt/M., 1983

Köhlhoff, D. und Schickel, L.:

"Empfehlungen für Langzeituntersuchungen an Abfalldeponien", UBA-Texte 23 - 24, Berlin, 1982

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA):

"Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen", Müll- und Abfallbeseitigung, Kz 1851, 1854 und 1856, Berlin 1977

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

"Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe", H. 13, Stuttgart, 1983

Ministerium für Umwelt, Baden-Württemberg:

"Grundwasserüberwachungsprogramm, Konzept und Grundsatzpapiere", Eigenverlag Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, 1987

Milde, G., Brill, V., Kerndorff, H., Schleyer, R. und Friesel, P.:

"Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch Altablagerungen in Berlin", Ber. Forsch.vorh. 143 0233, Bundesgesundheitsamt, Inst. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, Berlin, 1984

National Water Well Association:

"Proc. 2. Natl. Symp. and Exposition on Ground Water Instrumentation", Ground Water Monitoring Reviews, 4, No. 4, 1984

Sayre, W.W.:

"Natural mixing processes in rivers", Kap. 6 in "Environmental Impact on Rivers", Shen, H.W. (ed.), Fort Collins, Colorado, 1973

Schenk, V.:

"Anforderungen an Probenahmestellen für die Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit", in "Hydrogeol. Aspekte zur Grundwasserchemie", DVWK-Fortbildungslehrgang, Umkirch, 1983

Urban, D. und Schettler, G.:

"Untersuchungsergebnisse zur Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben für die chemische Analyse aus Pegelbrunnen", Wasserwirtschaft-Wassertechnik, 30, H. 12, 1980

de Marsily, G.:

"Quantitative Hydrogeology", Academic Press, 1985

Stichwortverzeichnis:

Basismeßstelle	8-2
Bodenluftuntersuchung	8-9
Bodensonde	8-8
Emittentenmeßstelle	8-3
Grundnetz	8-2
Kurzmeßprogramm	8-17
Packer	8-27
Pumpen	8-29
Regionale Trendmeßstelle	8-2
Schöpfgerät	8-26
Tensiometer	8-9
Vorfeldmeßstelle	8-3

Aufgabe 1:

- a) Trotz mehrstündiger Abpumpzeit mit einer leistungsfähigen Tauchpumpe (1 l/s) schwanken die Konzentrationen verschiedener Hauptinhaltsstoffe bei wiederholten Messungen während derselben Probenahme beträchtlich.

Die Meßstelle hat eine Tiefe von 70 m mit zwei Filterstrecken von 22 m bis 28 m und 55 m bis 63 m unter Gelände. Das Beobachtungsrohr aus PVC hat einen Durchmesser von 150 mm. Der Aquifer besteht aus einem oberen Grundwasserleiter bis 33 m u. G. mit einem Grundwasserspiegel in 7 m u. G. und einem gespannten unteren Grundwasserleiter von 50 m bis 70 m u. G. mit einem Druckwasserspiegel in 3 m u. G. Die Beschaffenheit ist in beiden Grundwasserleitern unterschiedlich.

Die Pumpe befindet sich in 12 m Tiefe und in 30 m u. G. haben sie das Beobachtungsrohr durch einen Packer dicht abgeschlossen.

Geben Sie eine mögliche Erklärung für die nicht konstanten Konzentrationen.

- b) Nachdem der Mangel erkannt wurde, wurde die obere Filterstrecke gedichtet. Sie können aber bei einer Wiederholungsmessung nur eine Tauchkolbenpumpe mit einer Förderleistung von 0,02 l/s einsetzen. Die Pumpe hängt bei 45 m u. G. und der Packer befindet sich unmittelbar oberhalb der Pumpe. Diesmal haben Sie jedoch bereits nach 1 bis 2 Minuten eine konstante Leitfähigkeit.

Können Sie die Probe entnehmen ?

- c) Bei einer erneuten Probenahme setzen Sie wieder die Tauchpumpe mit 1 l/s Förderleistung bei einer Entnahmetiefe von 62 m u. G. ein. Außerdem verwenden Sie den Packer bei 55 m u. G.

Berechnen Sie nach der Zylinderformel (S. 3 - 23) den erfaßten Radius unter der Annahme, daß das Wasser nur horizontal zuströmt.

Der durchflußwirksame Porenanteil n_f beträgt im Aquifer 12 %, bzw. 20 % in der Kiesfüllung des Ringraums mit Durchmesser 300 mm.

Aufgabe 2:

Sie messen an einer Vorfeldmeßstelle nach zweitägigem Abpumpen mit einer Tauchpumpe (2 l/s) eine Trichlorethenkonzentration von 23 mg/m^3 .

Der Aquifer besteht aus drei Schichten:

Schicht 1 bis 12 m u. G.: $k_f = 10^{-6} \text{ m/s}$

Schicht 2 von 12 m bis 26 m: $k_f = 10^{-3} \text{ m/s}$

Schicht 3 von 26 m bis 40 m: $k_f = 5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$

Der Grundwasserspiegel steht bei 10 m u. G., die Vorfeldmeßstelle ist von 12 m bis zur Aquifersohle bei 40 m u. G. verfiltert.

Sie wissen aus benachbarten Bohrungen, daß das CKW-belastete Grundwasser sich nur in einer Schicht von 32 m u. G. bis zur Aquifersohle befindet.

Wie hoch ist die mittlere Konzentration in dieser Schicht ?

Aufgabe 3:

Sie sollen aus einem artesisch stark gespannten Grundwasserleiter (Überdruck von 15 m ü. Gelände) eine Probe entnehmen und im Hinblick auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht analysieren.

Der Aufschluß erlaubt zwei Arten der Beprobung:

- a) Im geschlossenen Zustand mit Hilfe eines Schöpfgerätes,
- b) Im druckentlasteten Zustand an einer Ausflußöffnung nach längerer Öffnungszeit.

Welches Verfahren würden Sie wählen und warum ?

8.2 SANIERUNG KONTAMINierter STANDORTE

8.2.1 Gefährdung der Ressource Grundwasser durch Schadstoffeintrag

In der Bundesrepublik befinden sich nach Schätzungen ca. 30.000 kontaminierte Standorte, von denen etwa ein Fünftel in nächster Zeit saniert werden muß (Franzius, 1984). Bild 8.16 zeigt das Ergebnis einer Erhebung in Nordrhein-Westfalen im Rahmen der Erfassung von wilden Ablagerungen, bei denen eine Grundwassergefährdung nicht ausgeschlossen werden kann. Ähnliche Bedingungen sind auch aus den übrigen Bundesländern bekannt, wobei die einzelnen Räume abhängig von Siedlungsform, Industriestruktur und Gewerbebranchen sehr unterschiedliche Gefährdungsschwerpunkte aufweisen. Zum Problem der Bewertung des Gefährdungspotentials von kontaminierten Standorten wird auf die nachfolgenden Abschnitte in diesem Kapitel hingewiesen.

Ähnliche Bedingungen wie in der Bundesrepublik herrschen in den meisten Industrieländern. Verhältnismäßig früh wurde die von kontaminierten Standorten ausgehende Umweltgefährdung in der Gesetzgebung der USA und der Niederlande mit der Einrichtung nationaler Sanierungsprogramme berücksichtigt. In den USA wurde bereits 1980 zur Finanzierung der enormen Sanierungskosten ein Solidarfond, der sogenannte "Superfund", eingerichtet (Crump-Wiesner et al., 1984). In den Niederlanden besteht seit 1983 ein nationales Programm zur Erfassung und Sanierung aller gefährlichen Altablagerungen des Landes (van Lidth de Jeude, 1984).

Der Begriff "kontaminierter Standort" bezeichnet Gelände von begrenzter Ausdehnung, das durch Stoffablagerung oder Stoffaustritte eine mögliche Gefährdung von Nutzungen oder lebenswichtigen Gütern darstellt. Es bestehen verschiedene Definitionen, die sich untereinander hinsichtlich des im Begriff zu berücksichtigenden Gefährdungsgrades und der Beite zu berücksichtigender Arten von



Bild 8.2.1 Vermutete Altlasten in Nordrhein-Westfalen (Quelle: Zeitschrift "Stern" Nr. 6, 1984)

Ablagerungen und Stoffaustritten unterscheiden. Das Umweltbundesamt versteht zum Beispiel unter diesem Begriff die Summe aller "problematischen" und "unproblematischen" Altablagerungen zuzüglich der kontaminierten Betriebsgelände, allerdings ohne Unfallfolgen aus der Lagerung und dem Transport wassergefährdender Stoffe (z.B. Symposium Aachen, 1984). Aus der Sicht einer potentiellen Verschmutzung des Grundwassers kennzeichnen Kontaminationen infolge von Unfällen, zum Beispiel dem Auslaufen eines Tankzuges, und Kontaminationen infolge von Altablagerungen lediglich extreme Situationen im Hinblick auf die Dauer der Schadstoffeinwirkung bzw. der Lagerung der Schadstoffe. Es ist daher naheliegend, Folgen von Unfällen bei der Lagerung und dem Transport wassergefährdender Stoffe in den Begriff "kontaminierte Standorte" mit einzubeziehen und damit insbesondere die im Vergleich zur großen Altlast "kleinen" Kontaminationen in die vorliegende Betrachtung einzuschließen. Kontaminierte Standorte können damit sein:

- (1) unsachgemäße Ablagerungen von Industrieabfällen,
- (2) wilde Kippen und unzureichend abgedichtete Hausmüllablagerungen,
- (3) Bauschuttablagerungen mit Abfallbeimengungen aus Industrie, Gewerbe und Haushalt,
- (4) kontaminierte Betriebsgelände,
- (5) undichte Abschleppteiche und Sickergruben,
- (6) ungedichtete Halden mit Abraum aus der Berggewinnung,
- (7) Leckagen von Tanks, Becken und Leitungen für wassergefährdende Stoffe.

Die von kontaminierten Standorten ausgehenden Gefahren werden klassifiziert und im Hinblick auf die sogenannten "Wirkungspfade"

- Luft,
- Boden,
- Grundwasser und
- Oberflächengewässer.

Im Rahmen dieses Kursus wird also, in der Terminologie der Gefährdungsabschätzung kontaminierter Standorte, der Wirkungspfad

der Schadstoffe in das Umweltmedium Grundwasser behandelt. Zu beachten ist, daß in diesen "Wirkungspfad" auch der mittelbare Eintrag von Schadstoffen ins Grundwasser, zum Beispiel über den Boden, die Luft oder kontaminierte Oberflächengewässer eingeschlossen ist.

Die Gefährdung des Grundwassers durch Ablagerungen kann folgende Erscheinungsbilder haben:

- (1) Aufnahme der Schadstoffe durch Niederschlagswasser und kleinere Oberflächenwasseraustritte;
- (2) Auslaugung durch fließendes Grundwasser ("nasser Fuß" der Ablagerung);
- (3) Auslaugung durch den Anstieg des Grundwassers bis in den Ablagerungskörper hinein und anschließendes Absinken;
- (4) Aussickerungen von wassergefährdenden Flüssigkeiten (z.B. Flüssigablagerungen, undichte Fässer);
- (5) Diffusion wassergefährdender Stoffe im Untergrund;
- (6) indirekter Eintrag aus durch Deponiewasser verseuchten Oberflächengewässern.

Die Gefährdung des Grundwassers durch kontaminierte Betriebsgelände und Leckagen hat in der Regel folgende Ursachen:

- (1) Aufnahme der Schadstoffe durch Niederschlag, der auf dem Gelände einsickert (relativer Schutz bei Überbauung);
- (2) Einsickerungen aus Oberflächenentwässerung durch ungedichtete Kanäle;
- (3) Leckagen aus Leitungen und Tanks;
- (4) unsachgerechtes Hantieren mit wassergefährdenden Flüssigkeiten.

Die Abgrenzung zwischen Auswirkungen von Ablagerungen bzw. kontaminierten Betriebsarealen und den Folgen von Unfällen mit wassergefährdenden Stoffen ist fließend. So kommt etwa dem Auslaufen von durchgerosteten Fässern in der Gefährdung des Grundwassers dieselbe Bedeutung zu wie das Auslaufen eines Tanks. In beiden Fällen kann es zu einer plötzlichen Kontamination des Grundwas-

sers kommen. Andererseits hat zum Beispiel eine sehr zähe wasser-gefährdende Flüssigkeit, die während eines Unfalls auslief und danach über viele Jahre im Boden bleibt, während sie der Auswaschung durch Niederschlagseinsickerung unterliegt, aus der Sicht der Grundwassergefährdung gleichen Stellenwert wie eine wilde Ablagerung oder ein kontaminiertes Betriebsgelände. Nicht jeder Unfall stellt eine gravierende Grundwassergefährdung dar, vor allem dann nicht, wenn natürliche oder künstliche Abdichtungen des Standorts vorhanden sind oder wenn es gelingt den Schadstoff zu sammeln bzw. kontaminierten Boden auszukoffern (Aushub und Umlagerung). Obwohl die verantwortlichen Stellen durch möglichst rasches Eingreifen sehr oft eine weitere Grundwassergefährdung verhindern können, sind dennoch zahlreiche Fälle bekannt, bei denen sowohl kurzzeitige als auch langfristige Schadstoff-eintritte ins Grundwasser zu beobachten waren. Als Hauptgründe hierfür können genannt werden:

- (1) Der Unfall wurde nicht gemeldet oder entdeckt.
- (2) Maßnahmen konnten nicht früh genug eingeleitet werden, eventuell bedingt durch sehr hohe Sickergeschwindigkeiten der wassergefährdenden Flüssigkeit.
- (3) Maßnahmen bleiben auf den Kernbereich des kontaminierten Standorts beschränkt und aus Randbereichen konnten weiterhin Stoffe ins Grundwasser gelangen.

Die Aufgabe, einen kontaminierten Standort zu sanieren, besteht zusammenfassend gesagt, darin, die Gefährdungen, die von dem Standort ausgehen, zu erkennen, zu bewerten und zu beseitigen bzw. weitgehend einzuschränken. Das Ausmaß der Gefährdung bestimmt dabei die Intensität der Erkundung und den Umfang der Sanierungsmaßnahmen.

Der Stellenwert, den die Gefährdung des Grundwassers innerhalb des gesamten Gefährdungspotentials eines kontaminierten Standorts einnimmt, kann unterschiedlich groß sein. Besonders ins Gewicht fallen:

- (1) Austritte von Stoffen mit humantoxischen, cancerogenen und

ökotoxischen Wirkungen (z.B. die Stoffe der sog. USEPA-Priority Pollutant List; Sodermann, 1982; siehe auch Pöppinghaus, 1984);

- (2) große Mengen austretender Stoffe;
- (3) große Transportfähigkeit der Stoffe in Wasser (hohe Löslichkeit, geringe Volatilität);
- (4) hohe Mobilität der Stoffe (geringe Viskosität);
- (5) große Wasserdurchflüsse (starke Niederschläge, Überschwemmungen, Hangwasserzuflüsse);
- (6) hohe Durchlässigkeiten des Untergrunds (großporiger Untergrund, große Klüfte, Spalten);
- (7) geringes Retentionsvermögen der oberen Bodenschichten;
- (8) intensive Nutzung des Grundwassers (Versorgung, Bewässerung).

Diese Hinweise auf besonders wichtige Gefahrenmomente dürfen auf keinen Fall so ausgelegt werden, daß es sich hierbei um Ausschlußkriterien handelt. Das bedeutet, daß eine Verneinung dieser Kriterien noch nicht aussagt, daß kein absolutes Gefährdungspotential vorliegt. Allerdings ist es möglich, zwischen Standorten mit hoher und niedriger Gefährdung des Grundwassers zu unterscheiden. Dies ist zum Beispiel bei der Festsetzung von Prioritäten bei der zeitlichen Reihenfolge von Sanierungsmaßnahmen erforderlich.

Eng verknüpft mit der Einschätzung einer Grundwassergefährdung ist die Frage nach dem anzustrebenden Sanierungsziel, oder anders ausgedrückt, nach der tolerierbaren Restgefährdung nach erfolgter Sanierung eines Standorts. Die Beurteilung dieser Frage bedarf der Unterscheidung zwischen

- (1) tolerierbaren planmäßigen Restkontamination im Grundwasser und
- (2) außerplanmäßigen Grundwassergefährdungen zum Beispiel infolge Versagens durchgeführter Baumaßnahmen nach abgeschlossener Sanierung.

Die erste Frage betrifft vor allem auch die Vielzahl kleiner Ab-

lagerungen, die in der Summe eine erhebliche Gefährdung darstellen können. Die zweite Frage ist in der Regel bei der Sanierung großer Standorte zu stellen. Im amerikanischen Sprachgebrauch wird die erste Frage oft unter dem Slogan zusammengefaßt: "How clean is clean?" Darin kommt die bestehende Unsicherheit bezüglich der Konzentrationsgrenzwerte zum Ausdruck (vergleiche Abschnitt 8.1).

In der Bundesrepublik gilt generell der Besorgnisgrundsatz, nach dem für Grundwasser die potentielle Nutzung zu Trinkwasserzwecken beachtet werden muß. In strenger Auffassung würde dies an Grundwassersanierungen die Anforderung zur Wiederherstellung von Trinkwasserqualität bedeuten, was jedoch in vielen Fällen in der Realität nicht einzuhalten ist, sei es aus technologischen oder weitaus öfter aus finanziellen Gründen. In den Niederlanden bestehen für die Sanierung von kontaminierten Böden Grenzwerte tolerierbarer Restkontaminationen für Schadstoffe, durch die gleichzeitig das Sanierungsziel festgelegt wird und die Kosten für eine Sanierung kalkulierbar werden (van Lidth de Jeude, 1984).

Die Frage nach der Tolerierbarkeit einer außerplanmäßigen Gefährdung des Grundwassers durch ein mögliches Versagen von Schutzmaßnahmen, insbesondere von Bauwerken, berührt die Frage nach Sinn und Effizienz von bautechnischen Sanierungsmaßnahmen überhaupt. Vorerst wird hierauf lediglich mit der Forderung nach

1. eingehender Vorabschätzung der Effizienz geplanter Maßnahmen und
 2. Langzeitüberwachung
- zu antworten sein.

8.2.2 Erkundung des Ausmaßes von Grundwasserkontaminationen

Unabhängig von der Art des kontaminierten Standortes kommt der Erkundung des Ausmaßes einer Kontamination des Grundwassers eine

wichtige Rolle als Entscheidungsgrundlage zu. Insbesondere sind Erkundungen erforderlich bei:

- (1) Ermittlung von Notwendigkeit und Dringlichkeit zu ergreifender Sanierungsmaßnahmen und
- (2) Entwicklung und Beurteilung geeigneter Sanierungskonzeptionen

Grundwassererkundungen an kontaminierten Standorten können aus sehr unterschiedlichen Anlässen erfolgen, zum Beispiel:

- aufgrund eingetretener Schäden (z.B. Brunnenverseuchung)
- im Zuge der Eignungsuntersuchung für geplante Standortuntersuchungen
- aufgrund begründeten Verdachtes einer möglichen Gefährdung (z.B. infolge eines Hinweises aus der Bevölkerung)
- im Rahmen von flächendeckenden Erfassungsprogrammen (Grundwasserüberwachung, Altlastenerfassung)

Der Umfang von Erkundungsprogrammen und die Intensität von Feldmessungen können äußerst unterschiedlich sein und richten sich stets danach, welcher konkrete Informationsbedarf besteht. Keineswegs kann von einem generell gültigen Verfahrensschema zur Grundwassererkundung ausgegangen werden.

Vielfach bewährt haben sich nach allen Erfahrungen stufenweise aufgebaute Erkundungsprogramme, die eine zunehmende Verdichtung der Information und Erhärtung von Verdachten und Hinweisen ermöglichen. Die einzelnen Stufen müssen den örtlichen Bedingungen angepaßt werden. Wichtig ist auch, daß das Programm so aufgebaut ist, daß engültige Entscheidungen den vorhandenen Erkundungs- und Informationsstand tatsächlich berücksichtigen können, und daß andererseits der Aufwand, der eine begründete Entscheidung zuläßt, möglichst gering gehalten wird.

Aufgrund von Erfahrungen können folgende Erkundungsstufen im Vorfeld von später eventuell notwendigen Sanierungsmaßnahmen unterschieden werden (Geldner und Zipfel, 1985):

- (1) Erkundung akuter Gefährdungen menschlichen Lebens oder an-

derer wichtiger Umweltgüter (z.B. bei Verdacht auf akute Brunnenkontamination).

- (2) Erkundungen für eine erste Gefährdungsabschätzung des kontaminierten Standortes.
- (3) Erkundungen zur detaillierten Beurteilung einer nachgewiesenen Grundwasserkontamination als Grundlage zu ergreifender Maßnahmen.

Diese drei Hauptstufen können in der Praxis unterschiedlichen Umfang annehmen. Oft bestehen sie aus einer Reihe von Teilprogrammen. Andererseits sind nicht immer alle Stufen erforderlich, beispielsweise ist die 1. Stufe gegenstandslos, wenn keine akuten Gefährdungen bestehen.

Die einzelnen Stufen lassen sich nach Aufgabe und Inhalt wie folgt charakterisieren:

Stufe 1: Akute Gefährdungen wichtiger Umweltgüter verlangen Sofortmaßnahmen zu ihrer unmittelbaren Sicherstellung. Hierzu gehören z.B. die Stilllegung von Brunnen, das Auffangen kontaminierter Sickerwässer und andere Maßnahmen, die in angemessen kurzer Zeit durchgeführt werden können.

Akute Gefährdungen sind stets auch ein Zeichen möglicher langfristiger Gefährdungen und erfordern in der Regel die Einleitung weiterführender Untersuchungen.

Stufe 2: Die erste Gefährdungsabschätzung dient zunächst der grundsätzlichen Feststellung einer Kontamination des Grundwassers, im weiteren aber auch der Abschätzung des ungefähren Ausmaßes der Schadstoffausbreitung in der Umgebung des kontaminierten Standortes.

Im allgemeinen liegen für die erste Gefährdungsabschätzung nur wenig detaillierte Informationen vor, weil die Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit und der begrenzte zulässige Aufwand für Erkundungsmaßnahmen eines einzelnen Standortes eine vertiefte

Aufnahme der Grundwassergütesituation nicht erlauben. Diese Bedingungen sind in der Regel gegeben, wenn die Abschätzung für eine große Anzahl von Verdachtsstandorten durchzuführen ist. Eine typische Aufgabe dieser Erkundungsstufe ist die Auswertung der Ergebnisse regionaler Erfassungsprogramme (z.B. für einen urbanen Großraum). Wenngleich die Erkundung in dieser Stufe nicht ins Detail gehen kann, sollten auch für eine erste grobe Abschätzung einer möglichen Grundwassergefährdung Hinweise vorliegen über:

- in Brunnen oder Meßstellen angetroffene Schadstoffe und andere Beobachtungen über das räumliche Auftreten von Schadstoffen (z.B. Pflanzenschäden infolge Bewässerung mit kontaminiertem Grundwasser)
- ungefähre Dauer der Ablagerung
- Hauptgrundwasserfließrichtung
- Mächtigkeit des Grundwasserleiters
- Gesteinsart und Grobklassemment (Karst, Kluftgestein, Lockergestein, z.B. Schotter, Kies oder Sand)

Für Berechnungen der Ausbreitung von Schadstoffen im Rahmen einer ersten Gefährdungsabschätzung eignen sich analytische Lösungen oder einfache numerische Prinzipfallberechnungen (siehe Kap. 7.5 ff.). Sie können erste Anhaltswerte über mögliche Kontaminationsbereiche geben, ohne die Situation im Detail nachzubilden.

Stufe 3: Erkundungen für eine detaillierte Beurteilung einer Grundwasserkontamination als Grundlage für die Planung von geeigneten Sanierungsmaßnahmen richten sich in Umfang und Dauer nach der Schwere des jeweiligen Falles. Je nach standortbedingter Notwendigkeit kann diese Erkundungsstufe neben der Auswertung vorhandener Information z.B. folgende zusätzliche Programme erfordern:

- geologische Untersuchungen (Bohrungen, Kartierungen, sedimentologische Untersuchungen).
- hydrologische Messungen (Grundwasserstandsmessungen, Lysimetermessungen).
- Grundwasserqualitätsbeobachtungen (Probenahmen aus Brunnen,

Grundwasserbeobachtungspegeln, Oberflächengewässern).

Die Aufgabe dieser Erkundungsstufe ist, ein möglichst umfassendes Gesamtbild der Grundwasserkontamination zu gewinnen. Hierfür stehen die in Kapitel 5 ausführlich dargestellten Meß- und Auswertungsverfahren zur Verfügung. Die Vorgehensweise bei der detaillierten Erkundung eines Standortes läßt sich nur schwer generalisieren.

Die detaillierte Erkundung einer Grundwasserkontamination kann durch den Einsatz von Strömungs- und Transportmodellen unterstützt werden. (siehe z.B. Fallstudie "Acton" Kap. 7.9). Das Modell kann dabei im Sinne einer synoptischen Gesamtdarstellung des Stofftransportes im Grundwasser eine integrierende und koordinierende Wirkung auf den Fortgang der Erkundung haben.

8.2.3 Maßnahmen bei Unfällen

Unfälle bei der Lagerung und dem Transport wassergefährdender Stoffe zeichnen sich aus durch eine endliche Schadstoffmasse, die in relativ kurzer Zeit in den Boden und von dort bei ungünstigen Bedingungen ins Grundwasser gelangen kann. Die Gefährdung des Grundwassers kann dadurch reduziert werden, daß der ungesättigte Boden die Schadstoffe, wenigstens kurzzeitig, aufnimmt und so den Eintrag ins Grundwasser verzögert. Dementsprechend wichtig ist es, bei Unfällen mit wassergefährdenden Flüssigkeiten rasch mit der Bergung zu beginnen. Bei Stoffen niedriger Viskosität kann der Zeitraum, in dem das Abpumpen der noch nicht in Lösung gegangenen Flüssigkeit zu gutem Erfolg führt, im Bereich von wenigen Stunden nach dem Unfall (z.B. nach Auslaufen eines Tankes) liegen.

Nach Unfällen, bei denen größere Bereiche des Bodens mit Schadstoffen bei Teilsättigung oder gelöst im Porenwasser vorliegen, ist es heute üblich, den Bodenbereich höherer Konzentration aus-

zukoffern, in Bereichen niedriger Konzentrationen eine gewisse Restkontamination in Kauf zu nehmen und auf die in vielen Fällen vorhandene mikrobiologische Abbaufähigkeit des Bodens zu vertrauen.

Bei beobachteten Unfallfolgeschäden können Grundwasserkontaminationen im allgemeinen darauf zurückgeführt werden, daß Sofortmaßnahmen unterblieben oder infolge zu spätem Einsatzes erfolglos waren, so daß die Schadstoffe ungehindert ins Grundwasser gelangen konnten. Die Ursachen unterschiedlicher Eintragsintensität und Eintragsdauer der Schadstoffe in das Grundwasser sind in Kap. 7.3 ausführlich dargestellt. Dementsprechend können nach Unfällen folgende Situationen eintreten:

- (1) der Schadstoffeintrag pro Zeiteinheit ist minimal, so daß eine Sanierung des Grundwassers unterbleiben kann;
- (2) der Schadstoffeintrag erfolgt langsam, aber in spürbarem Maße, so daß der kontaminierte Standort ähnlich einer Altablagerung einen langanhaltenden Stoffeintrag ins Grundwasser bei relativ niedrigen Konzentrationen bewirkt;
- (3) der Schadstoffeintrag erfolgt schnell, so daß die gesamte Schadstoffmenge in kurzer Zeit im Grundwasser in Lösung geht und mit der Strömung im Porenraum transportiert wird.

Die zweite und dritte Situation kann bei Berechnungen des Stofftransportes schematisch als "langandauernder" bzw. als "plötzlicher" Stoffeintrag berücksichtigt werden. Insbesondere die dritte Situation bildet den klassischen Anwendungsfall der in Abschnitt 7.4.2 angeführten Stofftransportberechnung für den Fall "plötzlichen" Eintrags.

Sanierungsmöglichkeiten des Grundwassers richten sich nach der Größe der tatsächlich eingetretenen Schadstoffausbreitung. In Fällen, in denen der Schadstoffeintrag rechtzeitig erkannt wird, können Abpumpmaßnahmen zum Erfolg führen. Die dafür gültigen Abschätzungen werden in Abschnitt 8.3.5 dargelegt.

8.2.4 Sanierung des Kontaminationsherdes

Traditionellerweise gehört die Verhinderung des fortgesetzten Stoffeintrages ins Grundwasser durch Beseitigung oder Abdichtung des Kontaminationsherdes im engeren Sinne des Sprachgebrauches zur "Sanierung eines kontaminierten Standortes". Im Gegensatz dazu wurde in der Vergangenheit die Sanierung des umgebenden Grundwassers, wie sie im nächsten Abschnitt behandelt wird, nicht immer mit in den Begriff einbezogen.

Methoden zur Sanierung des Kontaminationsherdes, das heißt der Sanierung der Abfallablagerung bzw. des durch Stoffaustritte kontaminierten Bodenbereiches sind in den letzten Jahren zahlreich entwickelt worden und erfahren immer noch reiche Impulse (NATO-Studie, 1984).

Noch vor wenigen Jahren herrschte die Auffassung vor, daß die Sanierung eines kontaminierten Standortes gleichzusetzen sei mit der Umlagerung des kontaminierten Erdreichs bzw. des Ablagerungsgutes durch Abtransport, unter günstigen Bedingungen auf eine Sonderabfalldeponie. Es sind auch Fälle bekannt, in denen das kontaminierte Material auf hoher See verklappt wurde.

Heutige Sanierungsmethoden gehen, einerseits aus Kostengründen, andererseits wegen der mit der Umlagerung verbundenen Gefährdung, davon aus, die Stoffablagerung an Ort und Stelle zu belassen und den Standort vor dem Stoffaustrag zu schützen und in Kombination mit einer Immobilisierung der Stoffe. Man unterscheidet folgende Hauptmethoden:

(1) Einkapselung bzw. Abschirmung der Ablagerung

(Abdichten gegen eindringendes Niederschlagswasser, sogenanntes "capping", vollkommene Umschließung z.B. durch vertikale Schlitzwände, gelegentlich auch partielle Abschottung durch nicht geschlossene Schlitzwände, Fußdichtungen durch Injektionen)

(2) On-Site-Behandlung des Aushubs

(Aushub des kontaminierten Materials bzw. Bodens und Reinigung mit thermischen, chemischen oder mikrobiologischen Verfahren, teilweise auch lediglich Fixierung der Kontaminanten durch Beigabe geeigneter Bindemittel, anschließend Wiederverfüllung)

(3) In-situ-Sanierung des Kontaminationsbereiches

(Abbau bzw. Immobilisierung der Kontaminanten im Untergrund z.B. auf chemischem oder mikrobiologischem Wege infolge Einspülung von Reagenzien)

(4) Hydraulische Maßnahmen zur Isolation des Kontaminationsherdes

(Trockenlegung der Ablagerung durch Grundwasserabsenkung, Abpumpen von kontaminiertem Sickerwasser zum Schutz vor Eintrag ins Grundwasser)

Die angegebenen Hauptmethoden untergliedern sich in eine Vielzahl von speziellen Vorgehensweisen, gekennzeichnet durch die Art des Material- und Geräteeinsatzes, durch Bauverfahren und die Berücksichtigung stoffspezifischer Reaktionen. Manche der aufgeführten Methoden führen lediglich zu einer unter Umständen zeitlich begrenzten Immobilisierung der Schadstoffe, andere Methoden gewährleisten eine weitgehende Entgiftung des Ablagerungsgutes bis hin zur vollständigen Umsetzung der Schadstoffe in umweltneutrale Substanzen.

Zur Erläuterung der Vielfalt möglicher Behandlungsverfahren, mit denen die Dekontamination des Aushubs schadstoffreicher Ablagerungen bzw. Bodenmaterials heute an Ort und Stelle durchgeführt werden kann, sind in Bild 8.17 die wichtigsten Ansätze verfahrenstechnischer Reinigungsmethoden zusammengestellt.

Bezeichnung des Verfahrens	Erläuterung der Funktionsweise
Extraktion	Bindung der Schadstoffe im aufgenommenen Bodenmaterial an eingemischte Reagenzien
Mechanische (physikalische) Schadstoffabtrennung	Trennung des Schadstoffes vom Bodenkorn durch mechanische (physikalische) Einwirkung
Flotation	Aufschwemmen des gebundenen Schadstoffes
Stripperverfahren mit überhitztem Dampf	Das kontaminierte Bodenkorn wird in direkten Kontakt mit Dampf gebracht, so daß die Kontaminanten im Dampf gelöst oder emulgiert werden
Chemische Behandlung und Elektrolyseverfahren	Vollständige chemische Reaktion der Kontaminanten mit Zusatzstoffen u.U. mit anschließender Trennung von Reaktionsprodukten und gereinigtem Boden. (Unterscheide hiervon die Immobilisierungsverfahren, bei denen lediglich eine Fixierung der Schadstoffe eintritt)
Thermische Reinigung im Direktkontaktverfahren	Reinigung des Bodenmaterials durch Verdampfen der Kontaminanten im Heißgasstrom
Thermische Reinigung mit indirekter Wärmezufuhr	Reinigung des Bodenmaterials durch Verdampfen der Kontaminanten infolge Erhitzung von außen
Immobilisierungsverfahren	Die Kontaminanten werden im Bodenmaterial belassen und ihr stoffspezifisches Gefährdungspotential reduziert. Die Mobilität der Schadstoffe, z.B. durch Ausschwemmung mit dem Regenwasser, wird aufgehoben oder eingeschränkt. Diese Stabilisierung kann erreicht werden durch:
	<ol style="list-style-type: none"> (1) Chemische Reaktionen (2) Zugabe hydrophober Substanzen (3) Fixierung an chemische Substanzen (4) Vitrifikation (5) pH-Stabilisierung
Mikrobiologische Verfahren	Förderung des mikrobiellen Abbaus durch Auflockerung des Bodens und Zugabe von Sauerstoff und Nährstoffen

Bild 8.2.2 Zusammenstellung verfahrenstechnischer Ansätze zur Reinigung kontaminierter Materials (nach "NATO-Studie", 1985)

Die Entwicklung von Sanierungsmethoden hat heute noch keinen endgültigen Abschluß gefunden, sondern ist geradezu zu einem exemplarischen Feld für Neuentwicklungen geworden. Vielfach werden bekannte technische Ansätze weiterentwickelt, um den enorm gestiegenen Anforderungen an Materialien und verfahrenstechnische Effizienz zu entsprechen. Besonders rasant ist zur Zeit die Entwicklung von Verfahren zur Reinigung kontaminierten Materials und der In-situ-Sanierung.

Stellvertretend für die Vielzahl möglicher Sanierungsansätze zur Verhinderung des Schadstoffeintrags aus dem Herd ins Grundwasser sei hier das Beispiel einer Sanierung durch bautechnische Maßnahmen mit anschließender Langzeitbeobachtung des Grundwassers darstellt:

Beispiel einer bautechnischen Sanierungsmaßnahme durch Oberflächenabdeckung in Windham, USA (HMCRI, 1983):

In der Nähe des Flughafens Windham Airport wurden seit den 40er Jahren "feste Abfälle" in zwei wassergefüllte Gruben abgelagert. Über diesen "festen Abfällen", deren genaue Zusammensetzung unbekannt war, lagern ca. 5 m Bauschutt und Aushubmaterial. Insgesamt wurde bis zu zwei bis drei Meter über Gelände geschüttet. Die Fläche beträgt ca. 10 ha.

Die Ablagerungen befinden sich in einer grundwasserführenden Schicht aus glazialen Sanden und Kiesen. In ca. 30 m Tiefe steht das Gebirge (Granit) großräumig an.

Bild 8.18 zeigt die gemessenen Grundwasserstände in dem gut durchlässigen Aquifer. Das Grundwasser fließt von Land in Richtung auf den Willimantic-Stausee. Der Flurabstand ist in dem welligen Hügelland wechselnd und es befinden sich nördlich der Gruben zahlreiche kleine Grundwasserseen.

Aufgrund der Fließrichtung bestand bei Bekanntwerden des Falles die Gefahr, daß austretende Schadstoffe (Blei, Kupfer und andere Stoffe aus der Verrottung der abgelagerten Abfälle) die kleinen Seen und vor allem den Willimantic-Stausee, aus dem Trinkwasser entnommen wird, verschmutzen.

Es wurde eine eingehende hydrogeologische Untersuchung durchgeführt, in deren Verlauf unter anderem eine Reihe von dauerhaften Grundwasserpegeln eingerichtet wurden. Ein Kurzzeitpumpversuch ist ebenfalls durchgeführt worden. Es ist

anzunehmen, daß die Strömung und der Transport der Stoffe im Untergrund im Modell nachgebildet wurde und auf diese Weise für die Sanierungsentscheidung ein geschlossenes Bild des Transportvermögens des Grundwasserleiters bestand.

Aus sieben auf ihre Effizienz geprüften Sanierungsvorschlägen kam eine undurchlässige Abdeckung zur Ausführung. Der Niederschlag wird oberflächlich gesammelt und außerhalb der Deponie versickert. Dabei soll auch ein gewisser Verdünnungseffekt in der bereits vorhandenen Stofffahne erzielt werden.

Zur Überprüfung der Effektivität der Maßnahme sind zwei unterschiedliche Ansätze verwirklicht worden: zum einen wurde versucht, die tatsächliche Einsickerung von Niederschlag vor und nach Bau der Abdeckung zu messen, zum anderen soll die Effektivität durch Beobachten des Stoffaustrags und der Einmischung ins Grundwasser beurteilt werden.

Zur Langzeitüberwachung des Grundwassers in dem Raum zwischen den beiden Stauseen und im Gebiet des Flugplatzes wurden eine Reihe von Meßstellen eingerichtet. Unter anderem wird beobachtet:

- Grundwasserstand in flächenhaft angeordneten Pegeln und in den kleinen Grundwasserseen
- Wasserinhaltsstoffe (chemische Analysen) in zwei kleinen Grundwasserseen und in ausgewählten Grundwasserpegeln
- Wasserqualität im Willimantic-Stausee

Bei dem dargestellten Beispiel handelt es sich um eine verbreitete, gleichwohl nicht immer als besonders effektiv angesehene Methode zur Verhinderung des Stoffeintrags aus einer Altablagerung ins Grundwasser. Hauptgrund für die Wahl dieser Methode dürfte in der Kostengünstigkeit dieser Lösung zu suchen sein.

Das Beispiel zeigt deutlich, wie trotz Abdeckung des Herdes und Verhinderung der Niederschlagseinsickerung die bereits vor der Sanierungsmaßnahme ausgetretene Schadstofffahne im Grundwasser weiter auf das Trinkwasserreservoir zufließt. Auch wäre zu prüfen, ob durch Auslaugung infolge wechselnden Grundwasserstands die Gefahr des Stoffeintrags ins Grundwasser weiterhin besteht und daher die Wirksamkeit der Maßnahme in Frage zu stellen wäre.

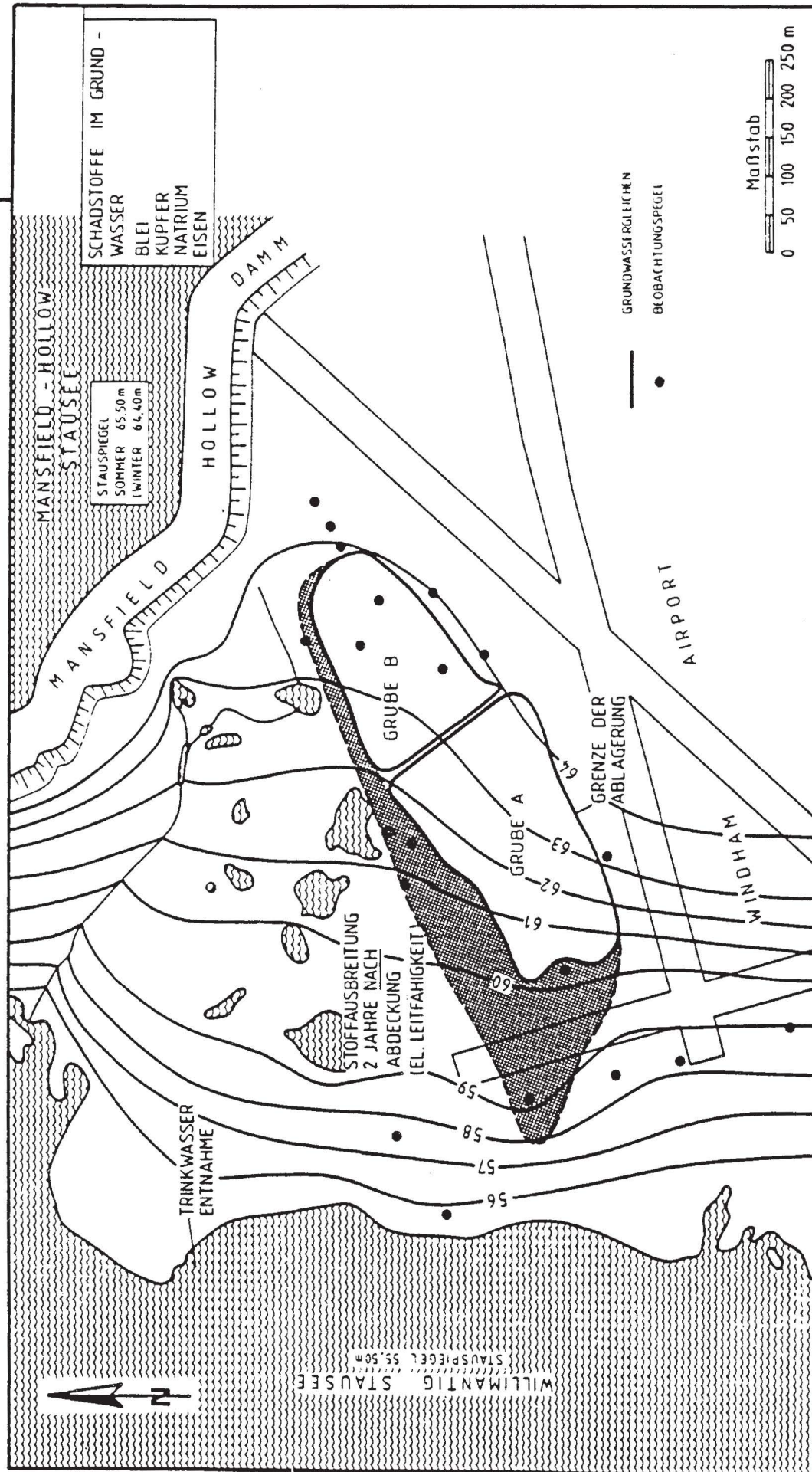


Bild 8.2.3 Beispiel einer Sanierung des Kontaminationsherdendes durch eine undurchlässige Abdeckung (aus Zipfel und Geldner, 1985, nach HMCRI, 1983)

8.2.5 Maßnahmen zur Sanierung kontaminierter Grundwasserbereiche

Wie unter anderem das Beispiel im vorausstehenden Abschnitt zeigt, reicht es nicht aus, das Hauptaugenmerk einer Sanierung lediglich auf die Isolierung des Schadstoffherdes zu lenken. Ebenso wichtig ist die Behandlung und Beobachtung der durch Schadstoffe kontaminierten Grundwasserbereiche.

Methodisch lassen sich zwei Hauptansätze der Sanierung von Grundwasserbereichen unterscheiden:

- (1) Sanierung durch Abpump- und Spülmaßnahmen
- (2) Sanierung durch In-situ-Reinigung des Untergrundes

Beide Ansätze können auch miteinander zum Einsatz kommen. In-Situ-Reinigungsmethoden können sich die natürliche Strömung oder künstlich durch den Betrieb von Brunnen erzeugte Grundwasserströmung zunutze machen.

Die zur Verfügung stehenden Elemente der Sanierung kontaminierter Grundwasserbereiche sind

- Abpumpbrunnen und
- Infiltrationsbrunnen (seltener Infiltrationsschlitze)
- Infiltrationsschlitze und -gräben

Diese Elemente können einzeln, zusammen und in Gruppen Verwendung finden.

Das Prinzip der Grundwassersanierung mittels dieser Elemente besteht darin, kontaminiertes Grundwasser und flüssige Schadstoffe aus dem Grundwasserleiter abzupumpen, den Untergrund von Restkontaminationen freizuspülen und, wenn möglich, den mikrobiologischen Abbau oder die chemische Immobilisierung zu erreichen.

Abpumpmaßnahmen dienen zunächst dem Ziel, das kontaminierte Grundwasser aus dem Aquifer zu entfernen. Dem Entnahmebrunnen

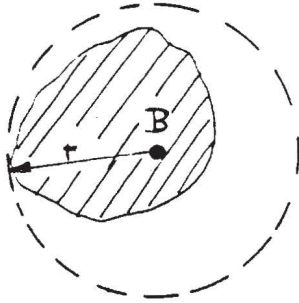
kann aber auch eine gewisse Sperrwirkung zukommen, das heißt durch den Brunnen wird ein weiteres Abwandern der Stofffahne in Richtung gefährdeter Nutzungen vermieden. Gelegentlich überwiegt bei einer Sanierungsmaßnahme die Absicht, mit der Förderung von kontaminiertem Grundwasser eine Stabilisierung der Grundwasserströmung und der Stoffausbreitung zu erreichen, um zunächst weiteren Schaden zu verhindern, ohne im strengeren Sinn bereits eine Sanierung zu erreichen.

Seit einigen Jahren bestehen erste Ansätze, die Reinigungswirkung einer Spülung des Grundwasserleiters durch Anwendung von In-Situ-Verfahren erheblich zu verbessern. Grundgedanke ist dabei, entweder dem natürlichen Grundwasserstrom oder einer im Kontaminationsbereich künstlich erzeugten Strömung Reagenzstoffe beizugeben, die den Abbau oder die Immobilisierung der Schadstoffe bewirken und möglichst den Abtransport aus dem Porenraum erleichtern. Es werden chemische und mikrobiologische Ansätze unterschieden, je nachdem ob eine chemische Reaktion oder eine auf dem Wachstum von Bakterien beruhende Reaktion erzielt werden soll.

Bei Abpumpmaßnahmen besteht ein Teil der Sanierung in der Reinigung bzw. Aufbereitung des entnommenen Wasservolumens. Hierfür sind zahlreiche Verfahren in der Erprobung; sie umfassen die Filterung, die Ozonierung, Strip-Verfahren (Versprühung), Sedimentation in Becken und andere aus der Aufbereitungstechnik bekannte Verfahren. Bei der Prüfung und Planung geeigneter Verfahren ist in den meisten Fällen auch die Entsorgungsfrage zu beantworten, das heißt es ist dafür Sorge zu tragen, daß infolge des nützlichen Effektes einer Sanierung des Grundwassers nicht eine Folgeverschmutzung eines anderen Mediums, der Luft, des Bodens oder eines Oberflächengewässers, eintritt.

Die Anwendungs- und Kombinationsmöglichkeiten der Grundwassersanierung sind vielfältig und eine vollständige Darstellung würde den Rahmen dieses Kurses überschreiten. In Bild 8.19 ist daher

1. EINZELBRUNNEN IN RUHENDEM GRUNDWASSER



AUSTAUSCHZEIT

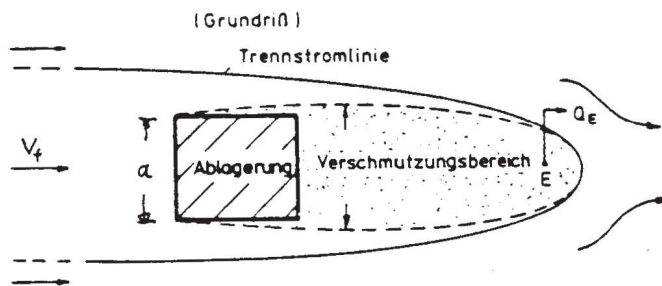
$$\Delta t_0 = \frac{\pi r^2 m n_f}{Q_B}$$

m = Mächtigkeit

n_f = eff. Porosität

Q_B = Pumprate

2. EINZELBRUNNEN IN FLIESSENDEM GRUNDWASSER

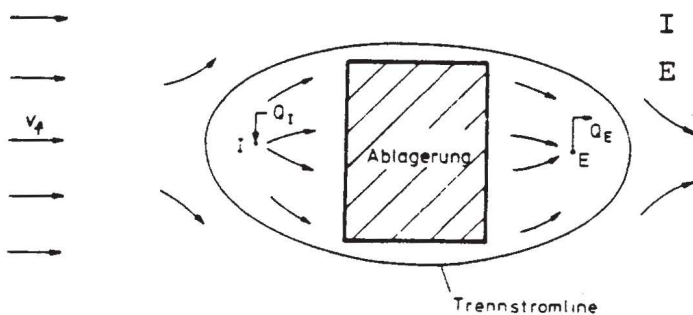


MINDESTPUMPRATE

$$Q_{min} = v_f \cdot m \cdot a$$

$$Q_E > Q_{min}$$

3. ENTNAHME UND WIEDEREINLEITUNG " SANIERUNGSINSEL "



I = Infiltrationsbrunnen

E = Entnahmebrunnen

$$Q_I = Q_E$$

Bild 8.2.4 Typische Brunnenanordnungen (nach Institut für Wasserbau, Mitteilungsheft 54, 1983)

lediglich eine Auswahl wichtiger Prinzipfälle der Anordnung und des Betriebes der Brunnen zusammengestellt. Zur Vertiefung wird auf Kobus und Rinnert (1983) verwiesen.

Die dargestellten Anordnungen finden Anwendung bei der Abschätzung des erforderlichen Aufwandes für die Sanierung kontaminierter Grundwasserbereiche, insbesondere bei:

- Spätfolgen eines Unfalls mit wassergefährdenden Stoffen;
- Schadensfällen kleiner räumlicher Ausdehnung (Leckagen, Altablagerungen).

Für größere Schadensfälle sind Brunnengruppen erforderlich und die Abschätzung kann mit einfachen Ansätzen nicht mehr durchgeführt werden. Hier kann unter Umständen eine numerische Abschätzung erforderlich sein (siehe Kapitel 7.7).

Die Dauer der Maßnahmen und des Pumpbetriebes können unabhängig von der Anordnung der Brunnen sehr unterschiedlich sein: Handelt es sich um einen vollkommen im Grundwasser gelösten, perseveranten Stoff, so ist theoretisch das kontaminierte Grundwasservolumen nur einmal abzupumpen. Für den Fall, daß der Schadstoff am Korngerüst (zum Beispiel in den Porenwickeln) haftet und nur langsam in Lösung geht, kann zur Sanierung ein Vielfaches der Austauschzeit notwendig sein, bis der kontaminierte Grundwasserbereich schadstofffrei ist. Zur Vertiefung der den Transport bewirkenden Vorgänge wird auf die ausführliche Darstellung in Kapitel 7 hingewiesen.

Für den Fall, daß die Grundwasserkontamination über längere Zeit andauert, können die Brunnenanordnungen in Bild 8.19 bei Dauerbetrieb zur Stabilisierung der Schadstoffausbreitung herangezogen werden. Typisches Anwendungsbeispiel hierfür ist die Fassung des Sickerwassers aus einer Altablagerung, von der ein mengenmäßig begrenzter Stoffeintrag ins Grundwasser erfolgt. Weitere Anwendungsmöglichkeiten bestehen bei der Langzeitsicherung durchgeführter Abdichtungsmaßnahmen zur Abkapselung einer

Altlast, so daß die Brunnen lediglich in Bereitschaft für den Fall unerwarteter Leckagen stehen.

Die dargestellten Abschätzungsmöglichkeiten des Aufwandes einer Sanierung kontaminierter Grundwasserbereiche gelten für solche Situationen, in denen Abbau und Adsorption keine wesentliche Rolle spielen. Vor einer Anwendung ist zu prüfen, ob diese Voraussetzungen zutreffen. Abhängig von den örtlichen Bedingungen können diese Vorgänge zum limitierenden Faktor des Stofftransportes werden, so daß Fehlabschätzungen die Folge wären.

Im Anschluß an die Darstellung der Anwendungsmöglichkeit werden im folgenden zwei durchgeführte Sanierungsbeispiele besprochen.

1. Fallbeispiel: Sanierung durch Abpumpbrunnen (Herr, 1985)

Von einem Industriegelände waren ca. 30 t chlorierter Kohlenwasserstoffe in Lösung in das Grundwasser gelangt (Bild 8.20). Im Laufe von mehreren Jahren hatte sich eine etwa 2 km lange Schadstofffahne ausgebildet. Das Industriegelände befindet sich im Einzugsgebiet eines Wasserwerkes, so daß eine Gefährdung der Trinkwasserversorgungseinrichtung zu besorgen war.

Umfangreiche geohydrologische Untersuchungen brachten Aufschluß über den Grundwasserleiter und die Grundwasserströmung. Es handelt sich um einen Kies-Sand-Aquifer mit eingelagerten Schluffbändern. Das Gelände wird von einer Störung durchzogen, die einen Mächtigkeitssprung von nahezu einhundert Metern bewirkt.

Mit dem Ziel, den Betrieb des Wasserwerkes weitgehend aufrechterhalten und die Trinkwasserqualität weiterhin garantieren zu können, wurde eine Sanierung durch geeignete Abpumpmaßnahmen beschlossen und verschiedene Lösungen bezüglich der Anordnung und der Größe von dafür vorzusehenden Entnahmebrunnen im Modell untersucht. Als hydraulisch günstigste Lösung stellte sich die Anordnung von neun Einzelbrunnen, wie in Bild 8.20 dargestellt, heraus. Der Vorteil dieser Lösung gegenüber anderen Anordnungen und Betriebsweisen ist eine vollständige Erfassung der Fahne ohne Betriebseinschränkung. Für die voraussichtliche Sanierung, das heißt, bis die Konzentration bis unter die Nachweisgrenze gesunken ist, wird mit einem Zeitbedarf von ca. sechs Jahren gerechnet.

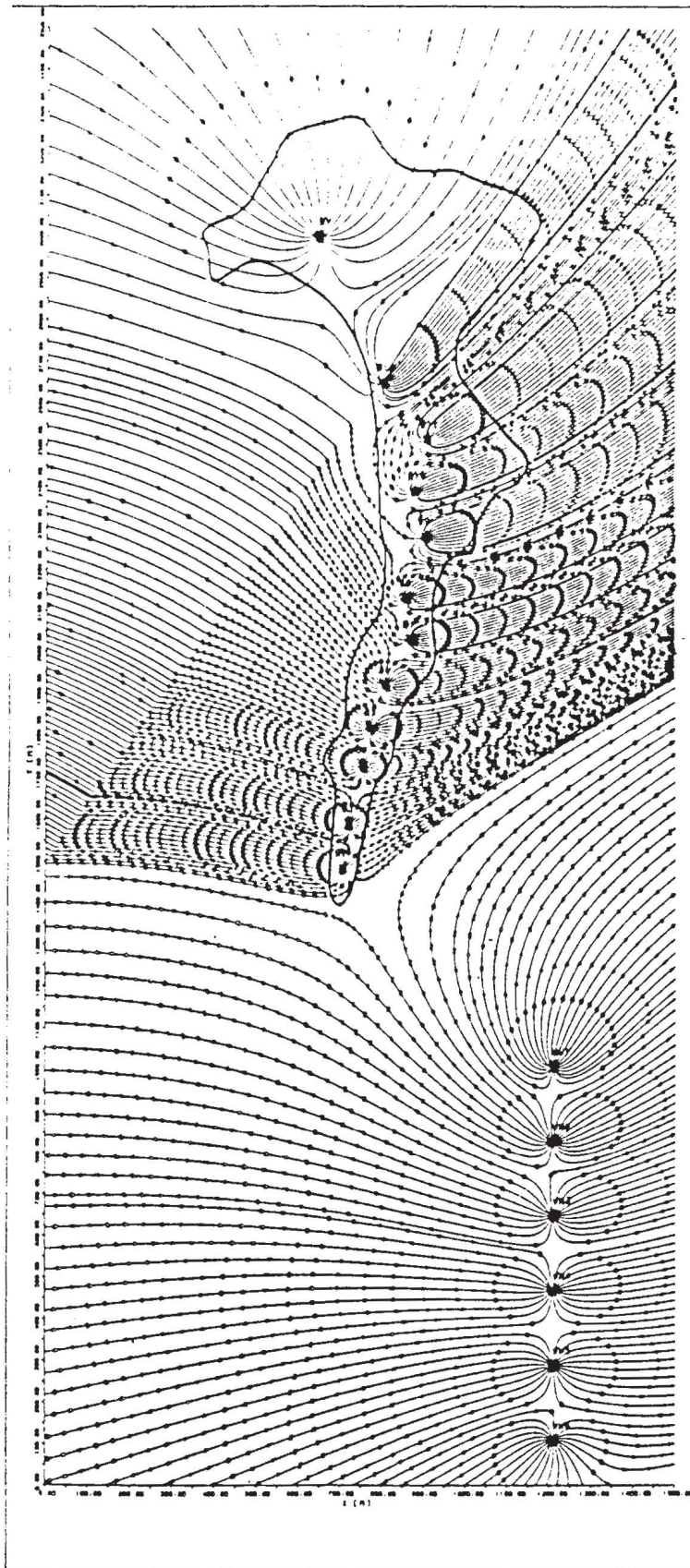


Bild 8.2.5 Zuströmung zu einem Sanierungsbrunnen und Ausbildung der Schadstofffahne (aus Herr, 1986)

2. Fallbeispiel: Sanierung einer Kontamination mit Kohlenwasserstoffen durch anorganischen Sauerstoffdonator (Bittermann et al, 1984; Geldner, 1985)

In dem flachen kiesig-sandigen Grundwasserleiter des Geländes einer ehemaligen Gasproduktionsanlage befanden sich verschiedene aromatische und in großer Menge aliphatische Kohlenwasserstoffe. Auf der Grundlage umfangreicher Untersuchungen der Zusammensetzung der Ablagerung, der geohydrologischen Verhältnisse, insbesondere der Grundwasserfließbedingungen, kam eine Kombination aus Spülung und mikrobiellem Abbau im Untergrund zum Einsatz.

Das Sanierungsprinzip bestand darin, in dem kontaminierten Bereich des flachen Grundwasserleiters eine Spülströmung aufzubauen und über einen Zeitraum von ca. zwei Jahren zu erhalten. Die Kontrolle dieses unterirdischen Spülkreislaufes gelang dadurch, daß das Spülwasser injiziert und nach Passage durch die kontaminierten Bereiche des Grundwasserleiters wieder gefördert wurde (Entfernung Injektion bis Entnahmebrunnen 70 m bzw. 200m). Dem Spülkreislauf wurde in gelöster Form Kalium-Nitrat als Sauerstoffdonator zusammen mit verschiedenen Minimumstoffen für den mikrobiellen Abbau der Kohlenwasserstoffe beigegeben. Beschleunigt wurde der Abbau durch eine Erwärmung des injizierten Wassers um ca. 10 K über die natürliche Grundwassertemperatur.

Die Kontrolle der Strömung und des Nitrattransportes im Grundwasserleiter gelang durch eine begleitende Simulation in einem numerischen Modell.

Insgesamt wurden ca. 50 t Kohlenwasserstoffe mikrobiell abgebaut (Nitratinjektion 150 t). Etwa eine halbe Tonne wurde direkt ausgespült.

Die Sanierung In-Situ vereinigt die beiden Vorteile einer wirklichen Beseitigung oder Vernichtung der Schadstoffe und des Zugriffes ohne Ausbaggerung. Sie ist also auch an Standorten durchführbar, wo das Gelände überbaut ist oder die Zugänglichkeit aus anderen Gründen nicht gegeben ist. Andererseits befinden sich alle Ansätze zur Sanierung In-Situ heute erst am Anfang ihrer Entwicklung. Einer breiten Anwendung stehen heute die geringen Kenntnisse über die Reaktionsketten beim Abbau verschiedener Schadstoffarten entgegen. Ein weiteres Problem sind die verhältnismäßig geringen Kontrollmöglichkeiten des Transportes der Reagenzien an lokale Kontaminationen.

8.2.6 Überwachung der Langzeitwirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen

Obwohl bei der Sanierung durch eine Abkapselung des Herdes als auch bei der Sanierung des Grundwassers besteht die Frage nach

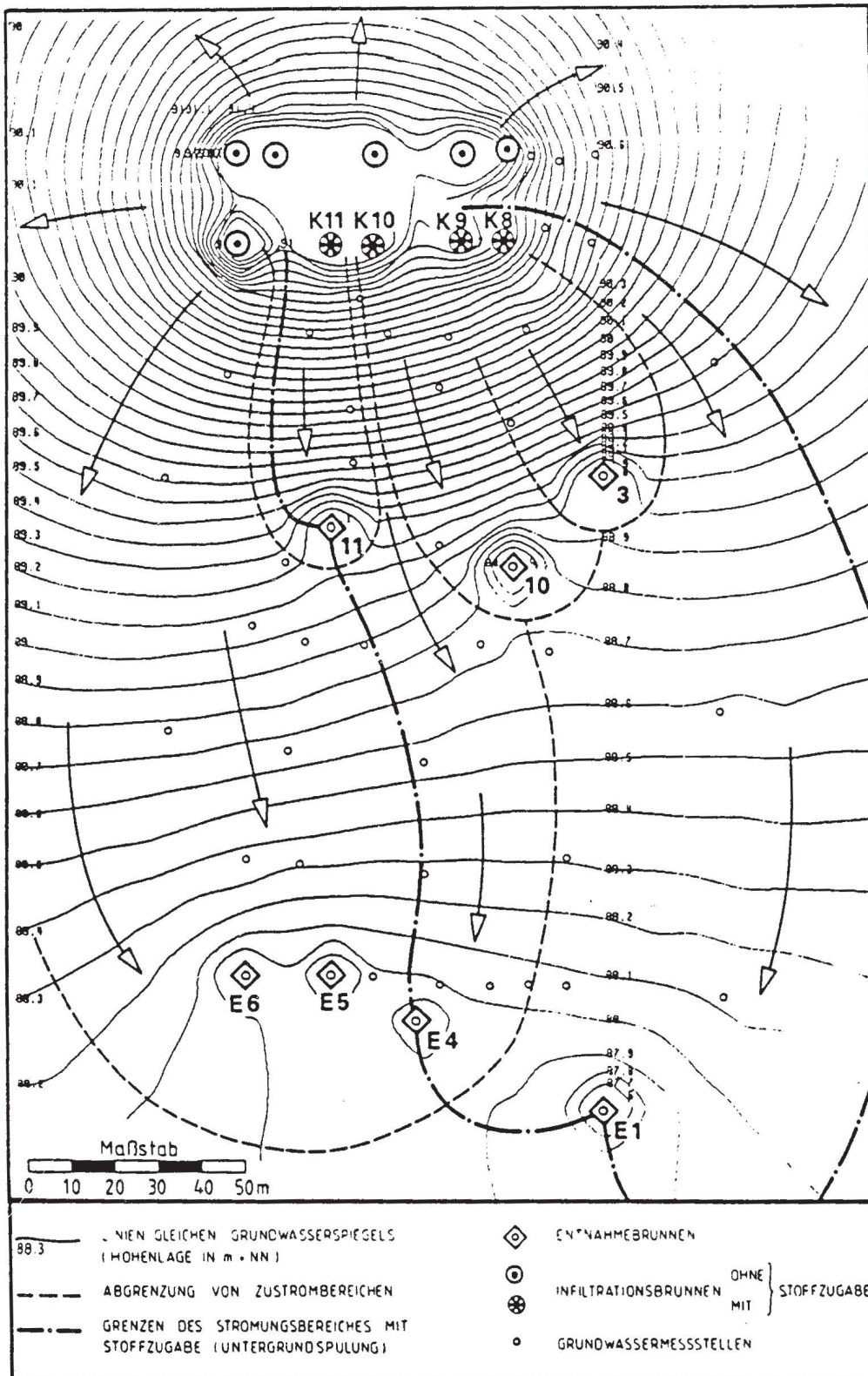


Bild 8.2.6 Sanierung einer Kontamination mit Kohlenwasserstoffen
(aus Geldner, 1983)

der tatsächlichen Effizienz der Maßnahme und der Wirksamkeit auch noch weit über die gesetzlich geregelten Garantiefrieten für Bauleistungen hinaus.

Die Kontrollmöglichkeit der Wirksamkeit einer Sanierungsmaßnahme ist eng mit der Frage nach den zulässigen Niedrigstwerten für Restkonzentrationen im Boden und im Grundwasser verbunden. In der Praxis bedeutet dies konkret, ob ein bestimmter gemessener Wert einer Schadstoffkonzentration Anlaß dafür geben kann, eine Maßnahme als "unwirksam" bzw. verbesserungsbedürftig zu erklären. Dabei ist die Erfahrung zu beachten, daß weder Abkapselungen noch Bodenreinigungsverfahren imstande sind, eine vollkommene "Nullösung" zu erreichen, das heißt eine absolut schadstofffreie Umgebung zu schaffen. Die Ursachen hierfür sind vielfältig: Bekannte Dichtungsmaterialien halten keineswegs alle Stoffarten vollständig zurück, zum Beispiel ist bekannt, daß bestimmte Arten von Kunststoffolien die Diffusion von halogenierten Kohlenwasserstoffen nicht verhindern können, so daß in begrenztem Umfang ein Übertritt dieser Stoffe aus der abgedichteten Ablagerung in das Grundwasser erfolgen kann. Ausführungsfehler und Materialfehler können ebenfalls zu Stoffaustritten führen. Alterungen der verwendeten Materialien können ähnliche Folgen haben. Bei Sanierungen durch Reinigung des Untergrundes, sei es in einem Reinigungsprozeß am Standort oberirdisch oder durch geeignete Verfahren In-Situ, ist eine absolute Entfernung der Schadstoffe technisch nur mit unverhältnismäßig großem Aufwand möglich. In allen durchgeführten Sanierungen nach derzeit verfügbaren Methoden muß also mit einer Restkontamination gerechnet werden. Eine wichtige Aufgabe im Rahmen von Kontrollmaßnahmen zur Langzeiteffektivität ist es, auf die Anlage und den Betrieb von Versorgungseinrichtungen in dem Sinne Einfluß zu nehmen, daß ein Transport auch von Restverschmutzungen in die Brunnen unter allen Umständen vermieden wird.

Es bestehen in der Bundesrepublik keine Grenzwerte, die eine systematische Kontrolle von Restkontaminationen erlauben würde.

Erste Ansätze zur Unterscheidung von Bodenklassen nach solchen Grenzwerten sind - wie erwähnt - in den Niederlanden entwickelt worden.

8.2.7 Einbindung von Sanierungsmaßnahmen in die Grundwasserbewirtschaftung

Wie unter anderem die Überlegung zur Langzeitkontrolle von Sanierungsmaßnahmen zeigen, kann die Sanierung eines Schadensfalles nicht losgelöst von den wasserwirtschaftlichen Gesamtbedingungen des Raumes gesehen werden. Dies betrifft sowohl die Abschätzung des Gefährdungspotentials und die damit verbundenen Anforderungen an die Sanierungsintensität, als auch die Intensität späterer Kontrollmaßnahmen.

Es wird heute darüber gestritten, ob es sinnvoll ist, für bestimmte Grundwasserleiter höhere Verschmutzungen zuzulassen. Dahinter steht die Meinung, daß die einer umfassenden wasserwirtschaftlichen Sanierung zur Verfügung stehenden Mittel in vollem Maße für die wirklich erhaltenswerten Grundwasserreserven verwendet werden sollen und dafür bereits großflächig kontaminierte Bereiche vorerst in ihrem Zustand belassen werden sollen. In den USA sind Überlegungen im Gange, die nationalen Grundwasserreserven gewissermaßen in Anerkennung der Realität, daß bereits große Grundwasserbereiche zur Gewinnung von Trinkwasser nicht mehr herangezogen werden können, in Güteklassen einzuteilen, um so wenigstens für einen Teil der Reserven ein absolutes Verbot für Stoffeinträge zu erreichen.

Literaturverzeichnis:

Standardliteratur:

Bundesminister des Innern (BMI) Hrsg.:

"Künstliche Grundwasseranreicherung, Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland bearbeitet durch BMI-Fachausschuß Wasserversorgung und Uferfiltrat", Erich Schmidt Verlag, 1985

Hazardous-Materials-Control-Research-Institute (HMCRI): National Conference on "Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites", Proceedings, Washington DC, Oct./Dez. 1982

Hazardous-Materials-Control-Research-Institut (HMCRI):

"Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites", Proceedings, Washington DC, Nov/Dez. 1982

Hinweise zur Ermittlung von Altlasten, 1985,

siehe: Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen

Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart,

Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen mit Beiträgen von Herr, M., Herzer, J., Kinzelbach, W., Kobus, M. und Rinnert, B. ", Mitteilungen des Institut für Wasserbau Heft 54, 1983

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)

"Merkblatt: Die geordnete Ablagerung von Abfällen (Deponie-Merkblatt)", Stand 1. Sept. 1979, Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung, Kennziffer 4690, Erich Schmidt Verlag, Berlin

Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden Württemberg,

"Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasser-
verunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (CKW-Leitfaden)", Eigenverlag, Stuttgart 1983

Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen,

"Hinweise zur Ermittlung von Altlasten Erfassung, Erstbewertung, Untersuchung und Beurteilung von Altablagerungen und gefahrverdächtigen Altstandorten", Eigenverlag, Düsseldorf, Mai 1985

Kobus, H.; Rinnert, B.: "Hydraulische Möglichkeiten zur Grundwassersanierung im Bereich von Altablagerungen", Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart, Heft 54, 1981

Smith, M.: "Contaminated Land - Reclamation and Treatment (NATO-CCMS-Study)" Plenum Press New York and London, 1985

Weiterführende Literatur:

Assink, J.W. und van den Brink (editors)

"Contaminated Soil, First International TNO Conference on Contaminated Soil 11-15 Nov., Utrecht 1985", Martinus Nijhoff Publishers, 1986

Battermann, G. und Werner, P.: "Beseitigung einer Untergrundkontamination mit Kohlenwasserstoffen durch mikrobiellen Abbau", gwf-Wasser/Abwasser (125) H. 8, 1984

Birk, F.; Geiersbach, R.; Müller, W.: "Die Auswirkungen der Verkipfung und Lagerung von Cyanid-haltigen Härtesalzen in Bochum-Gerthe auf das Grund- und Oberflächenwasser", Z. Dt. Geol. Ges. Band 124, Hannover, 1973

Crump-Wiesner H.J. und Heise, L.: "Die amerikanischen Erfahrungen mit dem Superfund: Antwort auf ein Vermächtnis aus gefährlichen Abfällen", Beitrag Symposium Aachen, 1984

First International TNO Conference, Utrecht, 1985, siehe Assink etal (editors)

Franzius, V.: "Kontaminierte Standorte - ein internationales Problem", Beitrag Symposium Aachen, 1984

Geldner, P.: "Simulationsmodelle zur Ausbreitung von Schadstoffen im Untergrund", in: DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 45, "Kolloquium Grundwasseranreicherung in Forschung und Praxis", 19.-20.6.1984, Eschborn, 1985

Geldner, P. und Zipfel, K.: "Sanierung kontaminierter Standorte - Auswertung nationaler und internationaler Erfahrungen hinsichtlich der Anwendbarkeit der BR Deutschland UBA" Forschungsbericht 102 3 404, Sept. 1985

Haas, D.; Horchler, D.; van Straaten, L.: "Untersuchung und Bewertung von Altablagerungen im Regierungsbezirk Detmold/-

- Nordrhein-Westfalen", Müll und Abfall (a), 1985
- Harress, H.M. und Wolzwarth, W.: "Sanierungsmöglichkeiten bei Boden- und Grundwasserverunreinigungen mit leicht flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen", Z. Dt. Geol. Ges. (134), Hannover, 1983
- Herr, M.: "Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter", Mitteilungsheft 63, Institut für Wasserbau, Stuttgart, 1985
- Hötzl, H. und Wohnlich, St.: "Wasserbewegung in einer dreischichtigen Deponieabdeckung", Zeitschrift dt. geol. Ges. (136), 1985
- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): "Informationsschrift: Deponiegas", Mittlgn. der LAGA Nr. 6, E. Schmidt, Mai 1983,
- N.N.: "Das Erbe ... - Chemiemüll in Deutschland" Magazin 'Der Stern', Nr. 6, 1984
- Pöppinghaus, K.: "Anforderungen an die Behandlung von kontaminiertem Grundwasser", Beitrag Symposium Aachen, 1984
- Raub, O.D.: "Das Deponieverhalten von Galvanikschlämmen", Galvanotechnik 72, 1981
- Ruppert, F.R. und Stössinger, W.: "Kritische Anmerkungen zur Dichtungstechnik von Mülldeponien in natürlichen Grundwasserleitern", Wasser und Boden (5), 1983
- Schirmer, U.: "Sanierung und Erweiterung einer Abfalldeponie durch eine umschließende Dichtungsschlitzwand", Wasser und Boden (11), 1980
- Schmitt, G.-P.: "Mineralisch-wässrige Flächendichtungen - Bodenmechanisches Grundwissen, Bemessung, Anwendungsbeispiele", Wasser und Boden Nr. 9, 1985
- Sodermann, J.V. (ed.): "CRC Handbook of Identified Carcinogens and Non-Carcinogens: Carcinogenicity - Mutagenicity Database" (2 Vols), CRC-Press Inc., 1982
- Symposium Aachen, 1984
siehe: Umweltbundesamt (Hrsg.)
- Umweltbundesamt (Hrsg.): "Kontaminierte Standorte und Gewässerschutz", Symposium Aachen 1.-3.10.1984, Materialien des Umweltbundesamtes 1/85 Erich Schmidt Verlag, Berlin 1985
- van Lidth de Jeude, J.: "Erfahrungen mit dem Bodensanierungspro-

gramm in den Niederlanden", Beitrag Symposium Aachen, 1984
Wu S.J. und Hilger H.: "Evaluation of EPA's Hazard Ranking
System", Journal of Environmental Engineering 110 No. 4, 1984

AUFGABE

für die schriftliche Prüfung 5tes Semester - Präsenzphase

Für den Bau eines Tankes zur Lagerung großer Mengen chlorierter Kohlenwasserstoffe (CKW) kommen die Standorte A und B in die engere Wahl. Zur Lagerung sollen CKW mit PER-ähnlichen Eigenschaften (2te Zeile Tabelle 2.1, Anlage 3) kommen. Vom Standort A liegen zwei Profile eng nebeneinander niedergebrachter Bohrungen (Nr.A-1, Nr.A-2, Anlage 1), vom Standort B dagegen nur ein Profil (Nr.B-1, Anlage 2) vor.

Im Rahmen einer vergleichenden Gefährdungsabschätzung, die über die Standortwahl mitentscheiden soll, sind folgende Teilaufgaben zu bearbeiten:

1.) Bestimmen Sie für beide Standorte die Versickerungsrate (l/sec) pro Quadratmeter Grundfläche für die folgenden Fälle:

Fall 1 : Versickerung von Wasser allein

Fall 2 : Versickerung von CKW allein

Fall 3 : Versickerung von Wasser und CKW gemeinsam bei 40% relativer Wassersättigung (Diagramm 1, Anlage 4 kann als repräsentativ für die hier zubehandelnden CKW gelten.)

(Horizontale Ausbreitungsvorgänge können bei der Berechnung vernachlässigt werden, und es genügt die Verwendung eines eindimensionalen Ansatzes.)

Für die Berechnung soll in allen drei Fällen vorausgesetzt werden, daß

- (a) die an beiden Standorten vorhandene, auflagernde Lehmschicht vollständig gesättigt ist,
- (b) unmittelbar unter der Lehmschicht annähernd atmosphärischer Druck herrscht,
- (c) der Stauspiegel gerade in Höhe der Geländeoberkante liegt.

Für den Standort A ist das Profil Nr. A-2 zugrunde zu legen.

2.) Diskutieren Sie in Stichworten die Bedeutung der in der 1ten Teilaufgabe getroffenen Voraussetzungen als Grundlage einer Gefährdungsabschätzung und geben Sie an, unter welchen hydraulischen Bedingungen mit einer höheren bzw. niedrigeren Eintragsrate zu rechnen ist.

3.) Eine Planungsvariante sieht vor, den Tank bis auf eine Tiefe von 5 m unter Gelände zu versenken.

Vergleichen Sie für diese Variante qualitativ und in Stichworten das Gefährdungspotential der beiden Standorte in Hinsicht auf:

(a) Verweilzeit der CKW in der Deckschicht im Falle eines plötzlichen Versagens der Sicherheitseinrichtungen. (Unter "Deckschicht" ist hier die Grundwasserüberdeckung von der Grundwasseroberfläche bis zur Baugrubensohle zu verstehen.)

(b) Intensität der horizontalen Auffächerung des gesättigten Kernbereiches und Breite der Lösungszone

4.) Nennen Sie mindestens 5 weitere Kriterien, die aus der Sicht des Grundwasserschutzes bei der Standortbewertung zu beachten sind.

Anlagen

- 1.) Profile Nr.A-1 und Nr.A-2
- 2.) Profil Nr.B-1
- 3.) Tabelle 2.1 des CKW-Leitfadens
- 4.) Diagramm 1 Relative Durchlässigkeit für CKW und Wasser als Funktion der Sättigung des Porenraumes

STANDORT A

Profil Nr. A-1

Profil Nr. A-2

0,00 OK. TERRAIN

- 0,40 Ausschüttung

Lehm rotbraun

- 2,00

Fein-Grobkies, grobsandig

- 6,50

Fein-Mittelsand, schluffig
Mittel-Grobkies

- 7,30

- 7,70 Lehm

- 8,20 Grobsand

Fein-Grobkies, grobsandig

- 12,60

Fein-Mittelsand, schluffig
Mittel-Grobkies

- 13,40

- 13,80 Lehm.

Mittelsand
Fein-Grobkies
Gerölle

- 15,30 R.-Wsp.

0,00 OK. TERRAIN

Lehm. rotbraun

$$k_f = 1,0 \times 10^{-7} \text{ m/s}$$

- 1,80

Fein-Grobkies, grobsandig

$$k_f = 1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$$

- 6,40

Mittel-Grobsand $k_f = 2 \times 10^{-4} \text{ m/s}$

- 7,00

Mittel-Grobsand
Fein-Mittelkies $k_f = 1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$

- 8,00

Grobsand
etw. Feinkies $k_f = 5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$

- 9,00

Fein-Grobkies, grobsandig

$$k_f = 1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$$

- 12,00

Grobsand
Fein-Mittelkies

$$k_f = 5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$$

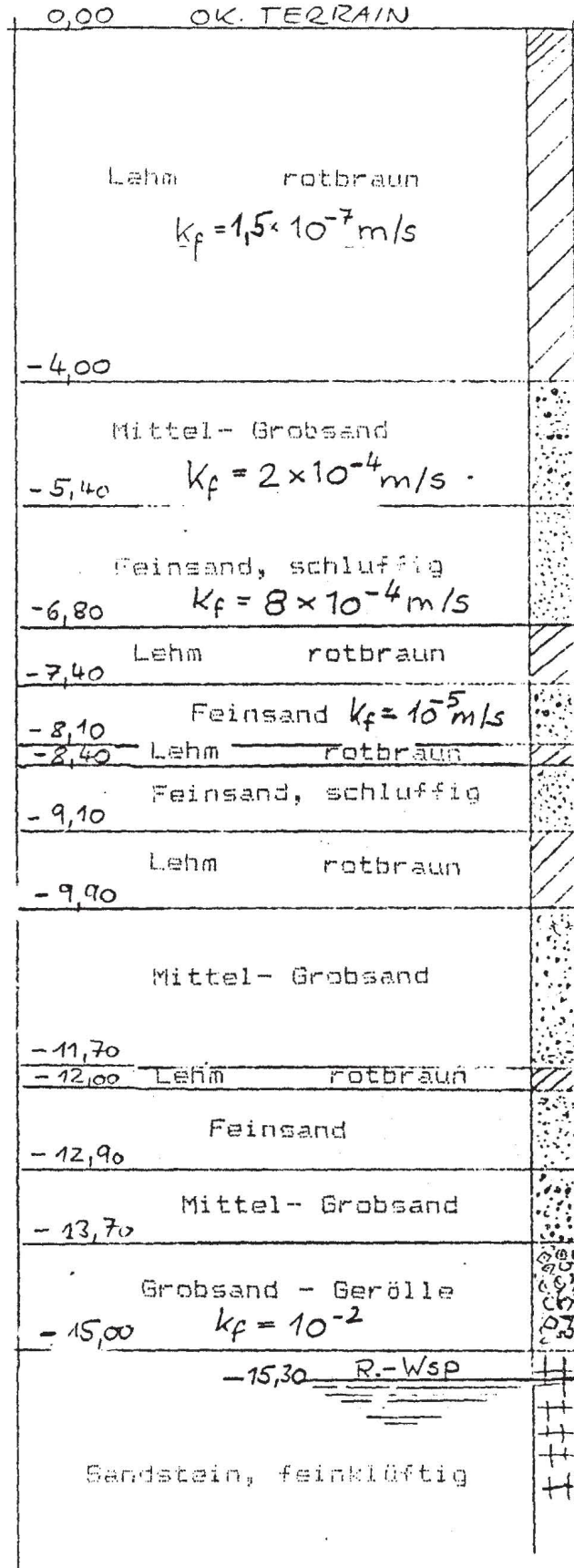
- 14,00

Mittel-Grobkies
Gerölle, grobsandig

- 15,32 R.-Wsp.

STANDORT B

Profil Nr. B-1



Entsprechende Durchlässigkeitswerte wie im oberen Teil des Profils

Symmetrieformel Allgemeine übliche Bezeichnung Wissenschaftl. Bezeichnung	Dichte bei 20°C $\times 10^3$	Kinematische Zähigkeit bei 20°C $\times 10^{-6}$	Dampfdruck bei 20°C mbar	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	Wasser-Luft- Verteilungs- koeffizient $\frac{mg/l \text{ in Wasser}}{mg/l \text{ in der Luft}}$	Stabilisator- mengen
	kg/m^3	m^2/s	mbar	g/m^3	N/m	—	°C	°C	—	Gew %
C_2HCl_3 Trichlorethylen (TRI) Trichlorethen	1,5	0,40	77	1100	32	195	87	74	2,74	~0,05
C_2Cl_4 Tetrachlorethylen (PER/TETRA) Tetrachlorethen	1,6	0,54	19	160	32	398*	121	87	1,22	~0,02
$C_2H_3Cl_3$ (1,1,1-Trichloräthyl- Methylchloroform) 1,1,1-Trichlorethen	1,3	0,65	133	1300*	26	309*	74	65	0,71	3-7
CH_2Cl_2 Methylenchlorid Dichlormethan	1,3	0,32	473	~20000	28	17,8*	40	38	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 Literatursstelle sehr starken Schwankungen

aus: CKW - Leitfaden

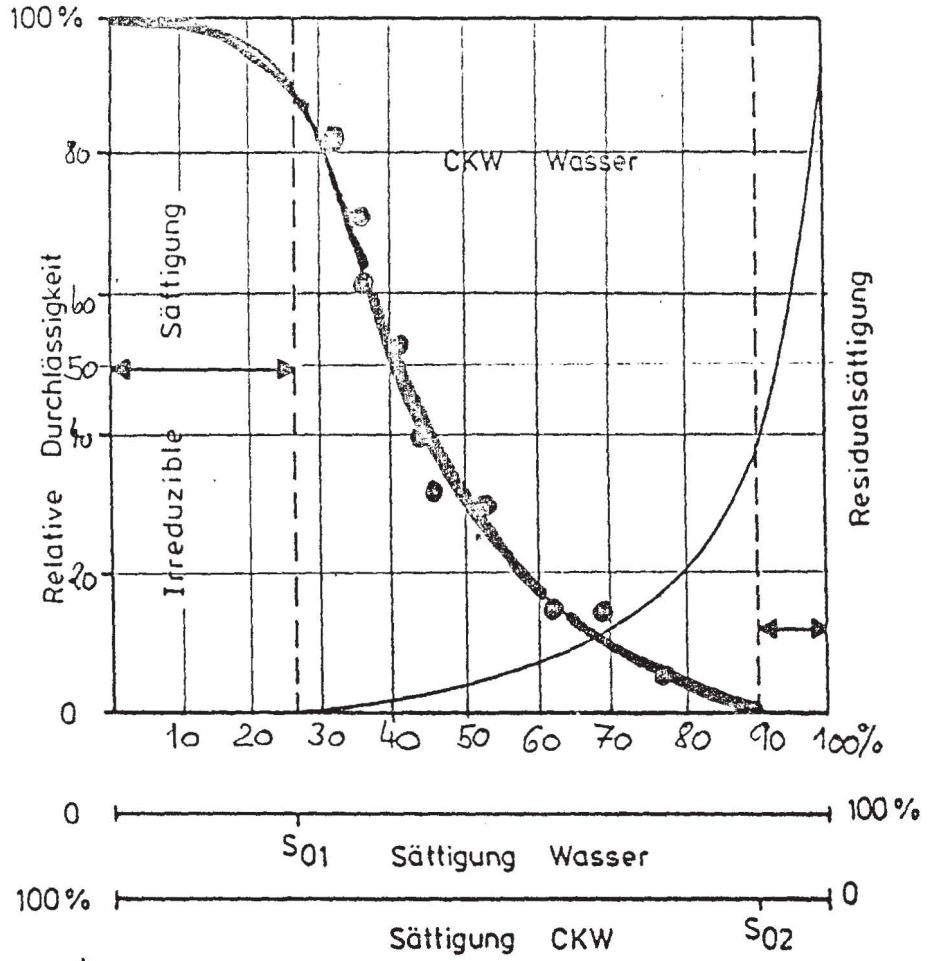


Diagramm 1: Relative Durchlässigkeit für CKW und Wasser als Funktion der Sättigung des Porenraumes (Messprotokoll)