

Literaturstudie

„Stand des Wissens bezüglich der Beprobung von Grundwasser bei Altlasten“

Köstler, Birgit
Barczewski, Baldur
Klaas, Norbert

Universität Stuttgart
Institut f. Wasserbau
Pfaffenwaldring 61
D-70550 Stuttgart

Dezember 1997

Studie im Auftrag der
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Inhaltsverzeichnis

1	Grundwasserprobennahme bei Altlasten.....	7
1.1	Problemstellung.....	7
1.2	Tiefenhorizontierte Probennahme	8
1.3	Vertikalströmungen innerhalb der Grundwassermeßstelle.....	10
2	Direkte Probennahme im Grundwasserleiter	11
2.1	Waterloo Profiler®	11
2.2	BAT®-System	13
2.3	HydroPunch®	15
2.4	Hydrocone®	17
2.5	Drive-Point Verfahren	18
2.5.1	Waterloo Drive-Point Piezometer	18
2.5.2	Geoprobe®	18
2.6	Bewertung der direkten Probennahme im Grundwasserleiter	19
3	Grundwassermeßstellen.....	20
3.1	Meßstellenarten	20
3.1.1	Voll verfilterte Meßstellen.....	21
3.1.2	Mehrfach verfilterte Meßstellen	21
3.1.3	Meßstellenbündel.....	22
3.1.4	Meßstellengruppen	22
3.1.5	Sondermeßstellen.....	22
3.2	Bohrverfahren	23
3.3	Gestaltung der Meßstelle	25
3.3.1	Meßstellendurchmesser	25
3.3.2	Länge und Lage des Filterrohrs	26
3.3.3	Filtertyp.....	26
3.3.4	Ringraumhinterfüllung	27
3.3.5	Ringraumabdichtungen.....	28
3.4	Meßstellenentwicklung.....	29
3.5	Filter- und Vollrohrmaterialien	29
3.5.1	Wechselwirkungen mit Metallen und anorganischen Verbindungen	30
3.5.2	Wechselwirkungen mit organischen Verbindungen.....	33
3.5.2.1	Adsorption und Desorption	33

3.5.2.2	Mögliche Beeinflussungen durch Meßstellenverrohrungen.....	35
3.5.3	Filter- und Vollrohrmaterialien.....	36
4	Probennahme	37
4.1	Schadstoffe in Phase.....	37
4.2	Leichtflüchtige Verbindungen	40
4.3	Abpumpen des Standwassers.....	41
4.4	Vor-Ort-Messungen.....	47
4.5	Probennahmegeräte und -materialien	50
4.5.1	Schöpfgeräte und Pumpen	50
4.5.1.1	Einhängtiefe der Pumpe	54
4.5.1.2	Pumpraten.....	55
4.5.2	Sonstige Probennahmegeräte.....	56
4.5.3	Probenbeeinflussung durch Schlauch- und Pumpenmaterialien.....	57
4.5.3.1	Einflüsse durch Sorption und Desorption	58
4.5.3.2	Einflüsse durch Gasdiffusion	61
4.6	Reinigung der Probennahmegeräte und -materialien.....	62
4.7	Probenkonservierung und -transport	63
5	Probennahmesysteme.....	66
5.1	Separationspumpen.....	67
5.1.1	Simultane Pumpraten Methode (SPR-Methode).....	67
5.1.2	Separation Pumping.....	68
5.1.3	Packer Baffle System.....	70
5.1.4	Bewertung der Separationspumpverfahren.....	72
5.2	Packer-Systeme.....	72
5.2.1	Bewertung der Packer-Systeme	74
5.3	Stationäre Punktprobennahmesysteme	74
5.3.1	Multi-level Systeme.....	74
5.3.1.1	Waterloo Multilevel Groundwater Monitoring System®	74
5.3.1.2	Westbay MP System®	75
5.3.2	Sock-Sampler.....	77
5.3.2.1	In-Line-Packer-System	77
5.3.3	Sorptionsprobennehmer	78
5.3.3.1	Lobbe-DMLS®	78
5.3.3.2	Gore-Sorber®	80

5.3.3.3	Diffusionsröhrchen.....	82
5.3.4	Bewertung der stationären Punktprobennahmesysteme	82
5.4	Schlußfolgerung für die Auswahl der Probennahmesysteme	83
6	Anhang I.....	85
7	Literaturverzeichnis	87

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schritte zur Erlangung von Grundwasserbeschaffenhkeitsdaten und dabei m3gliche Fehlerquellen.	7
Tabelle 2: Eignung der Me3stellen zur tiefenorientierten Grundwasserprobennahme.....	23
Tabelle 3: 3bersicht 3ber feldtaugliche Analysenprinzipien.....	50
Tabelle 4: Beschaffenhkeitsver3ndernde Wirkung der Grundwasserentnahmetechniken.....	50
Tabelle 5: Systematisierung der Grundwasserentnahmetechniken.....	51
Tabelle 6: Ger3te- und me3technische Voraussetzung in Abh3ngigkeit der geohydraulischen Gegebenheiten des zu beprobenden Grundwasserbereiches.....	52
Tabelle 7: Auswahl des Probennahmesystems als Funktion des Kennwertespektrums	54
Tabelle 8: Vergleich einer konventionellen Probennahme mit dem „Vegas-Ger3t“	57
Tabelle 9: Chemische Bezeichnung verschiedener Schlauchmaterialien	58
Tabelle 10: Eignung von Rohr- und Schlauchmaterialien zur Grundwasserprobennahme bei der chemischen Untersuchung bestimmter Parameter und Parametergruppen im Spurenbereich	61
Tabelle 11: Empfohlene Ma3nahmen zur Probenkonservierung.....	66
Tabelle 12: Zusammenfassung der Probennahmesysteme.....	84
Tabelle 13: Gegenseitige Vertr3glichkeit von Materialien zum Me3stellenausbau und Probennahme mit umweltrelevanten chemischen Verbindungen.....	85

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Waterloo Profiler®	12
Abb. 2: BAT®-System	14
Abb. 3: HydroPunch® und Hydrocone®	16
Abb. 4: Tiefenorientierte Erkundung einer PCE-Kontamination	19
Abb. 5: Meßstellentypen für die Grundwasserprobennahme	21
Abb. 6: Filtertypen für Grundwassermeßstellen.....	27
Abb. 7: Veränderungen der TCE-Konzentration und der Elektrischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit zu den abgepumpten Rohrvolumina	44
Abb. 8: Zeitlicher Verlauf der in-situ und on-site gemessenen Temperatur	49
Abb. 9: Simultane Pumpraten Methode	68
Abb. 10: Seperation Pumping.....	69
Abb. 11: Packer Baffle System.....	71
Abb. 12: Fallbeispiele zur Beprobung voll oder mehrfach verfilterter Grundwassermeßstellen	73
Abb. 13: Waterloo Multilevel Groundwater Monitoring System®	75
Abb. 14: Westbay MP System®: Aufbau, Probennahmesonde, Probennahmebehälter	76
Abb. 15: In-Line-Packer-System	78
Abb. 16: Lobbe-DMLS®	79
Abb. 17: Schematische Darstellung eines Gore-Sorber®-Moduls.....	81

1 Grundwasserprobennahme bei Altlasten

1.1 Problemstellung

Für die Grundwasserprobennahme bei Altlasten existieren bislang sehr wenig Vorgaben und Richtlinien. Dieser Umstand widerspricht aber der Bedeutung, die die Beprobung von Altlasten, insbesondere Rahmen der Erkundung und Langzeitüberwachung von Grundwasser-schadensfällen, besitzt. Darüber hinaus treten bei der Ermittlung von repräsentativen Grundwasserbeschaffenheitsdaten eine Vielzahl von Fehlermöglichkeiten auf, die Änderungen der Grundwasserprobe zu Folge haben können.

<u>Schritte</u>	<u>mögliche Fehlerquellen*</u>
Erkundung der Untergrundbeschaffenheit ↓	verunreinigtes Bohrggerät, Abrieb vom Bohrgestänge ⇒ Kontamination im Nahbereich des Bohrpunktes
Bohrvorgang zur Meßstelleneinrichtung ↓	verunreinigtes Bohrggerät, Abrieb vom Bohrgestänge, Auswahl und Eigenschaften von Bohrspülzusätzen ⇒ Kontamination der Meßstellenumgebung
Meßstellenausbau ↓	ungeeignete Materialien im Ringraum, Auswahl und Eigenschaften von Materialien (Filter- und Vollrohre, Abstandshalter, Rohrverbindungen), mangelhafter technischer Ausbau, unzureichendes Klarpumpen (Spülzusätze)
Probennahme ↓	ungeeignetes Material des Probennahmegerätes (Schlauch, Pumpe), Probennahmemechanismus (Ausgasung/Belüftung), unzureichendes Abpumpen, ungeeigneter Probennahmezeitpunkt
Probenbehandlung und -konservierung ↓	unzureichende Konservierung, Matrixeffekte, ungeeignete Art und Material von Probenbehältern
Probentransport und -lagerung ↓	ungeeignete Lager- und Transportbedingungen ⇒ Entgasungs-, Temperatur- und Zeiteffekte, Lichteinfall, Luftberührung, mikrobieller Abbau, Oxidation, Materialveränderungen,
Analytik ↓	Matrixeffekte, ungeeignete Analysenmethode
Meßwert	Fehler im Meßprotokoll und bei der weitergehenden Datenverarbeitung

* Beschaffenheitsbezogene Auswahl, die Fehler bei mangelnder Repräsentativität der Meßstelle und technische Mängel an Geräten, sowie mögliche menschliche Irrtümer unberücksichtigt läßt.

Tabelle 1: Schritte zur Erlangung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten und dabei mögliche Fehlerquellen. (DVWK-Mitteilungen 20, 1990)

Im Zusammenhang mit den Vorbereitungen zum Lehrgang III für Probennehmer über die Grundwasserprobennahme bei Altlasten wurde von der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU)

Baden-Württemberg die Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (VEGAS) der Universität Stuttgart beauftragt, eine Literaturrecherche mit dem Thema „Stand des Wissens bezüglich der Beprobung von Grundwasser bei Altlasten“ durchzuführen.

Zu diesem Zweck wurden gesetzliche Normen, Regelwerke, Firmenprospekte und aktuelle Artikel in einschlägigen Fachzeitschriften gesichtet. Parallel dazu wurden mittels einer internationalen EDV Online-Recherche folgende relevante Datenbanken auf Veröffentlichungen von der Zeit nach 1970 durchsucht:

- Chemical Abstracts
- Pollution Abstracts
- ENVIROLINE (Internationale Umweltdatenbank)
- GEOREF (Internationale geologische Datenbank)
- RSWB (Datenbank des Bauingenieurwesens)
- ULIDAT (Datenbank des Umweltbundesamtes)

In der vorliegenden Arbeit handelt es sich um die Fortführung einer Literaturstudie (LFU, 1993), die sich mit der Beprobung von Grundwässern im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogramms Baden-Württemberg beschäftigt. Aus diesem Grund werden die in der Veröffentlichung von 1993 bereits umfassend bearbeiteten Kapitel nur noch verkürzt abgehandelt.

1.2 Tiefenhorizontierte Probennahme

Die Ermittlung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit erfordert stets die Entnahme von Grundwasserproben, da für den größten Teil der zu messenden physikalischen und chemischen Parameter derzeit noch keine in-situ Messungen möglich sind (BARCZEWSKI, 1997). Für die allgemeine Grundwasserbeobachtung reichen i.d.R. zustromgewichtete Grundwasserproben (über die gesamte Entnahmetiefe einer Meßstelle „gemittelt“) aus herkömmlichen Grundwassergütemeßstellen aus, um Kenntnisse über die Qualität des Grundwassers und seiner Hintergrundbelastung zu erhalten. Jedoch für die Erkundung, Überwachung und Sanierung von Altlasten, liefern diese Verfahren, besonders für die Erfassung vertikaler Konzentrationsunterschiede, keine ausreichenden Informationen (TRUDELL et al., 1986; HUNTZINGER & STULLKEN, 1988; GOSSELIN et al., 1994). Hier ist eine gezielte Untersuchung im Einzugsgebiet einer Meßstelle, z.B. über das Einzugsgebiet von Schadstoffen, Fließbewegungen im Aquifer oder Schadstoffverteilungen, mit Tiefenprofilen von Wasserinhaltsstoffen über den gesamten Grundwasserquerschnitt notwendig.

Während es aber für die Gewinnung zustromgewichteter Proben eine Reihe von Richtlinien und Merkblättern gibt, wurden bisher nur wenige systematische Untersuchungen zur Entnahme repräsentativer tiefenorientierter Grundwasserproben durchgeführt (NITSCHKE et al., 1996), obwohl eine Vielzahl von Feldstudien zeigte, daß in Kontaminationsfahnen bereits innerhalb kurzer Abschnitte (< 3 m) extreme vertikale Konzentrationsgradienten im Untergrund existieren können (PICKENS et al., 1978; RONEN et al., 1987a,b; NIKOLAIDIS et al., 1994). Verursacht werden diese Konzentrationsunterschiede durch kleinräumige geologische Variationen, die die komplexen physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse, und somit den Verbleib bzw. Transport von Kontaminationen im Untergrund, beeinflussen. Es wurde deutlich, daß gerade diese Prozesse und geologischen Heterogenitäten

zum Großteil verantwortlich sind für Wasserwegsamkeiten und Kontaminationspfade, die Umwandlung bzw. den Abbau von Schadstoffspezies und oftmals auch für die Vereitelung von Sanierungskonzepten (PULS & PAUL, 1997). Es ist daher wichtig, sich einen möglichst genauen Überblick über die vertikalen und horizontalen Konzentrationsgradienten im Untergrund zu verschaffen. Aus diesem Grund soll in dieser Arbeit besonderes Augenmerk auf die Gewinnung von repräsentativen tiefenhorizontierten/tiefenorientierten Grundwasserproben gelegt werden.

Die Repräsentativität ist gegeben, wenn die zu einem definierten Zeitpunkt aus einem definierten Volumenelement des Grundwasserleiters entnommene Grundwasserprobe die in-situ Verhältnisse des Entnahmeraumes hinsichtlich seiner Milieukennwerte, der Konzentration sowie der Verteilung der Grundwasserinhaltsstoffe und der physikalischen/biologischen Eigenschaften widerspiegelt (NITSCHE et al., 1996).

Während die Konzentrationsunterschiede bei anorganischen Wasserinhaltsstoffen zwischen der maximal zu erwartenden Konzentration und den minimal zu ermittelnden Werten in der Regel relativ gering sind (z.B. eine Größenordnung), können sie insbesondere bei den industriellen Schadstoffen mehrere Größenordnungen betragen. Als besondere Probleme der Grundwasserprobennahme bei Altlasten lassen sich u.a. folgende Punkte herausgreifen (BARCZEWSKI, 1997):

- Sorption der Schadstoffe (z.B. PAK) an Schläuchen, Pumpen,...
→ Sorptions-/Desorptionsgleichgewicht wird oft nicht erreicht.
Lösungsvorschlag: - wenig sorbierendes Material verwenden,
- beim Abpumpen Schöpfer verwenden
- Konzentrationsunterschiede zwischen verschiedenen Meßstellen oder Schichten sind u.U. sehr groß.
→ Verschleppungsgefahr ist daher besonders groß! Reinigung der Geräte meist schwierig!
Lösungsvorschlag: - mehrere Geräte verwenden,
- von geringen zu hohen Konzentrationen beproben.
- Luftzutritt bei anaeroben Proben
Lösungsvorschlag: - Gefäße randvoll abfüllen und schnell verschließen,
- bfüllschlauch stets untergetaucht halten.
- Verschiedene Schadstoffe (z.B. PAK) degradieren bei Lichtzutritt
Lösungsvorschlag: - Lichtzutritt verhindern,
- Braunglasflaschen
- Aufschwimmende Schadstoffe in Phase, in manchen Fällen schwierig zu erkennen
→ verschwinden beim Abpumpen des stagnierenden Wassers
Lösungsvorschlag: - Vorsicht bei Konzentrationen nahe der Sättigungskonzentration,
- evtl. Schöpfprobe vor dem Abpumpen
- Ausgasen von leichtflüchtigen Schadstoffen
Lösungsvorschlag: - Spezialprobennehmer,
- schnelles Verschließen der vollgefüllten Gefäße,
- untergetauchter Füllschlauch

1.3 Vertikalströmungen innerhalb der Grundwassermeßstelle

Besonders bei der Probennahme aus tieferen Grundwassersystemen (> 10 m) bekommen Druckhöhenunterschiede, verursacht durch nicht hydrostatische Druckverteilungen im Aquifer, und daraus resultierende Vertikalströmungen innerhalb eines Horizonts oder zwischen unterschiedlich tiefen Grundwasserleitern eine besondere Bedeutung. Die Strömungsrichtung kann dabei, je nach hydrogeologischen Gegebenheiten, sowohl abwärts wie auch aufwärts gerichtet sein. Ursache hierfür können kleinräumige Anisotropien, Linsen und Schichten von schlechter durchlässigem Material oder eine Grundwasserentnahme/-versickerung sein (LERNER & TEUTSCH, 1995).

RUSHTON & HOWARD (1982) berichteten über einen Druckhöhenunterschied von 1 m in einem 62 m mächtigen Trias-Sandstein bei Kenyon Junction (Liverpool, UK). Auch BRASSINGTON (1992) beschrieb eine Druckhöhendifferenz von über 6 m zwischen zwei benachbarten 4 und 15 m Bohrlöchern im St. Bees Sandstein (Cumbria, UK). Selbst geringe Druckhöhenunterschiede von 0,1 m haben eine beträchtliche Vertikalströmung des Grundwassers und damit auch einen vertikalen Schadstofftransport, vor allem in vollverfilterten Meßstellen, zur Folge (BARCZEWSKI et al., 1991; SEGAR, 1993; JONES & LERNER, 1995).

NITSCHKE et al. (1996) berichtete, daß die vertikale Strömungsgeschwindigkeit in einer 4"-Grundwassermeßstelle bei laminarer Strömung und einem Druckhöhenunterschied im Vertikalprofil von 1 cm/10 m Tiefe einen über 100.000fachen Wert der horizontalen Strömung beträgt. Daraus resultiert, daß eine vollständig verfilterte Grundwassermeßstelle (aber auch undichte Grundwassermeßstellenrohre) zur vertikalen Vermischung einer im Grundwasserleiter vorhandenen vertikal differenzierten Beschaffenheit führt, die sich insbesondere auf deren Abstrombereich auswirkt.

Es stellt sich nun die Frage, welche Ergebnisse eine tiefenorientierte Grundwasserprobennahme anstrebt. Soll die Probe die Zusammensetzung des zur Zeit vorhandenen Grundwassers oder die des ursprünglichen Grundwassers, wenn die Meßstelle nicht gebohrt worden wäre, widerspiegeln? Die Antwort auf diese Frage ist abhängig von der Zielsetzung der Untersuchungen. Für ein Grundwasserüberwachungsprogramm liefert das ursprüngliche Grundwasser bessere Anhaltspunkte. Hierzu muß die Vertikalströmung in der Meßstelle unterbunden und das zugeströmte Grundwasser vor der Probennahme entfernt werden. Geeignet sind dazu entweder aktive Verfahren oder Sock-Sampler (vgl. Kapitel 5). Hingegen ist für die Altlastenerkundung sowohl die ursprüngliche, als auch die momentane Grundwasserzusammensetzung von Bedeutung (LERNER & TEUTSCH, 1995).

In Fällen bei denen in der Meßstelle natürliche Vertikalströmungen auftreten, können auch bei ordnungsgemäß ausgebauten mehrfach verfilterten Meßstellen (siehe Kapitel 3.1.2) und sachgerechter Beprobung, durch die induzierten Austauschströmungen im Nahbereich der Meßstelle erhebliche Abweichungen der gemessenen Wasserbeschaffenheit gegenüber der Beschaffenheit in der beprobten Schicht auftreten. So kann z.B. Wasser aus einer kontaminierten Schicht durch erwähnte Verfilterung in die Meßstelle eintreten und an einer anderen Verfilterung wieder in den Aquifer abströmen und dort das unkontaminierte Wasser verunreinigen. Bei der Beprobung wird dann auch beim Abpumpen der Probe aus dem Grundwasserleiter das teilweise kontaminierte Wasser gefördert (BARCZEWSKI, 1997).

2 Direkte Probennahme im Grundwasserleiter

Bevor auf einer Altlastenverdachtsfläche eine Grundwassermeßstelle gesetzt werden kann, sollten Ergebnisse über die Art und den Umfang der Kontamination vorliegen, und zwar nicht nur in ihrer horizontalen, sondern auch in der vertikalen Ausbreitung. Durch Kenntnisse über die dreidimensionale Verteilung von Kontaminationen läßt sich besser ableiten, wieviele Meßstellen, wo und in welcher Tiefe gesetzt werden müssen. Darüber hinaus ist es möglich, das Sanierungskonzept zu optimieren. Den dazu nötigen Informationsumfang erhält man durch herkömmliche Erkundungsmethoden nur unzureichend. Aus diesem Grund beschrieben viele Autoren (z.B. MANN et al., 1989; CHIANG et al., 1992; TILLMANN, 1993) die zusätzlichen Vorteile, die sich durch eine Probennahme direkt im Grundwasserleiter ergeben. Hierzu zählt eine schnelle Untersuchung der Ausbreitung von Schadstofffahnen und Konzentrationsverläufen bereits bei der Vorerkundung.

2.1 Waterloo Profiler®

Der Waterloo Profiler® wurde an der Waterloo Universität in Ontario, Kanada entwickelt. Er ermöglicht es durch ein sog. „Direct-Push“-Verfahren mehrere tiefenorientierte Grundwasserproben in nur einem Einschlagpunkt durch Ansaugöffnungen in der Stahlspitze zu entnehmen. Die Förderung der Proben erfolgt durch Pumpen.

Prinzip

Für die Anwendung dieser Sonde ist ein transportables Bohrgestell erforderlich. An der Spitze der Sonde befinden sich Öffnungen, die mit einem Adapter verbunden sind. Die Proben werden von der Oberfläche aus mittels einer Schlauchpumpe entweder durch ein dünnes Stahlrohr oder durch einen Teflonschlauch gefördert. Die Probennahme erfolgt nach kurzem Vorpumpen bis zur Konstanz der Leitfähigkeit in 40 ml Gläschen, durch die das Wasser hindurch geleitet wird. Durch das Verfahren ist es möglich, mehrere Proben aus unterschiedlichen Tiefen mit nur einem Einschlagpunkt zu erhalten. Während dem Tieferschlagen wird die Sonde mit etwas destilliertem Wasser gegengeschpült, um ein Verstopfen der Probennahmeöffnungen zu vermeiden. Anschließend wird wieder bis zur Konstanz der Leitfähigkeit gepumpt, um sicherzugehen, daß das destillierte Wasser vor der Probennahme wieder vollständig entfernt wird.

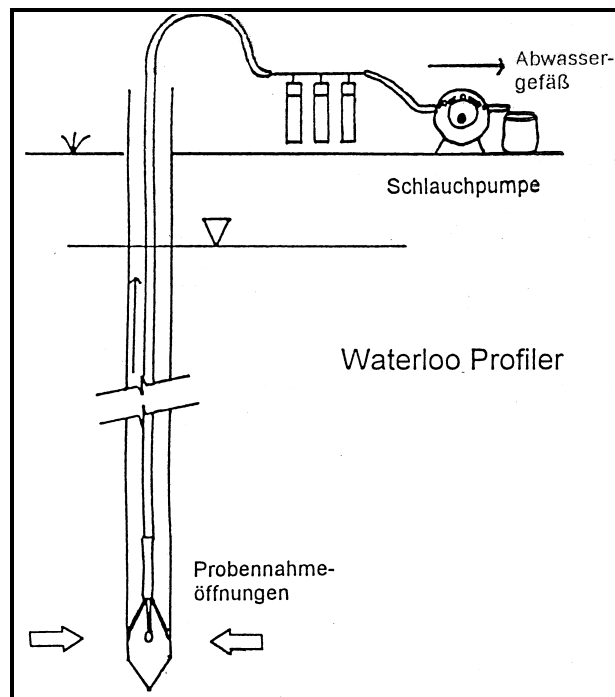


Abb. 1: Waterloo Profiler® (PRECISION-Produktinformation, 1997)

Anmerkungen

Das System wurde vor allem für sandige oder kiesige Untergründe konzipiert. Hierbei dauert die Probennahme pro Horizont 10-30 min, je nach Durchlässigkeit. Für sehr bindige Böden ist die Methode zu zeitaufwendig und daher unrentabel. Durch das Einrammen der Sonde können das Profil und somit auch die Kontaminationshorizonte leicht verschmiert werden. Mit der Saugpumpe ist das System nur bis max. 8 m Flurabstand nutzbar, außerdem besteht die Gefahr der Strippung leichtflüchtiger Stoffe bei Probenförderung durch eine Saugpumpe. Soll aus einer größeren Tiefe eine Probe gezogen werden (laut Hersteller bis 40 m möglich), muß eine andere Fördertechnik verwendet werden, üblicherweise durch Einbau einer Verdrängerpumpe im unteren Bereich des Sondenrohres.

Praxiserfahrungen

Das Gerät wurde unter anderem in Kalifornien bei der Erkundung der vertikalen und horizontalen Verteilung eines CKW-Schadens getestet. Aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse konnte die optimale Lage für eine Sanierung mittels „Funnel and Gate“ geplant werden (UNIVERSITY OF WATERLOO, 1996; PRECISION-Produktinformation, 1997). BARKER & DICKHOUT (1988) stellten fest, daß die Verwendung einer Saugpumpe zu Ausgasungen von flüchtigen Verbindungen führte. Die dadurch entstandenen Konzentrationsverluste lagen für PCE bei 37 % und für TCE bei 25 % der Gesamtkonzentration. BAERG et al. (1992) hingegen wiesen nur Verluste von 12 % bei PCE und 7 % bei TCE nach. Sie betonten aber, daß dies bei Konzentrationsunterschieden zwischen den einzelnen Probennahmehorizonten von drei bis vier Größenordnungen bei der Gesamtschadensbewertung vernachlässigbar sei. Weiterführende Untersuchungen über mögliche Beeinflussungen der Grundwasserprobe wurden von PITKIN et al. (1997) durchgeführt. BROHOLM et al. (1994) verglichen die Ergebnisse von TCM, TCE und PCE

des mit den Werten eines benachbarten Meßstellenbündels. Die jeweiligen Untersuchungsintervalle betragen dabei 10 cm. Sie stellten eine gute Korrelation der Werte beider Systeme in unterschiedlichen Tiefen fest. PITKIN et al. (1994) verglich den Waterloo Profiler[®] mit mehreren Drive-Point-Piezometern und mit geschöpften und gepumpten Grundwasserprobe aus einer herkömmlichen, vollständig ausgebauten Meßstellengruppe. Die Ergebnisse der Drive-Point-Piezometer wiesen Schwankungen von 45 % zwischen der Winter- und Sommerbeprobung auf und waren deshalb zum Vergleich ungeeignet. Die Ergebnisse der Schöpfproben der Meßstellengruppe lagen 6-60 %, im Durchschnitt 28,3 %, über den Werten der Grundwasserproben, die mittels einer Schlauchpumpe gefördert wurden, und 28 % über dem Waterloo Profiler[®]. Dennoch betonten auch PITKIN et al. (1994), daß diese Minderbefunde vernachlässigbar seien im Hinblick auf die Vorteile dieses Verfahrens. Auf diese Weise konnte eine viel genauere Beurteilung der Schadstoffverteilung, als dies mit herkömmlichen Methoden möglich wäre, durchgeführt werden, ohne daß dabei Entsorgungskosten für Bohrmaterial anfielen.

2.2 BAT[®]-System

Das BAT[®]-System ist benannt nach seinem Erfinder **Bengt Arne Torstensson** und wurde in den 70er Jahren in Schweden von der Firma BAT[®] Envitech, Inc. entwickelt. Die Grundwasserprobe wird durch Anlegen von Vakuum an einem porösen Filterelement gewonnen und strömt in-situ in das Transportgefäß.

Prinzip

Die Sonde besteht aus einer Stahlspitze mit einem porösen Filterelement und einem hohlen Gestänge. Die Sondenspitze ist in zwei unterschiedliche Ausführungen erhältlich. Die MK 2-Sonde ohne Schutzrohr für das 3 cm lange Filterelement und die Enviro-Sonde mit einem 10 cm langen Filterrohr und zurückziehbarem Schutzrohr. Die Filterelemente sind in Edelstahl, HDPE und PTFE erhältlich. Die Sonde wird bis zur gewünschten Tiefe in die gesättigte Zone gerammt oder in ein bestehendes Bohrloch eingesetzt. Mit einem Adapter wird ein verschlossenes, luftleeres 35 ml Gläschen durch die Schlagstange nach unten geschoben. Nachdem eine Hohnadel das Septum des Glases und ein Septum oberhalb des Filterelements durchstoßen hat, wird durch das Vakuum im Glas Grundwasser eingesaugt. Die erste Probe wird verworfen, da sich in ihr noch Luft und verschlepptes Wasser aus dem Filter befinden kann. Die eigentliche Probe wird erst nach diesem „Vorspülen“ gezogen. Laut Hersteller handelt es sich um ein geschlossenes System, bei dem der Wasserdruck der Probe erhalten bleibt und es zu keinen Ausgasungen kommt.

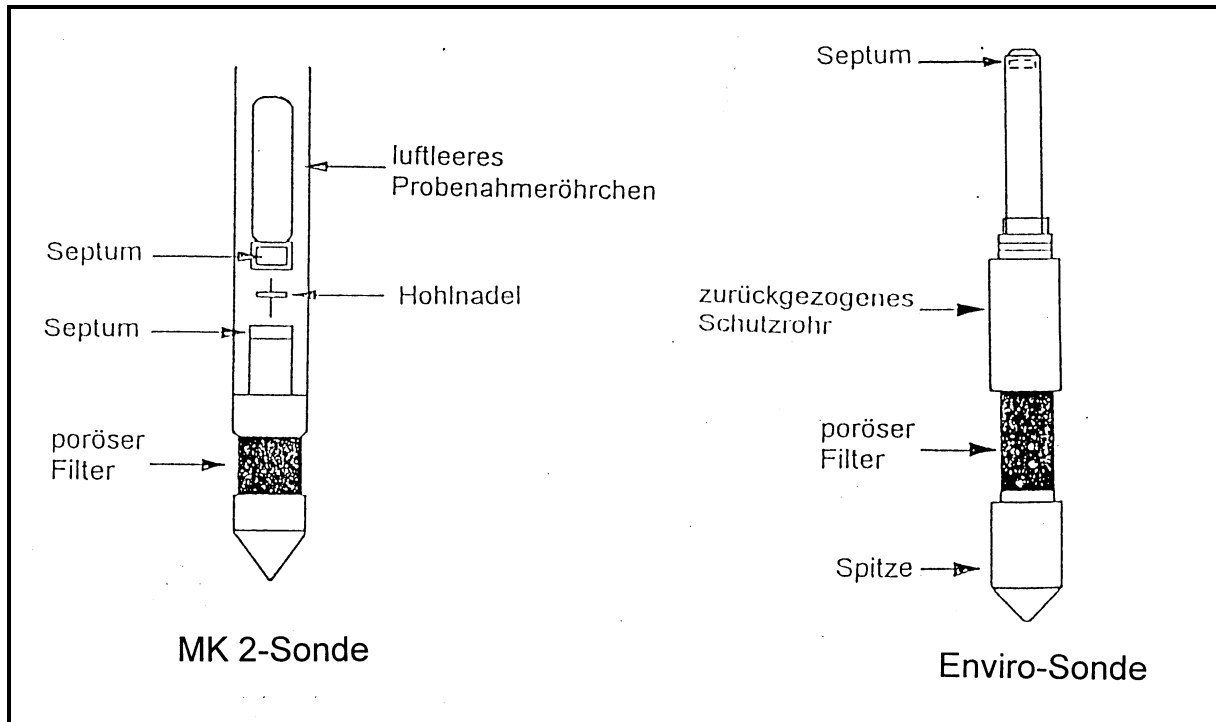


Abb. 2: BAT[®]-System (MINES et al., 1993)

Anmerkungen

Bei der Ausführung ohne Schutzrohr kann es beim Einschlagen der Sonde zu Verschleppungen im porösen Filterelement kommen. Durch hohe Flurabstände des Grundwassers und sehr bindigen oder groben Untergrund sind dem System Grenzen gesetzt. Eine weitere Schwierigkeit könnte beim Verschließen der Gläschen unter Vakuum auftreten, da ihr vollkommener luftleerer Zustand nur schwer kontrollierbar ist. Außerdem ist es fraglich, ob das Verfahren für leichtflüchtige Verbindungen uneingeschränkt tauglich ist. Durch das Vakuum im Glas findet ein sehr schnelles Einströmen durch die Hohnadel statt, ähnlich einem Springbrunnen, wodurch es zu Ausgasungen und anschließenden Rücklösungen kommen kann. Als Vorteil ist zu sehen, daß die Probe nicht extra umgefüllt werden muß, sondern in den Gläschen transportiert und analysiert werden kann.

Praxiserfahrungen

PANKOW (1986) stellte fest, daß es durch einen verbleibenden Luftraum in den Probenahmegläschen zu Konzentrationsverlusten von VOCs kommen kann. Außerdem stellte er fest, daß die Proben innerhalb von drei Tagen analysiert werden müssen. Es ist auch möglich mit diesem Verfahren Grundwasserproben direkt aus einer Meßstelle zu entnehmen. Hierbei wurden wesentlich höhere Werte gemessen als mit einem herkömmlichen Schöpfgerät erzielt wurden (TORSTENSSON, 1984; TORSTENSSON & PETSONK, 1986). BLEGEN et al. (1988) verglichen mehrere Verfahren zur Grundwasserprobennahme, darunter Schöpfgeräte, Impulspumpen und das Westbay MP System[®]. Mit dem BAT[®]-System konnten jedoch die höchsten Konzentrationen von Benzol und Chlorbenzol ermittelt werden. KLOPP et al. (1989) beschrieben die erfolgreiche Anwendung dieses Verfahrens sowohl bei anorganischen Kontaminationen, als auch bei Verunreinigungen durch leichtflüchtige organische Verbindungen. Sie stellten fest, daß die vertikalen Konzentrationsunterschiede sehr gut erfaßt wurden, und somit eine Optimierung der Sanierungskonzepte möglich war. Hätte man die

gleiche Aussagegenauigkeit durch herkömmliche Verfahren erreichen wollen, so wären die Untersuchungskosten nach ihren Berechnungen um 50-75 % gestiegen. POHLMANN et al. (1990) führten eine Studie durch, bei der die BAT[®]-Sonde in ein Bohrloch eingesetzt und mit Filterkies versehen wurde, um eine Grundwassermeßstelle zu simulieren. MINES und STAUFFER (1992) untersuchten die Ausgasungseffekte bei VOCs, die sich durch das anlegen des Vakuums ergeben können. Ausgangspunkt hierzu war ein mit Mineralöl kontaminiertes Gelände. Bei Vergleichsmessungen rund um eine bestehende Grundwassermeßstelle herum und auch in der Meßstelle mit der MK 2-Sonde und einem Teflonschöpfgerät, lieferte das BAT[®]-System durchgehend höhere Konzentrationen als der Schöpfer. In Florida wurden Vergleichsmessungen zwischen dem BAT[®]-System direkt im Boden und einer benachbarten, vollverfilterten Grundwassermeßstelle gemacht. Dabei wurde das System auf seine Eignung zur Erkundung von BTEX getestet. Mit dem BAT[®]-System wurden durchgehend höhere Konzentrationen als in der Meßstelle erzielt, die nach dem Abpumpen des Standwassers mit einem Schöpfgerät beprobt wurde (MINES et al., 1993). ZEMO et al. (1994) berichteten, daß es durch die Verwendung dieser Technologie auf einem mit VOCs kontaminierten Gelände möglich war, bis zu 60 % der Untersuchungskosten einzusparen, da das zu entwickelnde Meßstellennetz effektiver geplant werden konnte. (STRUTYNSKY & SAINCY, 1990,1992; KUHLMIEIER & STURDIVANT, 1992)

2.3 HydroPunch[®]

Dieses Probennahmesystem wurde 1985 entwickelt und wird nun von der QED Environmental Systems Inc. in Ann Arbor, Michigan vertrieben. Es erlaubt die Probennahme von tiefenorientierten Grundwasserproben direkt im Boden und besitzt ein zurückziehbares Schutzrohr für den Filterabschnitt.

Prinzip

Für die Anwendung dieser Probennahmetechnologie ist ein transportables Bohrgestell erforderlich. Das System besteht aus einem Edelstahlfilterrohr, das mit einem Schutzrohr versehen ist, während es in den Boden gerammt wird. Wenn die gewünschte Probennahmetiefe erreicht ist, wird das Schutzrohr um ca. 45 cm zurückgezogen und das Filterrohr somit freigelegt. Oberhalb des 25 cm langen Filterrohres befindet sich eine kleine 500 ml Kammer aus Edelstahl oder Teflon[®] mit einem Rückschlagventil, die sich in Abhängigkeit vom hydrostatischen Druck mit Grundwasser füllt. Laut Hersteller sollte sich der Probennahmeabschnitt mindestens 1,5 m unterhalb des Grundwasserspiegels befinden, um einen ausreichenden Druck zum Befüllen der Probenkammer zu gewährleisten. Die Fülldauer kann je nach Untergrund zwischen 5 und 45 Minuten liegen. Ist diese gefüllt, wird der HydroPunch[®] wieder herausgezogen und die Grundwasserproben in Transportgefäße umgefüllt. Die Dauer der Probennahme beträgt je nach Untergrundverhältnissen 15-30 Minuten.

Anmerkungen

Laut Hersteller kann das System auch in bindigem und grobem Untergrund eingesetzt werden. Jedoch kann das Verfahren aufgrund der relativ groben Filtermaschengröße zu einer starken Probentrübung führen. Durch eingetragenes Material ist es möglich, daß das Rückschlagventil des Probenbehälters nicht ordentlich schließt. Die Probe kann so während des Herausziehens wieder zurückfließen. Darüber hinaus können bei einem sehr hohen Schluffanteil im Boden die Filteröffnungen verstopfen. Durch das Einrammen des HydroPunch[®] kann es zu Kurzschlußbildungen zwischen unterschiedlich durchlässigen Aquiferhorizonten kommen. Es

ist daher möglich, daß die entnommene Wasserprobe in Wirklichkeit größtenteils aus einem darüberliegenden, stärker durchlässigen Bereich stammt.

Praxiserfahrungen

Das HydroPunch[®]-Verfahren wurde in den USA bei einer Vielzahl von hydrogeologischen Untersuchungen eingesetzt. EDGE & CORDRY (1989) benutzten dieses Verfahren zur Grundwassererkundung bei einer Altablagerung in Kalifornien. Sie stellten dabei eine gute Korrelation zwischen den VOC-Ergebnissen des HydroPunch[®] und vorhandener herkömmlicher Grundwassermeßstellen fest. Sie betonten außerdem, daß das Gerät im Vergleich zum Bau von Grundwassermeßstellen sehr kostengünstig, und auch schnell und leicht zu reinigen sei. Auch SMOLLEY & KAPPEMEYER (1991) konnten bei Untersuchungen von VOCs die gute Übereinstimmung mit Grundwassermeßstellen bestätigen. Sie stellten jedoch fest, daß dem Verfahren bei verfestigtem, grobem Untergrund Grenzen gesetzt sind. ZEMO et al. (1994) stellten bei der Untersuchung einer VOC Kontamination fest, daß es aufgrund von unterschiedlichen vertikalen Durchlässigkeiten des Aquifers durch die Verwendung des HydroPunch[®] zu Kontaminationsverschleppungen kam. ZEMO et al. (1995) verglichen bei einer Untersuchung von sieben halogenierten VOCs das HydroPunch[®]-Verfahren mit dem BAT[®]-System. Bei TCE und anderen chlorierten aliphatischen Kohlenwasserstoffen konnten sie keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Verfahren feststellen. Jedoch war ein signifikanter Unterschied bei Chlorbenzol und anderen chlorierten aromatischen Kohlenwasserstoffen erkennbar. In diesen Fällen wurden mit dem HydroPunch[®] deutlich höhere Konzentrationen erzielt.

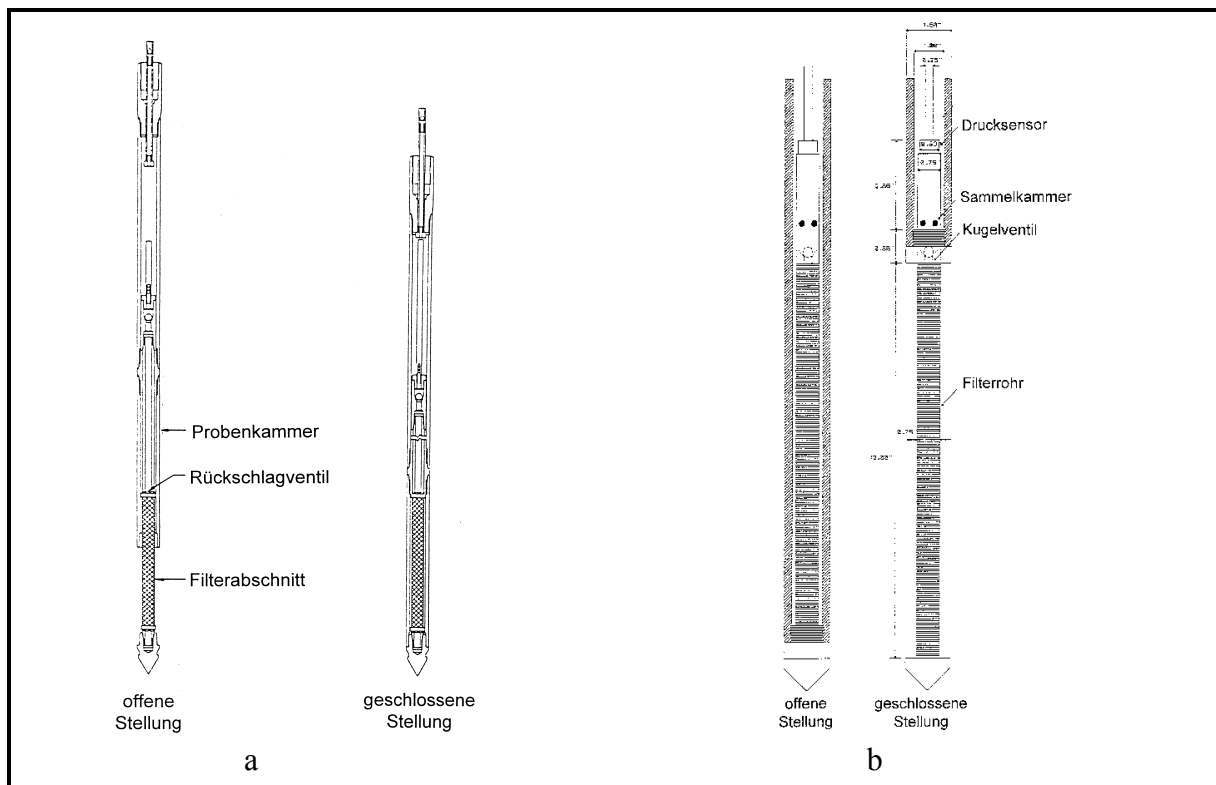


Abb. 3: a) HydroPunch[®] (SMOLLEY & KAPPEMEYER, 1991) und
b) Hydrocone[®] (WIDDOWSON et al., 1993)

2.4 Hydrocone®

Dieser sogenannte **Multilevel Drive-Point Sampler (MLDPS)** wird von der Firma In Situ Technologies, Inc. hergestellt und vertrieben. Das Verfahren hat sehr viel Ähnlichkeit mit dem oben beschriebenen HydroPunch®, bietet jedoch die zusätzliche Möglichkeit der Messung der Aquiferdurchlässigkeit.

Prinzip

Die Hydrocone®-Technologie wird mit Hilfe eines Bohrgestells in die gewünschte Tiefe gerammt. Sie besteht aus einem rostfreien Edelstahlrohr (\varnothing 3,8 cm) mit einer Schlagspitze. Das durch ein Vollrohr abgedeckte, 30 cm lange Filterrohr (\varnothing 1,9 cm) besitzt Einlaufschlitze, die das Grundwasser zu einer Sammelkammer (\varnothing 2,5 cm) leiten. In der gewünschten Tiefe wird die Probenkammer mit Argon gefüllt, bis der Innendruck größer ist als der zu erwartende hydrostatische Druck des Aquifers. Dies verhindert das vorzeitige Einströmen der Probe, während das Schutzrohr nach oben gezogen wird, um den Filterbereich freizulegen. Um mit der Probennahme zu beginnen, wird nun der Druck rasch reduziert, so daß das Grundwasser durch seinen hydrostatischen Druck durch ein Kugelventil in die Sammelkammer fließt. In der Kammer befindet sich ein Drucksensor, der die ansteigende Füllhöhe an einen Computer an der Oberfläche übermittelt. Die hydraulische Durchlässigkeit kann im Anschluß anhand der Einlaufkurve ermittelt werden. Somit ist es möglich besser durchlässige Zonen zu identifizieren, in denen vorzugsweise Schadstoffbewegungen stattfinden.

Anmerkungen

Dieses Verfahren ermöglicht sowohl die Probennahme von Bodenluft und Grundwasser als auch die Messung der Aquiferdurchlässigkeit. Der Einsatzbereich wird durch die Probennahmetiefe (bis ca. 40 m), das geologische Material (kristallines Gestein oder dichte Sedimente) und die Topographie beschränkt.

Praxiserfahrungen

VanPELT et al. (1994) testeten das Hydrocone®-Verfahren bei einer Grundwasserkontamination mit TCE und PCE in South Carolina. Die Methode erwies sich dabei als schnelles und genaues Verfahren zu Grundwassererkundung. Auch WIDDOWSON et al. (1994) beschrieben die Anwendung des Hydrocone® am Beispiel einer VOC-Kontamination in Südkarolina, die durch Industrieabwässer verursacht wurde. Dabei erfaßten sie in der ersten Phase die horizontale und vertikale Ausdehnung der Kontaminationsfahne und anschließend in der zweiten Phase die genaue Schichtung der Schadstoffe. Sie betonten vor allem den Kostenvorteil, den dieses Verfahren bei der Erkundung von Schadstofffahnen in Verbindung mit der Meßstellenplanung, gegenüber herkömmlichen Methoden bietet. SCATURO & WIDDOWSON (1997) testeten die Genauigkeit des Verfahrens bei der Erfassung der hydraulischen Durchlässigkeit in einem 50 m³ Modellaquifer aus Sand mittlerer Korngröße und verglichen die Ergebnisse mit einem „Slug-Test“ Verfahren (WIDDOWSON et al., 1990). Das Prinzip des Slug-Tests beruht darauf, den in einem Bohrlochabschnitt herrschenden Druck schlagartig zu verändern und in der darauf einsetzenden Fließphase die Wiedereinstellung des Ruhewasserspiegels in einem Testrohr zu messen (HEKEL, 1994). Der zeitliche Verlauf der Druckaufbau- bzw. der Druckabbauphase ist ein Maß für die Transmissivität in der Umgebung des Bohrlochs (LFU, 1995). Die Ergebnisse der hydraulischen Durchlässigkeit lagen mit dem Hydrocone® eine Größenordnung unterhalb des Slug-Tests und wiesen darüberhinaus größere Schwankungsbereiche auf. Sie führten dies u.a. auf die Störungen des Aquifermaterials beim Einrammen der Sonde zurück.

2.5 Drive-Point Verfahren

Von dieser Technik gibt es mehrere Ausführungen, die von unterschiedlichen Firmen vertrieben werden. Das Prinzip ähnelt einer Grundwassermeßstelle, jedoch wird das Filterrohr direkt in den Boden gerammt, ohne Filterkiesschüttung.

Prinzip

Dieses Verfahren ist vor allem für sandige und kiesige Böden geeignet. Die Drive-Point Verfahren bestehen aus einem dünnen Rohr mit einer Metall- oder Kunststoffspitze, mit einem Bereich der ähnlich wie ein Meßstellenfilterrohr aufgebaut ist. Sie werden entweder in den Untergrund gerammt oder gerüttelt. Diese „Meßstellen“ besitzen keine Kiesverfilterung, ein relativ kurzes Filterrohr und nur einen sehr geringen Durchmesser. Das abzupumpende Standwasservolumen ist daher gering. Die Förderung der Grundwasserprobe erfolgt meist durch eine Saugpumpe.

Anmerkungen

Diese Verfahren haben gegenüber einer vollständig ausgebauten Meßstelle den Vorteil, daß kein kontaminiertes Material gefördert und entsorgt werden muß. Somit können Kosten gespart werden. Das Einrammen der Sonde kann allerdings zu Kontaminationsverschleppungen führen. Außerdem können die Schlitze des Filterrohres durch das Fehlen einer Kiesschüttung leicht verstopfen. Durch den Einsatz von Saugpumpen kann es zu Ausgasungen bei leichtflüchtigen Verbindungen kommen. Außerdem wird die Probennahme dadurch auf max. 8 m Grundwasserflurabstand begrenzt.

Praxiserfahrungen

Anhand von zwei ausgewählten Beispielen sollen diese Verfahren näher erläutert werden. Ein weiteres Verfahren ähnlicher Konstruktionsweise ist z.B. bei ANDERSEN (1990) zu finden. Er beschrieb die Konstruktion von mehreren Meßstellengruppen für die Durchführung von Slug-Tests und zur Grundwasserprobennahme in einem System namens BOTESAM.

2.5.1 Waterloo Drive-Point Piezometer

Diese Ausführung besteht aus einer Verrohrung aus Stahl und einem 20-50 cm langen Filterrohr mit einer Stahlspitze. Eingesetzt werden können sowohl Saugpumpen, als auch Verdrängerpumpen. Die Förderung des Grundwassers erfolgt, je nach Bedarf durch einen Schlauch aus PE, PP oder Teflon oder durch ein Edelstahlrohr (BROHOLM et al. 1994). BARKER et al. (1987) stellte fest, daß die Verwendung einer Schlauchpumpe zu Konzentrationsverlusten bei leichtflüchtigen Verbindungen von bis zu 20 % führen kann. BAERG et al. (1992) wies Verluste zwischen 2 % und 12 % nach.

2.5.2 Geoprobe®

ELMORE & SKACH (1994) beschrieben die Erkundung und Abgrenzung einer Schadstoff-fahne mit Hilfe des Geoprobe®-Verfahrens anhand einer TCE-Kontamination in Nebraska. Durch diese Methode war es möglich, bis zu sechs Grundwasserproben pro Tag zu erhalten. PULS & PAUL (1997) führten vergleichende Untersuchungen mit einem Schöpfgerät, einer Tauchpumpe und dem DMLS®-Verfahren (passive Dialysezellen, siehe Kapitel 5.3.3.1) in einer Grundwassermeßstelle und dem Geoprobe®-Verfahren 0,5 m neben der Meßstelle durch. Die Probennahme erfolgte in 60 cm Intervallen, bei Verwendung eines 30 cm Filterrohres. Zur

Förderung der Grundwasserprobe mittels Geoprobe[®]-Verfahren verwendeten sie einen PE-Schlauch und eine Schlauchpumpe bei sehr geringen Förderströmen; je nach Durchlässigkeit der Schichten teilweise bis zu < 50 ml/min. Mit dem Geoprobe[®]-Verfahren ließen sich dabei durchwegs höhere Konzentrationen ermitteln. Dies begründeten sie damit, daß es sich bei dem Wert aus der Meßstelle um eine Durchschnittskonzentration über einen bestimmten Aquiferquerschnitt handelt. Das Geoprobe[®]-Verfahren hingegen liefert jeweils einen Momentanwert an einem bestimmten Punkt des Grundwasserleiters.

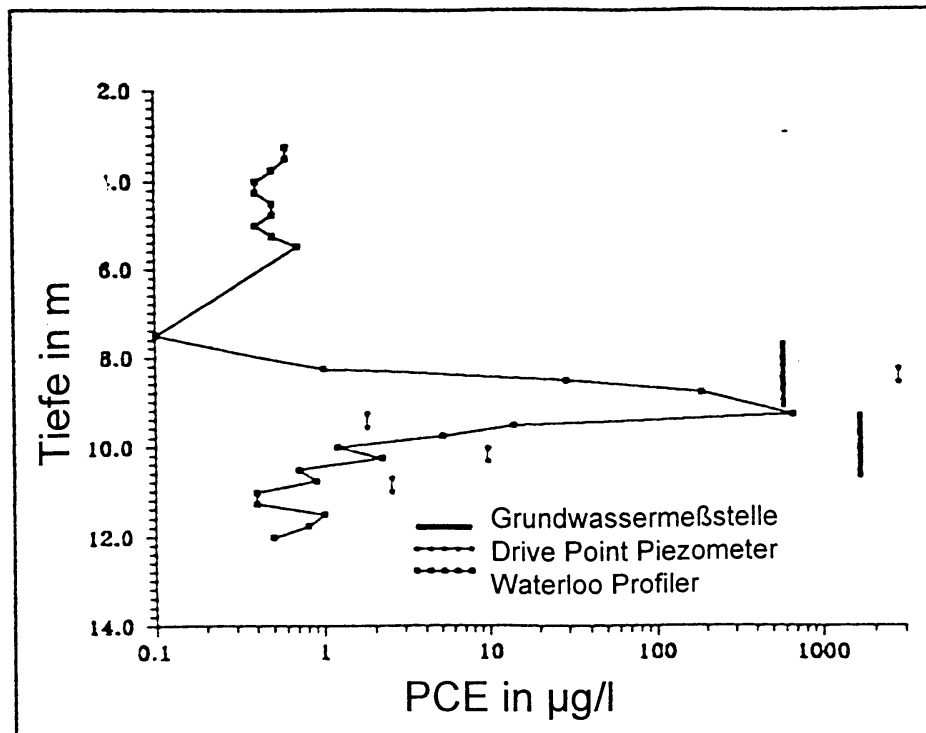


Abb. 4: Tiefenorientierte Erkundung einer PCE-Kontamination

2.6 Bewertung der direkten Probennahme im Grundwasserleiter

Vorteile:

- kein Meßstellenausbau zur Grundwasserprobennahme nötig
- keine Vorkenntnisse der Aquiferparameter erforderlich
- sofortige Probennahme möglich
- geeignetes Werkzeug für die Erkundung von Kontaminationsfahnen
- Punktsammler zur Bestimmung vertikaler Konzentrationsprofile
- kein möglicherweise kontaminiertes Bohrgut
- geringe/keine Abwassermengen
- keine/kaum Störung der natürlichen Strömungsverhältnisse
- durch effektivere Grundwassermeßstellenplanung Kostenersparnis möglich, da Sondermeßstellen sehr teuer sind (Zahl, Art und Lage)

Nachteile:

- Eignung für leichtflüchtige Parameter teilweise fraglich

- durch die nur kurzen Abschnitte, die jeweils erfaßt werden, können Schadstoffe mit geringer vertikaler Ausdehnung verfehlt werden (im Vergleich zu einer Grundwassermeßstelle)
- nicht zur Langzeitüberwachung geeignet
- beim Durchdringen von Kontaminationsherden können Kurzschlüsse von stark belasteten zu unbelasteten Schichten entstehen, wenn die Bohrlöcher nicht verfüllt werden (vor allem bei DNAPL's wichtig)
- Verschleppungen beim Rammen
- nicht/begrenzt in sehr bindigen oder steinigen Böden einsetzbar
- keine Information über Untergrundverhältnisse/-beschaffenheit

3 Grundwassermeßstellen

In diesem Kapitel soll lediglich ein kurzer Überblick über die Meßstellenarten, Bohrverfahren und die Gestaltung von Meßstellen geboten werden. Die Anzahl und Positionierung von Grundwassermeßstellen, sowie über die Gesamthematik der Grundwassererkundung wird eingehend im „Leitfaden Erkundungsstrategie Grundwasser“ (LFU, 1996b) behandelt.

Für die Ermittlung repräsentativer Meßwerte bei Grundwasserkontaminationen sind Bohrungen und deren Ausbau zu Grundwassermeßstellen zur Erfassung der hydrogeologischen, hydrodynamischen und hydrochemischen Situation erforderlich.

Bei der Auswahl und Planung von Grundwassermeßstellen sind folgende Prinzipien zu beachten (DVWK-Merkblatt 245):

1. Der Meßstellentyp ist grundsätzlich nach den geologischen Gegebenheiten und den Anforderungen des Untersuchungsprogrammes auszuwählen. Dabei ist zu prüfen, ob der Meßstellentyp an der vorgesehenen Stelle die Funktionssicherheit und die Repräsentativität der Probe nach dem vorgesehenen Untersuchungsprogramm gewährleistet.
2. Die Kontaktfläche zwischen Grundwasser und Atmosphäre soll so klein wie möglich sein. Dadurch wird eine Minimierung des Vertikaltransportes von Wasserinhaltsstoffen in der Meßstelle sowie der Abpumpzeit erreicht.
3. Die Meßstelle soll die Untergrundverhältnisse so gering wie möglich stören, d.h. der Bohrl Lochdurchmesser ist möglichst gering zu halten und dem Rohrdurchmesser anzunähern.
4. Die Grundwassermeßstelle soll gut durchströmt werden, aber andererseits keine oder nur eine minimale Verfälschung des natürlichen Strömungsregimes bewirken (d.h. es sind in Relation zum Untergrund gut durchlässige Ringraumhinterfüllungen im Filterbereich und sehr gut durchlässige Filterelemente einzusetzen).

3.1 Meßstellenarten

Je nach hydrogeologischer Situation und Fragestellung können tiefenorientierte Grundwasserproben aus speziell konstruierten Mehrfachmeßstellen (Meßstellengruppen oder Meßstellenbündel), Sondermeßstellen, mehrfach verfilterten Meßstellen mit Abdichtung des Ringraumes oder mit Hilfe vergleichsweise komplizierter Probennahmetechnik auch aus vollverfilterten Meßstellen entnommen werden (BARCZEWSKI, 1997).

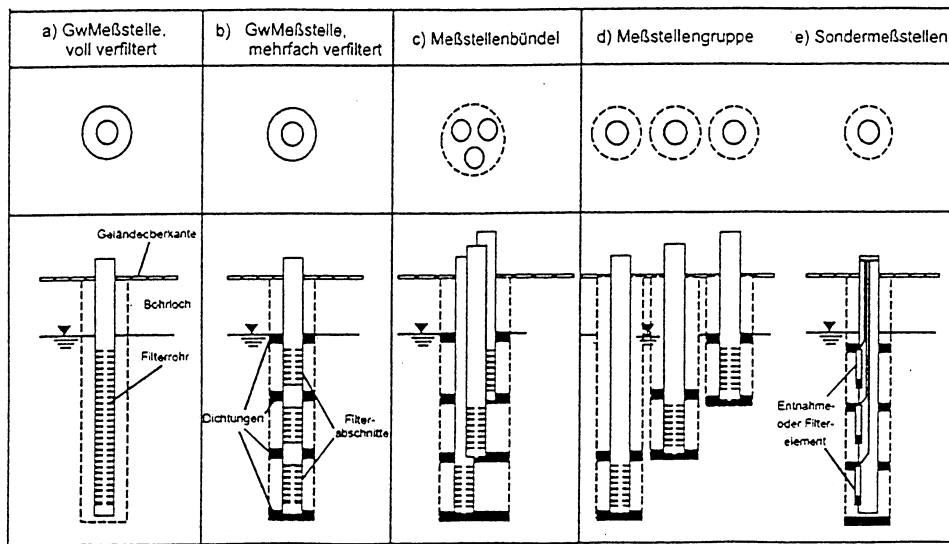


Abb. 5: Meßstellentypen für die Grundwasserprobennahme (BARCZEWSKI, 1997)

Der Meßstellentyp für die tiefenorientierte Probennahme sollte nach folgenden Kriterien ausgewählt werden (DVWK-Merkblatt, 1996):

- Problem- bzw. Aufgabenstellung (was ist wo, wie und wann nachzuweisen?),
- geologische und hydrogeologische Standortbedingungen (geologische Schichtungen und hydrochemisch differenzierte Horizonte),
- Endteufe der Grundwassermeßstelle (Ausbau- und Beprobungsaufwand),
- nach der Anzahl der Überwachungshorizonte (tiefenbezogene Beprobung),
- nach der vorgesehenen Beprobungsdichte (Anzahl der Beprobungen) und
- nach den Herstellungs- und Betriebskosten.

3.1.1 Voll verfilterte Meßstellen

Diese Meßstellen sind oftmals über die gesamte Mächtigkeit des Grundwasserleiters ausgebaut. Bedingt durch die im Filterbereich stattfindende vertikale Vermischung der aus den einzelnen Grundwasserleiterschichten strömenden Grundwasseranteile, sind sie nur in Ausnahmefällen und oftmals nur mit aufwendigen technischen Systemen zur Entnahme tiefenorientierter Grundwasserproben geeignet. Dafür ist eine detaillierte Erfassung und Simulation der vertikalen Zuströmverhältnisse gefolgt von der Berechnung der entsprechenden tiefenorientierten Entnahmemengen durchzuführen. Anschließend ist eine Abpackerung des verfilterten Meßstellenbereiches und eine Schutzbeprobung der ober- und unterhalb des Probennahmehorizontes befindlichen Schichten erforderlich (DVWK-Merkblatt, 1996; NITSCHKE et al., 1996). Empfehlenswert ist entweder eine stationäre Abpackerung (BARCZEWSKI, 1990; TEUTSCH & PTAK, 1990; Kapitel 5.3.2) oder die Anwendung eines Separationspumpverfahrens (LERNER & TEUTSCH, 1994; Kapitel 5.1). Geeignete Probennahmesysteme hierzu werden in Kapitel 5 vorgestellt.

3.1.2 Mehrfach verfilterte Meßstellen

Diese Meßstellen bestehen aus mehreren, durch Vollrohre getrennte Filterstrecken, die entsprechend der geologischen Ansprache angeordnet wurden. Die einzelnen Filterhorizonte sind durch Dichtungen in der Ringraumhinterfüllung voneinander hydraulisch getrennt. Gegenüber der vollständig verfilterten Grundwassermeßstelle ist eine vertikale Kopplung der Grundwasserleiterschichten nur noch über den Innenraum des Meßstellenrohres möglich. Eine

tiefenorientierte Beprobung ist nur mittels stationärer Doppel- oder Mehrfachpacker mit Schutzbeprobung möglich (DVWK-Merkblatt, 1996; Kapitel 5.1). Die Packer sollten möglichst stationär eingebaut werden, um die hydraulische Kopplung der Horizonte mit vertikal differenzierten Grundwasserqualitäten auch zwischen den Probennahmezeitpunkten zu verhindern (NITSCHKE et al., 1996). Sind in der Ringraumhinterfüllung keine Dichtungen vorhanden, gelten oben genannte Forderungen für voll verfilterte Meßstellen.

3.1.3 Meßstellenbündel

Ein Meßstellenbündel besteht aus mehreren, in unterschiedlichen Tiefen verfilterten und in einer Bohrung installierten Meßstellen. Der Ausbau der tiefenorientierten Meßstellen erfolgt, entsprechend dem Verfüllfortschritt, nacheinander. Die einzelnen Entnahmehorizonte müssen durch Dichtungen voneinander getrennt werden (LERNER & TEUTSCH, 1995). Zur Sicherung einer homogenen Ausbildung über den Bohrlochquerschnitt sind die Dichtungen bevorzugt als Suspension einzubringen. Ein Nachweis der Lage und hydraulischen Wirksamkeit der Dichtungen ist erforderlich (DVWK-Merkblatt, 1996). Gegenüber den mehrfach verfilterten Grundwassermeßstellen wird durch die Einzelrohranordnung auch eine vertikale Entkopplung der einzelnen Grundwasserleiterschichten und der dadurch verursachten Vermischung der vertikal differenzierten Grundwasserqualität erzielt (NITSCHKE et al., 1996). Nachteil dieser Meßstellenvariante ist der oftmals große Bohrlochdurchmesser und die dadurch bedingte große Störung des natürlichen Untergrundes. Daraus resultieren häufig längere Abpumpzeiten.

3.1.4 Meßstellengruppen

Die Meßstellengruppe ist eine robuste und funktionssichere Meßstellenvariante. Im Gegensatz zum Meßstellenbündel werden hier die einzelnen, tiefenorientiert ausgebauten Grundwassermeßstellen jeweils in separaten Bohrungen installiert. Damit wird der Bohrdurchmesser reduziert und die Störung des Untergrundes minimiert. Zudem kann jede Meßstelle den hydrogeologischen Bedingungen (z.B. Schichtungen) und den Anforderungen an die Probenahme (z.B. Materialien für den Meßstellenausbau und Einsatz verschiedener Probennahmetechniken) detailliert angepaßt werden (DVWK-Merkblatt, 1996). Der Vorteil gegenüber dem Meßstellenbündel besteht in einer stets wirkenden Abdichtung der einzelnen Grundwasserentnahmehorizonte, der jedoch immer im Zusammenhang mit dem durch die Bohrungen vorhandenen erhöhten Risiko einer Kontaminationsverschleppung und Störung des Untergrundes bewertet werden sollte (NITSCHKE et al., 1996).

Meßstellengruppen werden für die langfristige und routinemäßige Grundwasserüberwachung empfohlen. Sie stellen eine robuste, funktionstüchtige und wirtschaftlich vertretbare Lösung dar. Bei größeren Überwachungstiefen ist der Einsatz von Meßstellenbündeln abzuwägen (DVWK-Merkblatt, 1996; KORTE & KEARL, 1991)

3.1.5 Sondermeßstellen

Als Sondermeßstellen werden solche Grundwassermeßstellen bezeichnet, bei denen die Förder Elemente im Bohrloch punktförmig, meist stationär angeordnet sind. Sondermeßstellen werden insbesondere bei komplizierter Schichtung des Grundwasserleiters, d.h. beim Auftreten vieler Schichten bzw. Horizonte in einem Bohrprofil, bei der Erfordernis einer vertikal stark differenzierten Beprobung oder bei besonders hohen Qualitätsanforderungen an die Probenahme eingesetzt (DVWK-Merkblatt, 1996; Kapitel 5.3). Durch kleindimen-

sionierte Probenförderleistungen wird der Problematik einer Belüftung des oberen Filterbereiches durch wechselnde Grundwasserstände entgegengewirkt. Durch diese Belüftung können in herkömmlichen Grundwassermeßstellen langfristig verändernde biochemische Reaktionen ausgelöst werden, wie z.B. Verockerung (NITSCHKE et al., 1996).

Die genauen Ausführungen unterschiedlicher Sondermeßstellen sind u.a. beschrieben bei NAZAR et al. (1984), SMITH et al. (1991), BOYLE (1992), LUCKNER et al. (1992) und DELIN & LANDON (1996).

Sondermeßstellen gewährleisten ein detailliertes Anpassen der Meßstelle an die Anforderungen der Beprobung. Sie sind für besondere Überwachungsaufgaben in Betracht zu ziehen (DVWK-Merkblatt, 1996):

- bei punktförmiger Überwachung des Grundwasserleiters,
- bei mehreren Überwachungshorizonten und geringer Mächtigkeit des Grundwasserleiters,
- bei besonders hohen Qualitätsanforderungen an die Probe,
- bei besonderen Materialanforderungen und
- bei schwer zugänglichen Meßstellen.

Meßstellen- typ	Ziel- horizont	Störung der natürlichen Strömungs- verhältnisse	Beprobungs- aufwand	erforderliche Beprobungs- technologie	Packer- einsatz	anwendbare Fördertechniken	Bewertung der Eignung
Voll verfilterte Meßstelle	Raum und Schicht	groß	groß	parallele Beprobung mehrerer Horizonte	zwingend erforderlich (MP, VP)	Membranpumpe, Kolbenpumpe, UWM-Pumpe, Saugpumpe, Schlauchpumpe	nicht bzw. nur mit großem Aufwand geeignet
Mehrfach verfilterte Meßstelle	Raum und Schicht	groß	groß	parallele Beprobung mehrerer Horizonte	zwingend erforderlich (MP, VP)	Membranpumpe, Kolbenpumpe, UWM-Pumpe, Saugpumpe	nur mit erhöhtem Aufwand geeignet
Meßstellen- bündel	Schicht und Raum	groß	mittel	sequentielle oder parallele Beprobung	i.d.R. nicht erforderlich	Membranpumpe, Kolbenpumpe, UWM-Pumpe, Saugpumpe	Geeignet
Meßstellen- gruppe	Schicht und Raum	klein	mittel	sequentielle oder parallele Beprobung	i.d.R. nicht erforderlich	Membranpumpe, Kolbenpumpe, UWM-Pumpe, Saugpumpe	sehr gut geeignet
Sonder- meßstellen	Punkt und Schicht	klein	mittel bis klein	sequentielle oder parallele Beprobung	nicht notwendig	Membranpumpe, Kolbenpumpe, UWM-Pumpe, Saugpumpe, Schlauchpumpe	sehr gut geeignet

MP = Mehrfachpacker VP = Vollpacker Saugpumpe nur bis ca. 8 m Grundwasserflurabstand einsetzbar

Tabelle 2: Eignung der Meßstellen zur tiefenorientierten Grundwasserprobennahme (DVWK-Merkblatt, 1996)

3.2 Bohrverfahren

Die Auswahl des Bohrverfahrens sollte nach BARCELONA et al. (1985) abhängig sein von der Geologie, den Anforderungen an die Meßstelle, und der Notwendigkeit die

geochemischen Untergrundverhältnisse möglichst wenig zu stören. Dabei darf die Kostenfrage nicht im Vordergrund stehen.

Eine mögliche Beeinflussung für die spätere Grundwasserprobennahme stellt bereits das für den Bohrvorgang verwendete Bohrgerät dar. Die Bohrausrüstung kann durch Benzin, Dieselöl, Hydraulikflüssigkeit, Schmieröl, Fette und Farben verunreinigt sein, wodurch es zu einer Beeinflussung der organischen Parameter des Grundwassers kommt. Darüber hinaus kann eine unzureichende Reinigung des Bohrgestänges zu Verschleppungen von Kontaminationen führen. Wenn eine organische Spurenverunreinigung des Grundwassers vermutet wird, sollte die Ausrüstung vorher mit einer Methanol-Lösung und destilliertem Wasser gereinigt werden, um jeglichen organischen Eintrag in das Bohrloch zu verhindern. (McLEMORE, 1981; DVWK-Mitteilungen 20, 1990)

Liegen keine ausreichenden geologischen Kenntnisse vor, muß das Bohrverfahren eine sorgfältige Probennahme und Ansprache von Locker- und Festgesteinen ermöglichen, um später u.a. Position, Länge der Filterstrecke(n) sowie Lage und Mächtigkeit der Tonsperren im Ringraum festlegen zu können. Aus diesem Grund sollten für den Bau von Grundwassermeßstellen nach Möglichkeit Trockenbohrverfahren verwendet werden. Bei Notwendigkeit einer Spülung zum Austrag des Probengutes ist primär eine Druckluftspülung vorzusehen. Sollte eine Spülflüssigkeit aus bohrtechnischen Gründen erforderlich sein, ist Trinkwasser zu verwenden. Darüber hinaus notwendige Spülzusätze dürfen die Grundwasserbeschaffenheit nicht verändern und müssen gut von der Bohrlochwandung entfernt werden können. (DVWK-Schriften 83, 1989; LFU 1996). Außerdem stellt die Verwendung von Bohrspülungen und Spülungszusätzen Gewässernutzungen dar, für die ein gesondertes wasserrechtliches Verfahren erforderlich ist (§§ 2 und 7, WHG).

Es ist darüber hinaus im Bereich von Altlasten grundsätzlich zu beachten, daß das Bohrgut und die Bohrflüssigkeiten (Spülflüssigkeit und Spülzusätze) mit Schadstoffen kontaminiert sein können, und deshalb gesammelt, aufbereitet oder speziell entsorgt werden müssen.

Der Bohrl Lochdurchmesser sollte direkt an den Meßstellendurchmesser angepaßt werden. Kann dies nicht sichergestellt werden, sollte der Abstand zwischen der Grundwassermeßstelle und dem Bohrl Lochdurchmesser gemäß DVGW-Merkblatt W 121 in jeder Richtung mindestens 80 mm betragen. Diese Forderung ist Voraussetzung für eine exakte tiefenorientierte Hinterfüllung des Ringraumes über Schüttrohre (DVWK-Merkblatt, 1996).

Auf die einzelnen Verfahren zum Bau von Grundwassermeßstellen soll in diesem Rahmen nicht weiter eingegangen werden. Nähere Informationen hierzu sind u.a. in folgenden Quellen nachzuschlagen, wobei diese Auflistung nur einen kurzen Überblick gewähren soll und keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt:

DIN-Normen:

- 4021 (Baugrund)
- 4022 (Baugrund und Grundwasser)
- 4023 (Baugrund und Wasserbohrungen)

DVGW-Regelwerk:

- Merkblatt W 114: Gewinnung und Entnahme von Gesteinsproben bei Bohrarbeiten zur Grundwassererschließung

- Merkblatt W 115: Bohrungen bei der Wassererschließung
- Merkblatt W 116: Verwendung von Spülsätzen bei der Erschließung von Grundwasser
- Merkblatt W 121: Bau und Betrieb von Grundwassermeßstellen

LfU Baden-Württemberg:

- Methodensammlung, Teil 1: Methoden zur Grundwassererkundung

Darüber hinaus sind bei ULRICH (1982), SMITH (1990) und PRINZ (1991) nähere Informationen über unterschiedliche Bohrverfahren und Geräte zu finden.

3.3 Gestaltung der Meßstelle

3.3.1 Meßstellendurchmesser

Die Vor- und Nachteile von Grundwassermeßstellen mit geringen Rohrdurchmessern im Vergleich zu Meßstellen mit großen Rohrdurchmessern wurden in der Literatur vielfach diskutiert (SCHMIDT, 1982; RINALDO-LEE, 1983; SCHALLA & OBERLANDER, 1983).

NACHT (1983) gab zu bedenken, daß eine Meßstelle mit einem geringen Durchmesser, die in feinkörnigem Untergrund installiert wird, möglicherweise nicht genügend Wasser für chemische Analysen liefern könnte.

Außer im Falle einer beabsichtigten Mehrfachnutzung sollte der Durchmesser für Meßstellen zur Grundwasserüberwachung jedoch möglichst minimiert werden (VOYTEK, 1983; SCHALLA & WALTERS, 1990), da hierdurch auch das abzupumpende Standwasservolumen verringert wird (GIBB, 1983). Es ist jedoch schwieriger, diese Meßstellen sachgerecht zu entwickeln, da vielen Verfahren aufgrund des geringen Rohrdurchmessers Grenzen gesetzt sind.

Randbedingungen für die Dimensionierung sind (DVWK-Merkblatt, 1996):

- Endteufe der Meßstelle (hier aus bohrtechnischen Gründen),
- Mehrfachnutzung der Meßstelle (Einsatz von weiteren Meßsystemen),
- Einsetzbarkeit geeigneter Entnahmetechniken (Einsatzkriterien der Technik),
- Bereitstellungskosten für die Meßstelle.

Für Grundwassermeßstellen ab einem Innendurchmesser von 50 mm (DN50) sind die Entnahmetechniken bis zu einer Förderhöhe von 90 m kommerziell verfügbar. Aufgrund möglicher Abweichungen der Meßstelle von der Lotrechten und wegen der hohen Anströmgeschwindigkeiten des zuströmenden Wassers zwischen Pumpenkörper und Rohrwandung wird empfohlen, die Grundwassermeßstellen im Regelfall mit einem Innendurchmesser von 80 mm (DN80) oder 65 mm (DN65) auszubauen.

Bei einer vorgesehenen Mehrfachnutzung der Meßstelle z.B. für die kontinuierliche Messung des Wasserstandes und ausgewählter Milieukennwerte mittels Beschaffenheitssonden und den Einsatz als Förder- oder Sanierungsbrunnen, sowie für Förderhöhen größer 80 m sollte ein Meßstellendurchmesser von 100 mm (DN100) nicht unterschritten und von 150 mm (DN150) nicht überschritten werden.

3.3.2 Länge und Lage des Filterrohrs

Bei ungespannten Grundwasserleitern ist der gesamte Grundwasserraum bis über den obersten zu erwartenden Grundwasserstand zu verfiltern. Bei gespannten Grundwasserleitern endet die Filterstrecke an der Oberkante des betroffenen Grundwasserkörpers (LFU, 1995). Die Filterunterkante muß, damit die Meßstelle nicht trocken fällt, tiefer als der niedrigste Grundwasserstand liegen.

Die Länge und Lage des Filters sind auf den zu beprobenden Tiefenhorizont abzustimmen. Dabei ist zu beachten, daß der Filter nicht im Bereich geologischer Schichtübergänge oder Inhomogenitäten angeordnet wird. Eine Filterlänge von 1 m sollte i.d.R. nicht unterschritten werden (DVWK-Merkblatt, 1996).

Meßstellen sollten ohne Sumpfrohr unter der Filterstrecke gebaut werden, um Standwasser im Sumpfrohr, wo sich Spurenstoffe anreichern könnten, bei Absenkung der Grundwasseroberfläche unter die Filterunterkante zu vermeiden (DVWK-Schritte, 1989; YU, 1989).

Hingegen spricht sich die U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 1986) für die Installation eines Sumpfrohrs am Grund einer Grundwassermeßstelle aus. Hierdurch werde die Lebensdauer der Filterstrecke (Schutz vor Versandung) und die Nachweismöglichkeit von DNAPLs (vgl. Kapitel 4.1) verbessert. Allerdings ist es schwierig diese DNAPLs wieder vollständig aus dem Sumpfrohr zu entfernen, wodurch es im darauffolgenden Untersuchungsintervall zu irreführenden Analyseergebnissen kommen kann. Darüber hinaus ist die Qualität der aufgrund dieser DNAPL-Fälle gewonnenen Ergebnisse in Frage zu stellen, da sie keinerlei quantitative Aussagen über das Volumen der DNAPL in der umgebenden Formation zulassen.

In einer Grundwassermeßstelle, die lediglich in dem Teil verfiltert ist, der unterhalb des Grundwasserschwankungsbereichs liegt, können keine Kontaminanten in Phase mit einer Dichte $< 1 \text{ g/cm}^3$ (wie z.B. MKW, LNAPL) detektiert werden, da diese Stoffe an der Grundwasseroberfläche aufschwimmen und von der Filterstrecke nicht erfaßt werden.

In einer Grundwassermeßstelle, die ausschließlich im Grundwasserschwankungsbereich verfiltert ist, wird nur die Detektion von Kontaminanten in Phase mit einer Dichte $< 1 \text{ g/cm}^3$ (LNAPL, wie z.B. MKW) ermöglicht. Für den Nachweis von Kontaminanten mit einer Dichte $> 1 \text{ g/cm}^3$ (DNAPL, wie z.B. halogenierte KW) ist sie jedoch nicht geeignet, da diese Stoffe auf den Grundwasserstauer absinken.

Eine Grundwassermeßstelle, die über den gesamten Aquiferhorizont ausgebaut wurde, ist für den Nachweis von Kontaminanten in Phase mit einer Dichte von größer und kleiner 1 g/cm^3 geeignet, wobei berücksichtigt werden muß, daß diese Grundwassermeßstelle nur bei einem Ausbau als mehrfach verfilterte Grundwassermeßstelle den Anforderungen einer vertikal differenzierten Grundwasserprobennahme genügt.

3.3.3 Filtertyp

Die Schlitzweite eines Filterrohres sollte groß genug sei, um ein rasche Probennahme und eine ordentliche Meßstellenentwicklung zu ermöglichen. Gleichzeitig muß sie aber auch schmal

genug sein, um Sediment oder Filterkies daran zu hindern, ins Meßstelleninnere zu gelangen (DRISCOLL, 1986).

Prinzipiell lassen sich dabei zwei Grundtypen von Filterrohren unterscheiden. Beim Schlitzfilter handelt es sich um ein Rohr, das in gleichmäßigen Abständen (gewöhnlich 0,64 oder 0,32 cm) horizontale Schlitz aufweist. Der Drahtwickelfilter besteht aus Draht, der um vertikale Stäbe gedreht und verschweißt wurde. Der Vorteil dieser Ausführung ist, daß sie bei gleicher Filterschlitzweite einen um ein Vielfaches größeren prozentualen Anteil an offener Fläche besitzt, wodurch eine schnellere und bessere Meßstellenentwicklung ermöglicht wird (SCHALLA, 1986). Bei geringen Schlitzweiten beträgt dabei der Anteil an offener Fläche mehr als 10 %, bei größeren Schlitzweiten sogar bis zu 52 %. (SCHALLA & WALTERS, 1990).

Es wurde untersucht, daß die hydraulische Wirksamkeit von Filterrohren unabhängig ist von der Ausführung der Schlitz, solange die offene Fläche mehr als 10 % der Gesamtoberfläche beträgt (CLARK & TURNER, 1983). Andere Veröffentlichungen hingegen bekunden, daß gerade die Schlitzausführung bedeutsam sei und die Grenze für die offene Fläche bei 8 % liege (BIKIS, 1979; JACKSON, 1983).

Als Filtertyp sind insbesondere Drahtwickelfilter aus Edelstahl zu empfehlen. Sie gewährleisten einen sehr geringen hydraulischen Widerstand und damit eine sehr gute Durchlässigkeit der Grundwassermeßstelle. Im Vollrohrbereich bzw. oberhalb des Grundwassers können auch andere Werkstoffe (z.B. HDPE, PVC) eingesetzt werden, welche gegebenenfalls auch Spurenstoffe abgeben. Diese sind zu kontrollieren (DVWK-Merkblatt, 1996).

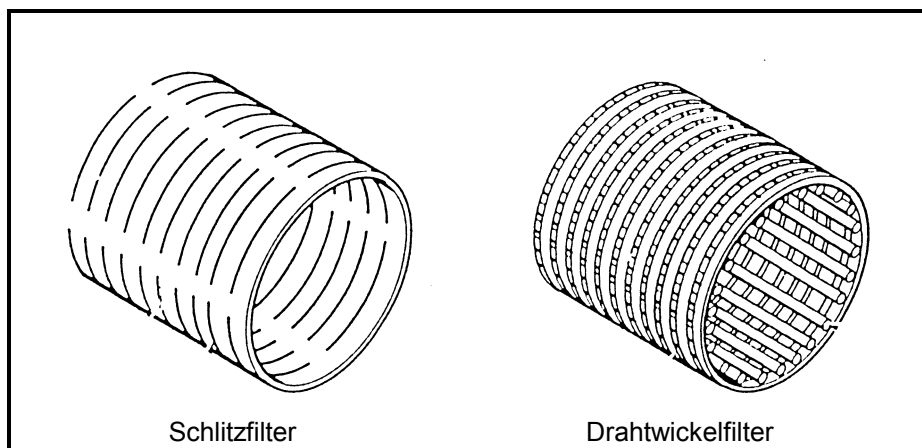


Abb. 6: Filtertypen für Grundwassermeßstellen: Schlitzfilter und Drahtwickelfilter (SCHALLA & WALTERS, 1990)

3.3.4 Ringraumhinterfüllung

Der Kiesfilter einer Grundwassermeßstelle erfüllt zweierlei Aufgaben. Zum einen soll er einen durchlässigen Mantel um das Filterrohr bilden, durch den gewährleistet wird, daß das zu überwachende Grundwasser tatsächlich durch und nicht um die Meßstelle geleitet wird. Zum anderen soll es den Transport von Sediment in das Meßstellenrohr und ein daraus resultierendes Versanden, sowie ein Verstopfen der Filterrohrschritze verhindern. Gleichzeitig

aber darf die Filterkiesschüttung weder die Chemie noch die Hydrologie des Wassers beeinflussen.

Laut DIN 4924 ist die Korngröße der Filterkiesschüttung auf den Grundwasserleiter abzustimmen. Die Ringraumhinterfüllung im Filterbereich sollte grundsätzlich mit einem zum anstehenden Gestein besser durchlässigen Material, vorzugsweise Quarzfilterkies, erfolgen. Damit wird das Durchströmen des Bohrlochs gefördert (DVWK-Merkblatt, 1996).

Filterkies ist nur im Bereich der Filterstrecke einzubringen und max. 1 m über die Oberkante des Filters hochzuziehen. Zwischen Filterkies und Tonabdichtung im Ringraum ist ein Gegenfilter aus Sand zu setzen, um ein Eindringen von Dichtungston in den Filterkies zu vermeiden (DVWK-Schriften, 1989).

SCHALLA & WALTERS (1990) beschrieben die genaue Zusammensetzung und den Aufbau (abgestufte Körnungsstärken) eines Gegenfilters. Außerdem forderten sie, daß der Gegenfilter mindestens eine Stärke von 0,3 m haben sollte, um eine Verlagerung von Bentonitteilchen in die Filterkiesschüttung und letztendlich in die Meßstelle zu verhindern.

RICH & BECK (1990) stellten fest, daß größere Bohrlöcher mit stärkerer Kiesfilterpackung feine Materialien nicht besser ausfiltern als kleinere Bohrlöcher mit geringerer Filterpackung. Wichtiger sei das Korngrößenverhältnis zwischen der Kiesschüttung und dem Material des Grundwasserleiters.

Im Gegensatz zur umgebenden Formation, hat die Filterkiespackung eine hohe Durchlässigkeit. Hier kann ein Kurzschluß zwischen mehreren Horizonten selbst während der Probennahme stattfinden. (LERNER & TEUTSCH, 1995)

3.3.5 Ringraumabdichtungen

Dichtungen sind erforderlich, um vertikale Kurzschlußströmungen in der Ringraumhinterfüllung zu verhindern und die verschiedenen Probennahmehorizonte abzugrenzen. Die Dichtungen zwischen verfilterten Abschnitten sollen eine Mächtigkeit von 1 m nicht unterschreiten. Zur Vermeidung von Beschaffenheitsbeeinflussung sind die Dichtungen durch Gegenfilter zu isolieren (DVWK-Merkblatt, 1996).

Laut DVWK-Schriften (1989) sollte die Länge von Tondichtungen nach Möglichkeit 5 m nicht unterschreiten. Hierzu sollte Bentonit in granulierter Form oder als Pellets verwendet werden. Diese Tonmineralmischung ist der entsprechenden Einbautiefe und der damit verbundenen Verzögerung der Tonmineralquellung anzupassen. Darüberhinaus ist es wichtig, den Einbau von Tondichtungen sehr sorgfältig zu überwachen. Dabei muß bedacht werden, daß Dämmer bei Zugbeanspruchung reißen und chemisch nicht inert sind (z.B. bei kalkaggressiven Wässern). Weiterhin sollten die Abdichtungsmaterialien, um sie durch Messung der γ -Strahlung überprüfen zu können (vor allem bei tiefen Meßstellen), eine höhere Strahlungsintensität aufweisen als die entsprechende natürliche Strahlung des anstehenden Tonsteines. Zu diesem Zweck kann dem Bentonit schwach radioaktives ^{40}K zugegeben werden.

GIBB & BARCELONA (1983) berichteten von einer beschränkten Quellfähigkeit von Bentonit bei Kontakt mit stark mineralisierten Wässern. Sie schlugen für diesen Fall die Verwendung eines Bentonit-Zement-Gemisches vor.

3.4 Meßstellenentwicklung

Durch eine ordentliche Meßstellenentwicklung soll dem Grundwasser ein möglichst freies und ungehindertes Durchströmen der Meßstelle erlaubt werden. Gleichzeitig muß jedoch gewährleistet sein, daß feine Sedimente durch die Filterkiesschüttung zurückgehalten werden und nicht in die Meßstelle gelangen. Darüberhinaus sollten während der Meßstellenentwicklung alle Spuren von Bohrflüssigkeit entfernt werden, um eventuelle Wechselwirkungen mit der späteren Wasserqualität zu minimieren. Die hierzu angewandten Verfahren werden bei SCHALLA (1986) und KILL (1990) eingehend erläutert.

Ein Klarpumpen zur Meßstellenentwicklung sollte laut DVWK-Schriften (1989) erst nach weitgehender Setzung bzw. Ausquellen/-härten des eingebrachten Füllmaterials erfolgen (etwa nach 2-3 Tagen). Bei Einsatz von Spülmittelzusätzen sollte möglichst bald abgepumpt werden, um Verkeimungen und Beeinflussungen der Grundwasserbeschaffenheit zu vermeiden.

Hingegen wird in der Methodensammlung zur Grundwassererkundung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU, 1995) gefordert, daß mit dem Klarpumpen und der anschließenden Funktionskontrolle spätestens 48 Stunden nach Bauende begonnen werden solle.

Bei Untersuchungen von PULS & PAUL (1997) wurden die neu errichteten Meßstellen unverzüglich nach der Fertigstellung bis zu einem Trübungskriterium von < 5 NTU's mittels einer Tauchpumpe abgepumpt. Die Pumpe wurde dabei innerhalb des Filterbereichs auf- und abbewegt, um lose Teilchen zu entfernen und einen hydrologischen Kontakt zwischen der Filterstrecke und der umgebenden Formation herzustellen.

3.5 Filter- und Vollrohrmaterialien

Die Wahl des Ausbaumaterials wird bestimmt werden von der Art der am Standort relevanten Analyte, von regulativen Bestimmungen, von technischen Faktoren, die die mechanischen und chemischen Eigenschaften des Materials beinhalten und schließlich von den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln. Dabei kann eine Beeinflussung der Wasserprobe durch folgende Faktoren erfolgen:

Metallische Materialien:

- Fällung von Wasserinhaltsstoffen
- Korrosion des Rohrmaterials
- Ionenaustauschvorgänge

Nichtmetallische Materialien:

- Adsorption und Chemisorption
- Desorption von Additiven und Weichmachern
- Qualitätsverluste des Materials

Chemische Korrosion entsteht, wenn ein bestimmter Wasserinhaltsstoff eine schnelle Entfernung von Metall auf einer breiten Ebene verursacht (DRISCOLL, 1986). Das korrodierte Metall geht üblicherweise in Lösung und wird abtransportiert (MOEHL, 1961). Von galvanischer Korrosion spricht man, wenn zwei verschiedene Metalle in Kontakt kommen und ein Elektrolyt anwesend ist (SCHWEITZER, 1991). Diese Art der Korrosion kann ebenfalls auftreten bei: pH < 7,0; H₂S > 1 mg/L; gelöster Sauerstoff > 2 mg/L; CO₂ > 50 mg/L; gesamte gelöste Feststoffe > 1000 mg/L; Chlorid > 5000 mg/L (ALLER et al., 1989).

Ein Qualitätsverlust des Materials kann gleichermaßen oxidativ, mechanisch oder chemisch begründet sein. Zu einem oxidativen Vorgang zählt beispielsweise, wenn Peroxydgruppen des Kunststoffmaterials in einer Redox-Reaktion, katalysiert durch Schwermetalle (z.B. Kupfer), aufgelöst werden (AL-MALAIKA, 1987). Von einer mechanischen Beeinflussung spricht man im Falle einer Bindungsspaltung bei Belastung der Polymerketten, z.B. durch Schleifen, Mahlen oder Strecken (DOLE, 1983; AGARWAL & PORTER, 1980). Ein chemischer Qualitätsverlust äußert sich in einer Veränderung von Ausmaß, Gewicht oder mechanischer Eigenschaft durch Angriff von Chemikalien, wie z.B. Aufweichen, Quellen und strukturelles Versagen (SEYMOUR, 1989).

Zur Grundwasserbeobachtung werden im Meßstellenausbau vor allem folgende Filter- und Vollrohrmaterialien eingesetzt:

- | | |
|--|------|
| - Acrylnitril-Butadien-Styrol | ABS |
| - Fluoriertes Ethylenpropylen | FEP |
| - Glasfaserverstärktes Epoxid | GFE |
| - Glasfaserverstärkter Kunststoff | GFK |
| - Nachchloriertes Polyvinylchlorid | CPVC |
| - Polyethylen | PE |
| - Polystyrol | PS |
| - Polytetrafluorethylen (Teflon [®]) | PTFE |
| - Polyvinylchlorid | PVC |
| - Polyvinylidenfluorid | PVDF |
| - Rostfreier Edelstahl | SS |

3.5.1 Wechselwirkungen mit Metallen und anorganischen Verbindungen

MASSE et al. (1981) stellten fest, daß Anionen sich wenig mit Kunststoffoberflächen (PE, PTFE) verbinden, die für ihre Kationenaustauschkapazität bekannt sind.

Bei einer Studie über Hart-PVC Rohr stellte MILLER 1982 vernachlässigbare Sorptionsverluste von Chrom, jedoch eine große Sorption von Blei fest. Andere Untersuchungen mit PE zeigten ebenfalls, daß Blei am schnellsten aufgenommen wurde. (SHENDRIKAR et al. 1976).

In einer Vorortstudie von HOUGHTON & BERGER (1984) schien eine Meßstelle aus Edelstahl eine Anzahl von Metallen, darunter Eisen, Cadmium, Chrom, Kupfer, Mangan, Molybden, Selen und Zink freizusetzen. Diese Vermutungen konnten in einer weiterführenden Studie von BARCELONA & HELFRICH (1986) nicht bestätigt werden. Sie verglichen die Konzentrationen von mehreren Metallen in Proben, die halbjährlich von benachbarten PVC-, PTFE- und Edelstahl-Meßstellen genommen wurden. Sie fanden, daß der einzige statistisch

signifikante Unterschied zwischen den Ausbaumaterialien ein erhöhter Eisenwert und erniedrigte Sulfidwerte in der nicht zuvor abgepumpten Edelstahl-Meßstelle waren.

Bei einer Untersuchung der Metalle der Trinkwasserverordnung stellte HEWITT (1989) fest, daß Edelstahl-Meßstellen die Konzentration von gelöstem Barium, Chrom, Kupfer und Blei im Grundwasser erhöhten, während PVC und PTFE bei weitem weniger Einfluß hatten.

Eine Studie von PARKER et al. (1990) testete die Effekte von Arsen, Chrom, Blei und Cadmium auf PVC, PTFE und Edelstahl, in Beprobungszeiträumen von 0,5 bis 72 Stunden. Mit Ausnahme von geringen Bleiverlusten, hatte PTFE keinen signifikanten Einfluß auf die Metallionenkonzentration. PVC sorbierte vor allem Blei und gab Cadmium ab, das möglicherweise als UV Stabilisator zugesetzt worden war (WILSON et al., 1982). Edelstahl erwies sich als schlechter geeignet als PVC, wobei es Arsen und Blei sorbierte und ebenfalls Cadmium freisetzte. Dabei war zu beobachten, daß bei geringeren pH-Werten (5,8) mehr Cadmium freigesetzt und weniger Blei sorbiert wurde.

Bei Edelstahlverrohrungen setzen die Korrosionsarten Interkristall-, Lochfraß-, Kontakt- und Spaltkorrosion als Produkte vorwiegend Nickel und Chrom frei. Für die Korrosion sind im wesentlichen Chlorid und Bromid verantwortlich, aber auch das Vorhandensein von Sulfat oder Nitrat. (DVWK-Mitteilungen, 1990; HUBER, 1983; BARCELONA et al., 1984; HERBSLEB & SCHWENK, 1985)

Die U.S. EPA empfahl 1992 in einer Richtlinie die Verwendung von PTFE und Hart-PVC für die Beobachtung von Metallen im Grundwasser, wohingegen Edelstahlrohre vermieden werden sollten.

HEWITT (1992) untersuchte den Einfluß von PVC, PTFE und Edelstahl auf Metallkonzentrationen in Grundwässern mit wenig gelöstem Sauerstoff. Die niedrigen Sauerstoffgehalte verhinderten eine Oberflächenoxidation, wie sie in früheren Versuchen beobachtet wurde. (HEWITT, 1989; PARKER et al. 1990). Es stellte sich heraus, daß PVC generell reaktiver war als PTFE. Am stärksten wurde die Metallionenkonzentration durch die Edelstahlverrohrung beeinflusst. Edelstahl gab Cadmium, Kupfer, Eisen und Nickel ab und sorbierte in einem weiteren Versuch Chrom und Blei. PVC sorbierte lediglich geringe Mengen an Blei.

HEWITT (1994) simulierte die dynamischen Verhältnisse während einer Probennahme aus einer Grundwassermeßstelle in einem System aus mehreren Durchflußkammern, in denen die Filterrohre (PVC, PTFE und Edelstahl) getrennt voneinander 0,25 bis 8 Stunden dem durchströmenden Grundwasser ausgesetzt wurden. Von Edelstahl wurde Nickel, Chrom und Kupfer an das Wasser abgegeben. Außerdem traten an Edelstahl und PVC Sorptionsverluste von Blei und Cadmium auf. PTFE hingegen sorbierte nur geringe Mengen an Cadmium. An der Edelstahloberfläche war bereits nach kurzer Zeit eine deutliche Korrosion erkennbar, wodurch die reaktive Oberfläche des Materials zusätzlich erhöht wurde. Ursache dieser beschleunigten Korrosion könnte die Verwendung von chloridhaltigem Grundwasser sein, wodurch die Oberfläche von V2A-Stahl angegriffen wird.

Bei einer Untersuchung erhöhter Konzentrationen von Nickel und Chrom im Grundwasser stellten OAKLEY & KORTE (1996) einen Zusammenhang mit den Edelstahlverrohrungen der Meßstellen fest. Chloride im Grundwasser hatten zur Korrosion der Filterrohre geführt.

3.5.2 Wechselwirkungen mit organischen Verbindungen

3.5.2.1 Adsorption und Desorption

Eine Sorption organischer Verbindungen an Meßstellenrohren wurde in einigen Veröffentlichungen berichtet. MILLER (1982) testete PE, PP und PVC Verrohrungen bezüglich der Sorption von sechs halogenierte organischen Verbindungen im Spurenbereich (2-14 µg/l). Er fand dabei die größten Verluste bei PE, gefolgt von PP und PVC mit beispielsweise 25-50 % Tetrachlorethylen in sechs Wochen. Miller stellte bei seinen Untersuchungen aber auch eine erneute Desorption von 25 % Tetrachlorethylen in zwei Wochen bei PVC fest.

BARCELONA et al. (1983) stellten fest, daß PTFE weder organische noch anorganische Stoffe an wässrige Lösungen abgibt. Sie erachteten das Material deshalb als chemisch inert mit geringen Sorptions- und Desorptionseigenschaften.

Ein Laborversuch zum Adsorptionsvermögen von Edelstahl gegenüber 4-Nitrophenol ergab nach 6 Wochen Kontaktzeit eine vollständige Adsorption an PVC und Edelstahl, aber nur eine 70%ige Adsorption an PTFE (JONES & MILLER, 1984). Für DDT wurde von einer ähnlich hohen Adsorptionsrate berichtet (PETTYJOHN et al., 1981; DVWK-Mitteilungen, 1990). Es wurde bei dieser Untersuchung jedoch nicht geklärt, ob das 4-Nitrophenol wirklich adsorbiert oder nur durch Reduktion in eine andere Verbindung umgewandelt wurde.

REYNOLDS & GILLHAM untersuchten 1985 die Sorptionsraten von fünf halogenierten Kohlenwasserstoffen an mehreren Polymermaterialien über einen Versuchszeitraum von bis zu fünf Wochen. Dabei stellten sie fest, daß die Sorptionseffekte einen signifikanten Einfluß auf die Grundwasseruntersuchungsergebnisse haben können. Nylon, PP und PE zeigten dabei die höchsten Sorptionsraten. Die Ergebnisse von PVC und PTFE waren vergleichbar, jedoch waren bei PVC Einflüsse durch biologischen Abbau nicht auszuschließen. Lediglich Tetrachlorethylen sorbierte deutlich schneller an PTFE.

Um die Beeinflussung der Grundwasserprobe durch das Meßstellenausbaumaterial zu minimieren benannte die U.S. EPA 1986 Edelstahl und PTFE als Materialien der Wahl zum Meßstellenausbau beim Auftreten von flüchtigen organischen Verbindungen.

Bei einem Vergleich von benachbarten Meßstellen, konnten BARCELONA & HELFRICH (1986) in den PTFE- und Edelstahl-Meßstellen durchgehend höhere TOC-Werte als bei PVC feststellen. Für Dichlorethan wurden die höchsten Gehalte in der Edelstahl-Meßstelle gemessen. Die Konzentrationen in der Teflon- und PVC-Meßstelle lagen darunter, wobei sie bei PVC am geringsten waren. Die niedrigeren Konzentrationen in den Kunststoff-Meßstellen wurden auf die sorptiven Eigenschaften der Materialien zurückgeführt. An einer anderen Stelle des Geländes wurden jedoch genau entgegengesetzte Verhältnisse beobachtet, d.h. die höchste Sorptionsrate in der Edelstahl-Meßstelle und die geringste Sorption in der PVC-Meßstelle.

JARKE führte 1986 Versuche durch, bei denen er die Sorption von organischen Verbindungen an mehrere Ausbaumaterialien, darunter auch Hart-PVC, prüfte. Bei seinem Versuchsaufbau ging er davon aus, daß eine Probennahme binnen 24 Stunden nach dem Abpumpen des Standwassers aus der Meßstelle erfolgt. Dabei stellte er fest, daß bei dem nachströmenden Grundwasser keine weiteren Sorptionsverluste an einem der Materialien zu beobachten waren.

In ähnlichen Untersuchungen testeten SYKES et al. (1986) Edelstahl, PVC und PTFE in Verbindung mit etlichen nicht näher beschriebenen organischen Verbindungen. Die Rohrmaterialien wurden sieben Tage einer Schadstofflösung bei 5 °C ausgesetzt, in frische Lösung überführt und nach einer und 24 Stunden auf weitere Sorptionsverluste untersucht. Dabei wurden keine weiteren statistisch signifikanten Aufnahmeraten an einem der Materialien festgestellt. Da PVC in manchen Fällen sogar scheinbar besser abschnitt, sahen sie keinen Grund für eine bevorzugte Verwendung von PTFE.

BARCELONA & HELFRICH (1988) kommen bei Interpretation der Versuchsdaten zu einem anderen Ergebnis. Die Umrechnung der Daten von SYKES et al. (1986) stoffspezifisch auf Sorptionsverluste pro Fläche ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) für die einzelnen Materialien ergibt ein unterschiedliches Verhalten der einzelnen Materialien. Während für Edelstahl bei allen Substanzen keine Sorptionserscheinungen feststellbar waren, wurde bei Teflon ein Sorptionsverlust für Chlorbenzol und Toluol von jeweils ca. $25 \mu\text{g}/\text{m}^2$ festgestellt. Bei dem PVC-Material schwankten die Sorptionsverluste für die einzelnen Halogenkohlenwasserstoffe zwischen 75 und $225 \mu\text{g}/\text{m}^2$ (DVWK-Mitteilungen, 1990).

GILLHAM & O'HANNESIN untersuchten 1990 die Sorption von BTEX an Edelstahl, Hart-PVC, Weich-PVC, PE, PTFE, PVDF und GFE über mehrere Zeitintervalle von fünf Minuten bis zu acht Wochen. Die geringsten Sorptionsverluste waren bei Benzol zu beobachten, gefolgt von Toluol, o-Xylol, m-Xylol, Ethylenbenzol und p-Xylol. Bei Weich-PVC und PE waren bereits in den ersten fünf Minuten deutliche Sorptionseffekte aufgetreten, z. B. wurden bei Benzol nach 24 Stunden bis zu 90 % sorbiert. Edelstahl zeigte die besten Ergebnisse, da hier keine Sorption stattfand. Für alle anderen Materialien waren in den ersten 24 Stunden keine bedeutenden Abweichungen von Edelstahl zu messen. Nach acht Wochen waren jedoch deutliche Verluste erkennbar. Hierbei lautete die Reihenfolge mit steigenden Sorptionseffekten: Hart-PVC vor FG, PF und PTFE. Die Autoren folgerten, daß bei einer Probennahme bis zu 24 Stunden nach dem Abpumpen des Standwassers aus der Meßstelle ($\varnothing \geq 5 \text{ cm}$) das Ausbaumaterial, mit Ausnahme von Weich-PVC und PE, keinen Einfluß auf die gewonnene Probe hat. Hart-PVC sei jedoch am besten geeignet. Dennoch besteht eine Einschränkung für PVC bei hohen Konzentrationen von Lösungsmitteln, wobei das Material angegriffen werden kann. In diesen Fällen ist Edelstahl oder PTFE zu bevorzugen.

Auch PARKER et al. (1990) testeten die Sorption und Desorption von zehn organischen Stoffen, darunter chlorierte Alkene, chlorierte Aromaten, Nitroaromaten und Nitramine, bezüglich PVC, PTFE und Edelstahl in einem Zeitraum von sechs Wochen. Es konnten keine signifikanten Sorptionsverluste an Edelstahl festgestellt werden, wohingegen an PTFE, besser noch als an PVC, chlorierte organische Verbindungen am schnellsten sorbiert wurden.

PARKER stellte 1992 fest, daß unter Laborbedingungen, bei Ausschluß von biologischen Aktivitäten, PVC und PTFE im Gegensatz zu Edelstahl große Mengen organischer Verbindungen sorbieren. PTFE sogar schneller und in höherem Ausmaß.

In einer Richtlinie von 1992 stellte auch die U.S. EPA fest, daß für die Beobachtung von organischen Schadstoffen im Grundwasser vorzugsweise Verrohrungen aus Hart-PVC und Edelstahl benutzt werden sollten. PTFE erwies sich als weniger geeignet. (BROWN, 1993)

Auch PARKER & RANNEY bestätigten 1994 diese Ergebnisse, wobei sie Sorptionseffekte von 19 organischen Verbindungen im ppb-Bereich, darunter einige Kampfstoffe und chlorierte Lösungsmittel, an Edelstahl, Hart-PVC und PTFE prüften. Um eine mögliche Beeinflussung der Werte durch biologischen Abbau zu verhindern, wurde bei ihren Versuchen Quecksilberchlorid zugesetzt. Die Messungen fanden in Zeiträumen von einer Stunde bis zu sechs Wochen statt. Chlorierte organische Verbindungen wurden am schnellsten sorbiert; an erster Stelle Tetrachlorethylen in Verbindung mit PTFE (34 % nach 24 Stunden). Für PVC waren die beobachteten Verluste nicht schnell und groß genug, um für die Probennahme von Bedeutung zu sein. Parker und Ranney betonten aber auch, daß dies nur für ppm- bzw. ppb-Bereiche gelte. Edelstahl zeigte keinerlei Sorptionsverluste für organische Verbindungen, sollte jedoch bei Metallen im Grundwasser nicht verwendet werden.

HEWITT (1994) untersuchte die Sorptionsverluste von Trichlorethylen an PVC, PTFE und Edelstahl im Gegensatz zu früheren statischen Untersuchungen in Durchflußkammern unter dynamischen Bedingungen. Er stellte, bei einem Versuchszeitraum von acht Stunden, keine relevanten Sorptionsverluste an einem der Materialien fest.

3.5.2.2 Qualitätsverluste der Meßstellenverrohrungen

Wird Hart-PVC hohen Konzentrationen von organischen Lösungsmitteln ausgesetzt, so kann es aufquellen und bei längerem Einwirken von Sonne oder tiefen Temperaturen spröde werden. (BARCELONA et al., 1983; U.S. EPA., 1992)

Die U.S. EPA (1986) benannte für einige Meßstellenverrohrungen Faktoren, die zu Beeinträchtigungen der Materialeigenschaften führen können:

- Edelstahl unter korrosiven Bedingungen
- PVC in Kontakt mit Ketonen, Estern und aromatischen Kohlenwasserstoffen
- PE in Kontakt mit aromatischen und halogenierten Kohlenwasserstoffen
- PP in Kontakt mit oxidierenden Säuren, aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen

SCHMIDT bestätigte 1987 die Ergebnisse von SYKES et al. (1986) indem er Hart-PVC Filterrohrstücke sechs Monate in reinem Benzin lagerte. Bei einer Untersuchung unter dem Elektronenmikroskop waren keinerlei strukturelle Veränderungen der Oberfläche und der Filterschlitzte erkennbar. Er schloß daraus, daß die Befürchtungen, es könne durch Anwesenheit von Kraftstoffen im Untergrund bei PVC zu Aufquellungen und damit zum Verstopfen der Filterstrecke kommen, unbegründet seien. Auch er sah deshalb keinen Grund für die Bevorzugung von PTFE vor Hart-PVC.

Die U.S. EPA (1985) und die PLASTICS DESIGN LIBRARY (1994) betonen hingegen, daß PVC von einigen unverdünnten organischen Lösungsmitteln und von deren hochkonzentrierten wässrigen Lösungen physikalisch beeinträchtigt wird. Dadurch kann das Material quellen und aufweichen und schließlich zerstört oder stellenweise aufgelöst werden (BERENS, 1985; VONK, 1985, 1986; PARKER & RANNEY, 1994, 1995).

Das DVGW-Merkblatt W 121 begrenzt seine Empfehlung für den Einsatz von Kunststoffrohren zur Beobachtung von Grundwasserverunreinigungen durch chlorierte Kohlenwasserstoffe auf Konzentrationen bis zu 10 mg/l. Bei darüber hinausgehenden Konzentrationen sollten Edelstähle verwendet werden (DVGW, 1988, TOUSSAINT & PÜTZ, 1986).

Edelstahl ist von Angriffen durch Lösungsmittel weitgehend unbetroffen, wobei es aber zur Korrosion durch eine Vielzahl von Umweltbedingungen - insbesondere höhere Chloridkonzentrationen im umgebenden Grundwasser - kommen kann (ALLER et al., 1989, U.S. EPA, 1992).

TAYLOR (1993) und UNITES (1993) berichteten, daß PVC-Filterrohre in stark PAK belasteten Sedimenten unter druckfreien Bedingungen ordentlich funktionierten. Obwohl es vorkommt, daß PVC in Anwesenheit von hohen PAK-Konzentrationen nach einiger Zeit zu quellen beginnt (VILLAUME, 1993).

McCAULOU et al. (1996) vermutet, daß die widersprüchlichen Angaben bezüglich PVC auf unterschiedlichen Versuchsbedingungen beruhen. Eine Studie mit gemischten organischen Lösungsmitteln zeigte zum Beispiel, daß eine Art wechselseitiger Effekt zwischen den Stoffen auftritt, der PVC aufweichen kann (PARKER & RANNEY, 1994). McCAULOU et al. (1996) veröffentlichten eine Tabelle in der die gegenseitigen Verträglichkeiten von vielen unverdünnten Chemikalien und 20 Materialien, die im Meßstellenausbau und bei der Probennahme verwendet werden, aufgelistet sind (siehe Anhang). Sie soll lediglich als Hilfestellung für stark kontaminierte Altlasten dienen, kann aber fallspezifische Untersuchungen nicht ersetzen. Die Hauptquellen für diese Tabelle waren das PLASTIC DESIGN LIBRARY CHEMICAL RESISTANCE HANDBOOK (1994), der 1995-1996 COLE-PARMER INSTRUMENT CATALOG CO. und die Tabellen über Korrosionsresistenzen von SCHWEITZER (1991).

RANNEY & PARKER (1997) verglichen unter Extrembedingungen, z. B. Schadstoffe in Phase, Materialverschlechterungen durch Einwirkung von Chemikalien bei ABS, FEP, GFE und GFK mit allgemein genutztem PVC und PTFE zum Meßstellenausbau. Die sechs Materialien wurden 28 unverdünnten organischen Verbindungen (darunter eine Säure) und stark sauren und alkalischen wässrigen Lösungen bis zu 112 Tage ausgesetzt. Anschließend wurden die Materialien auf Gewichtsveränderungen und physikalische Veränderungen untersucht. Alle Materialien zeigten gute bis sehr gute Resistenz gegen alkalische Bedingungen. Im Hinblick auf saure Bedingungen, zeigten FEP, PTFE und PVC eine sehr gute Resistenz, wohingegen ABS, GFE und GFK leicht beeinträchtigt wurden. Die Reihenfolge vom besten zum am wenigsten widerstandsfähigen Material bei organischen Lösungsmitteln lautet wie folgt: FEP=PTFE>GFE>GFK>PVC>ABS.

3.5.3 Bewertung der Filter- und Vollrohrmaterialien

Eine Auswertung der oben zitierten Literatur verdeutlicht, daß kein Filter- und Vollrohrmaterial zum Meßstellenausbau existiert, das unter allen Voraussetzungen optimale Eigenschaften bietet. Deshalb ist die Auswahl des geeignetsten Ausbaumaterials von einer Vielzahl von standortspezifischen und logistischen Faktoren abhängig:

- geologische und hydrologische Ausgangssituation
- natürliche geochemische Bedingungen
- geplanter Meßstellentyp und Meßstellentiefe
- Art und Konzentration der bekannten oder erwarteten Kontamination
- Bohrverfahren
- Art der Analytik

Aus diesem Grund ist es wichtig die Gegebenheiten vor Ort hinreichend zu untersuchen, um eine Auswahl zu treffen, die für jeden Standort speziell zugeschnitten ist.

Liegt aufgrund der natürlichen geochemischen Bedingungen ein hohes Korrosionspotential (z.B. chloridhaltiges Grundwasser) vor und gleichzeitig eine so hochkonzentrierte Kontamination von organischen Schadstoffen, daß andere Polymermaterialien beeinträchtigt würden, so sind Materialien aus Fluorpolymeren (z.B. Teflon[®]) die beste Alternative.

Ist hingegen das Korrosionspotential nur gering und die organische Schadstoffbelastung hoch, so sind Ausbaumaterialien aus rostfreiem Edelstahl zu bevorzugen.

In den meisten Fällen jedoch, mit geringem Korrosionspotential und organischen Kontaminationen, die nicht hoch genug sind, um zu einer Qualitätsverschlechterung des Materials zu führen, sind Filter- und Vollrohre aus Hart-PVC vollkommen ausreichend. Für Untersuchungen auf Metalle und organische Verbindungen scheint dieses Material die beste Kompromißlösung zu bieten.

Es ist darüber hinaus zu beachten, daß eine qualitative Beeinflussung einer Grundwasserprobe auch eine Folge der Verarbeitung der Materialien zu Grundwassermeßstellen, deren Lagerung, Transport und Einbau sein kann. Eine Lösung dieses Problems sehen NITSCHE et al. (1996) in einer zur Produktion von Ausbaumaterialien gehörenden Dekontamination, Verpackung dieser Produkte und in einer ständigen Qualitätskontrolle bei der Errichtung von Grundwassermeßstellen. Der auftretende Kostenfaktor müsse vor allem unter dem Aspekt der Analysenkosten und den aus den Analysenwerten abgeleiteten Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen betrachtet werden.

Generell ist zu bemerken: je geringer der Zeitraum zwischen Abpumpen des Standwassers und der Probennahme, desto geringer ist auch der Einfluß des Meßstellenausbaumaterials auf die Analyseergebnisse (NIELSEN 1988). Wird dies berücksichtigt, so hat die Hydrogeologie des Geländes, der Meßstellenausbau (z.B. Filterstrecke, Tondichtungen) und der Einsatz von qualifiziertem Probennahmepersonal einen weitaus größeren Einfluß auf die Grundwasserprobe als die relativ geringen Verluste durch das Rohrmaterial (PAPIERNIK et al., 1996).

Weiterführende Informationen über den Einfluß von Ausbaumaterialien auf Grundwasser-Beschaffenheitsparameter sind den DVWK-Mitteilungen 20 (1990) zu entnehmen.

4 Probennahme

4.1 Schadstoffe in Phase

Im folgenden Abschnitt wird explizit nur das Auftreten von Schadstoffen in Phase in einer Meßstelle betrachtet und nur am Rande deren Verteilung im umgebenden Grundwasserleiter.

NAPLs (**n**on-**a**queous **p**hase **l**iquids) können aus nur einem Stoff oder einem Stoffgemisch bestehen. Sie dringen als Schadstoffphase in den Boden ein und breiten sich aus, wobei es zu einer Verteilung in den Untergrundkompartimenten kommen kann. Die Verbindung gelangt als Gasphase in die Bodenluft, sorbiert an mineralischer und organischer Matrix und verteilt sich im Kapillar- und Grundwasser. NAPLs können durch Kapillarkräfte als

unzusammenhängende Tropfen und isoliert auftretende Tröpfchen relativ immobil in Residualsättigung festgehalten werden. Steigt die NAPL-Sättigung an, verbinden sie sich zu einer Schadstoffphase und werden möglicherweise mobil (McCAULOU et al., 1996). Dabei haben bereits geringe geologische Veränderungen im Untergrund entscheidenden Einfluß auf die Mobilität und Verteilung. Eine Folge davon sind komplexe Verteilungsmuster von Schadstoffen in Phase im Untergrund, die dann als dauerhafte Quelle von mobilen Grundwasserkontaminationen wirken können. (SCHWILLE, 1988; MACKAY & CHERRY, 1989; WILSON et al., 1990; MERCER & COHEN, 1990, 1993; POULSEN & KUEPER, 1992; KUEPER et al., 1993; VanPELT et al., 1994)

Ist die Dichte eines Schadstoffes > 1 (z.B. Tetrachlormethan $1,59 \text{ g/cm}^3$) so spricht man von einem DNAPL (**d**ense **n**on-**a**queous **p**hase **l**iquid), d.h. der Schadstoff sinkt auf den Grund der Meßstelle ab. Ist seine Dichte < 1 (z.B. Benzin $0,72 \text{ g/cm}^3$), so handelt es sich um einen LNAPL (**l**ight **n**on-**a**queous **p**hase **l**iquid), d.h. der Schadstoff schwimmt in der Meßstelle als Phase auf. Da Wasser eine Dichte von ca. $1,0 \text{ g/cm}^3$ besitzt, kann es aufgrund von Dichteunterschieden zu Schichtung, verzögerter Durchmischung und Auftrieb bzw. Tendenz zum Absinken von nicht mischbaren Phasen kommen. Adhäsion und Kohäsion können jedoch den Dichteunterschieden entgegenwirken. (LEHRGANG III FÜR PROBENNEHMER, 1997)

Adhäsion: Durch die Anziehungskraft zwischen den Flüssigkeitsmolekülen und den Molekülen einer in Kontakt stehenden Feststoffoberfläche versucht die Flüssigkeit die Kontaktfläche möglichst groß zu machen

Kohäsion: Durch die Anziehungskraft zwischen den Molekülen einer Flüssigkeit hat diese die Tendenz, ihre Oberfläche zu minimieren.

Grundwassermeßstellen sind nur geeignet, um das Ausmaß einer freien Schadstoffphase von LNAPL und deren gelösten Bestandteilen zu erfassen, nicht aber für die Überwachung von LNAPL die kapillar gebunden sind. Zu diesem Ergebnis kamen ABDUL et al. (1989) als sie in Säulenversuchen mit gut durchlässigem Sand die Versickerung von Mineralöl und dessen Auftreten in einer Meßstelle untersuchten. Sie stellten fest, daß das Mineralöl erst dann in die Meßstelle fließt, wenn sich im umgebenden Untergrund eine „freie“ Ölphase gebildet hat. Tritt also Öl in Phase in einer Meßstelle auf, so handelt es sich bereits um ein weit fortgeschrittenes Stadium einer Kontamination. Außerdem stellten sie fest, daß ausschließlich aufgrund der Dicke des LNAPL in der Meßstelle keine verlässliche Abschätzung des Ausmaßes der Kontamination im umgebenden Boden möglich ist.

Wird beim Bau einer Meßstelle eine Zone mit Mineralöl in Phase durchdrungen, so kann dies zu einer Kontaminationsverschleppung führen. Zusätzlich kann die Schadstoffphase in der Meßstelle, vor allem bei schwankendem Grundwasserspiegel, eine vertikale Quelle für eine weitere Ausbreitung sein (ABDUL et al., 1989).

FARR et al. (1990) und LENHARD & PARKER (1990) untersuchten anhand von theoretischen Modellen den Zusammenhang zwischen der Dicke eines LNAPL in einer Meßstelle und den Menge an LNAPL in dem umgebenden porösen Medium.

Auch HESS et al. (1992) bestätigten, daß die Dicke eines LNAPL in einer Meßstelle ein schlechter Indikator für die tatsächliche Verteilung im Untergrund ist. Aus diesem Grund entwickelten sie eine direkte Methode zur Bestimmung der in-situ Verteilung des

Schadstoffes. Hierzu wurden möglichst ungestörte Sedimentbohrkerne mit Porenflüssigkeit in Polycarbonatrohren entnommen (ZAPICO et al., 1987). Um Verluste zu vermeiden und eine bessere Probenteilung zu ermöglichen, wurden die Bohrkerne gefroren, die einzelnen Abschnitte anschließend extrahiert (CARRY et al., 1991) und auf ihren Gehalt an Mineralöl untersucht. Auf diese Weise konnte die exakte Verteilung eines LNAPL im Untergrund bestimmt werden. Diese stimmte nicht mit den Beobachtungen aus den installierten Meßstellen überein.

Beim Auftreten von LNAPL-Kontaminationen sind unterschiedliche, sich scheinbar widersprechende Beobachtungen möglich, die von MARINELLE & DURNFORD (1996) beschrieben werden:

1. Meßstellen enthalten keine erkennbaren LNAPL, obwohl Bodenproben nicht unerhebliche Konzentrationen in der umliegenden Gesteinsformation oberhalb oder unterhalb des Wasserspiegels ergaben.
→ LNAPL können, z.B. durch wechselnde Grundwasserstände, unter den Wasserspiegel gelangen und im Grundwasserkörper aufgrund von Adhäsion und Kohäsion festgehalten werden. Der gesamte LNAPL ist gebunden und keine mobile Phase mehr vorhanden, die in die Meßstelle gelangen könnte. Eine weitere Möglichkeit wäre, daß die Oberflächenspannung des LNAPL so groß ist, daß der Schadstoff nicht durch das Filterrohr in die Meßstelle fließt.
2. Die Dicke der aufschwimmenden LNAPL nimmt ab, wenn der Wasserspiegel steigt und wieder zu, wenn der Wasserspiegel erneut fällt. (KEMBLOWSKI & CHIANG, 1988; HUNT et al., 1989; KEMBLOWSKI & CHIANG, 1990)
→ Bei steigender Wassersäule in der Meßstelle fließt der aufschwimmende Schadstoff seitlich in den weniger mit LNAPL gesättigten Boden ab und die aufschwimmende Schicht wird geringer. Sinkt der Wasserspiegel, so können LNAPL aus der Formation in die Meßstelle einströmen.

Nach Öffnen einer Meßstelle ist organoleptisch zu prüfen, ob eine MKW-Kontamination vorhanden ist. Ist dies der Fall, so ist mit dem Phasenmeßgerät zu prüfen, ob eine aufschwimmende MKW-Phase vorhanden ist und welche Phasenmächtigkeit festgestellt wird. Diese Phase ist vor der Probennahme mittels eines oben offenen Rohrschöpfers vollständig abzuschöpfen (NITSCHKE, 1997). Repräsentativere Proben erhält man in solchen Fällen, indem man eine Meßstelle ohne aufschwimmende Phase in der Nähe beprobt (Lehrgang für Probennehmer III, 1997).

CAMPBILL & HOLMES (1992) erkundeten ein Gelände mit einer DNAPL-Kontamination, wobei sie Boden- und Grundwasserproben im anstehenden Festgestein entnahmen. Für den Ausbau der Bohrlöcher wurden ständige und vorübergehende Stahlverrohrungen während des Bohrens eingesetzt, um das Bohrloch nach außen abzudichten und Kurzschlüsse zu verhindern. Aus den Bohrlöchern wurden in Tiefenabschnitten von sechs Metern Grundwasserproben entnommen. Durch diese Vorgehensweise gelang es die grundwasserstauende Schicht zu durchdringen und eine Meßstelle in einem bislang unkontaminierten Bereich zu errichten, ohne dabei eine Kurzschlußstrecke für DNAPLs zu schaffen.

KUEPER et al. (1993) überprüften für die Probennahme von DNAPLs die Errichtung von sog. Multi-level Meßstellen, wie sie in Abschnitt 5.3.1 beschrieben werden. Dabei stellten sie eine Kurzschlußbildung entlang der Entnahmeröhrchen fest.

CHEN & KNOX (1997) beschrieben die Erkundung und Quantifizierung eines DNAPL in Residualsättigung. Sie führten dazu Tracer-Tests mittels vertikaler Zirkulationsbrunnen in einem künstlichen Sandaquifer durch. Ähnliche Tracer-Verfahren wurden bereits früher in der Mineralölindustrie eingesetzt, um Erdölvorkommen zu bestimmen (TOMICH et al., 1973; DEANS 1978; TANG, 1992; WELLINGTON & RICHARDSON, 1994; EGBOGAH, 1994). Diese Verfahren wurden von einigen Wissenschaftlern modifiziert und auf die Anwendung bei NAPLs übertragen (POPE et al., 1994; JIN et al., 1995; WILSON & MACKAY, 1995).

Schlußfolgerung:

Die Vorgehensweise bei der Probennahme von flüssigen Schadstoffen in Phase ist noch weitgehend ungeklärt. Auch nach intensiver Recherche waren zu diesem Thema in der Literatur nur unzulängliche Informationen zu finden. Umstritten ist auch die Frage, ob Meßstellen direkt im Schadensherd oder nur im Abstrombereich des Grundwassers errichtet werden sollen und dürfen. Für eine Errichtung im Schadensherd sprechen die genaueren Informationen, die man dadurch über die Art und den Aufbau einer Kontamination erhält. Dies kann jedoch auch zu einer Kurzschlußbildung zwischen belasteten und zuvor unbelasteten Bereichen führen, vor allem wenn dabei undurchlässige, grundwasserstauende Schichten durchbohrt werden.

4.2 Leichtflüchtige Verbindungen

Einige der industriellen Schadstoffe (z.B. die häufig auftretenden CKW) sind sehr leichtflüchtig und können daher bei der Probennahme zu erheblichen Anteilen verloren gehen. Selbst bei vorschriftsgemäßer Probennahme lassen sich bei der üblichen Entnahme durch Abpumpen und Abfüllen der Probe über Tage Verluste nicht vollständig vermeiden (BARCZEWSKI, 1997). Grundsätzlich ist diese Problematik seit langem bekannt, wobei die Verluste i.a. unterschätzt werden. Ein zusätzliches Problem kann dadurch auftreten, daß bei Mischkontaminationen die Einzelschadstoffe unterschiedliche Flüchtigkeit aufweisen, d.h. die Verluste unterschiedlich sind, wodurch auch die Zusammensetzung in der Probe verändert wird.

Der Übergang von Stoffen aus Lösung in die Gasphase hängt von drei Einflußfaktoren ab (LEHRGANG III FÜR PROBENNEHMER, 1997):

- Druck: Je kleiner der Druck, desto weiter liegt das Gleichgewicht auf seiten der Gasphase
- Temperatur: Je höher die Temperatur, desto weiter liegt das Gleichgewicht auf seiten der Gasphase
- Art des Stoffs: Flüchtigkeit hängt eng mit dem Siedepunkt (Dampfdruck) des Stoffs zusammen, wobei kein linearer Zusammenhang besteht und der Zusammenhang von Stoff zu Stoff variieren kann.

PANKOW (1986) untersuchte den Einfluß von Blasenbildungen bei der Probennahme und unvollständig gefüllten Transportgefäßen auf die Analysenergebnisse von leichtflüchtigen Wasserinhaltsstoffen. Zur Blasenbildung und damit verbundenen Ausgasung bei der Probennahme kann es kommen, wenn Grundwasser mit einem hohen Anteil an gelösten Gasen vom

darüberliegenden hydrostatischen Druck des Wassers befreit und an die Oberfläche gebracht wird, wo es dem geringeren atmosphärischen Druck ausgesetzt ist. Dieser Ausgasungseffekt wird zusätzlich durch das Anlegen von Unterdruck mittels einer Saugpumpe verstärkt. Hingegen wird an das Grundwasser beim Einsatz von Tauchpumpen zur Probenförderung ein Überdruck angelegt. Eine Ausgasung flüchtiger Wasserinhaltsstoffe findet grundsätzlich nur statt, wenn die Summe der Dampfdrücke aller Wasserinhaltsstoffe größer ist als der umgebende Außendruck. Auch bei der Verwendung von Tauchpumpen kann es allerdings durch die in den Pumpen auftretenden Turbulenzen sowie durch die unvermeidliche Erwärmung der Probe ebenfalls zu Verlusten an leichtflüchtigen Stoffen kommen.

Darüber hinaus hat das Ab- bzw. Umfüllen von Proben entscheidenden Einfluß auf die Beschaffenheit der Grundwasserprobe. Die ordnungsgemäße Vorgehensweise beim Befüllen der Probennahmegefäße wird in Kapitel 4.7 erläutert.

PANKOW (1986) stellte bei seinen Untersuchungen fest, daß die Minderbefunde infolge von Ausgasungen bei der Probennahme ausgeprägter waren, als bei unsachgemäß befüllten Probennahmegefäßen. Er betonte aber, daß diese Verluste je nach Verbindung unterschiedlich hoch und zumindest größenordnungsmäßig rückrechenbar seien.

4.3 Abpumpen des Standwassers

Die Planung des Abpump- und Probennahmeprozesses erfordert eine Analyse der meßstellen-typischen Kennwerte. Wesentliche Kriterien dabei sind:

- die Ausbautiefe,
- der Rohrdurchmesser,
- der Grundwasserflurabstand und daraus resultierend
- das Standwasservolumen.

Der Abpumpvorgang wird durch die Abpumpzahl (= Anzahl der Volumenerneuerungen des Standwassers), den Abpumpvolumenstrom und die Abpumpdauer charakterisiert (DVWK-Merkblatt, 1996).

In Grundwasser, das über einen längeren Zeitraum in einem Meßstellenrohr stagniert, kann es zu einem Gasaustausch mit der Luft im Meßstellenrohr zu biologischen Prozessen, zu Vertikalströmungen und zu Wechselwirkungen mit dem Meßstellenausbaumaterial kommen. Folglich ist dieses Standwasser nicht mehr repräsentativ für den umgebenden Grundwasserleiter und muß vor der Probennahme entfernt werden (MARSH & LLOYD, 1982; BARCELONA et al. 1985a, BARCELONA & HELFRICH, 1986; McALARY & BARKER, 1987; ROBIN & GILLHAM, 1987; HERZOG et al., 1988).

Durch das Abpumpen des Standwassers vor einer Grundwasserprobennahme soll gewährleistet werden, daß das geförderte Wasser dem des umgebenden Grundwassers entspricht und nicht mehr durch die Meßstelle beeinflusst wird. Zu kurz gewählte Abpumpzeiten verfälschen die Probe durch den Anteil an Standwasser genauso wie zu lange Abpumpzeiten durch erhöhten Fremdwasseranteil aus benachbarten Schichten und können zu falschen Schlußfolgerungen bei der Bewertung der Analyseergebnisse führen (BARCZEWSKI, 1997; DEHNERT et al., 1997). Für das optimale Volumen des abzupumpenden Standwassers bestehen jedoch in der Literatur sehr gegenläufige Meinungen.

Laut Landesanstalt für Umweltschutz Ba.-Wü. (LFU, 1993) sollte zur Entfernung des Standwassers das zwei- bis fünffache Rohrvolumen abgepumpt werden. Liegen keine genauen Ausbaudaten der Grundwassermeßstelle vor, so kann das wassererfüllte Rohrvolumen anhand einer Faustregel abgeschätzt werden:

$$V = \frac{\pi \cdot d^2}{40} \cdot h \quad (1)$$

V = Rohrvolumen in l

d = Innendurchmesser der Meßstelle in cm (messen oder der mitgelieferten Stammdatenkurzbeschreibung entnehmen)

h = Höhe der Wassersäule in der Meßstelle in m (= Differenz zwischen Wasserspiegel und Meßstellentiefe, aus dem mit Lichtlot bestimmten oder gemessenen Wasserstand und den Daten der Stammdatenkurzbeschreibung berechnen)

Bei NITSCHKE et al. (1996) sollte eine repräsentative Grundwasserprobennahme stets auf der Grundlage des Filtrervolumens (Filterrohrvolumen + Porenvolumen der Filterschüttung) und nicht des Standwasservolumens der Grundwassermeßstelle erfolgen. Die Berechnung des abzupumpenden Filtrervolumens kann nach folgender Gleichung erfolgen (NITSCHKE, 1997):

$$V_F = \frac{\pi}{4} \cdot L_F \cdot \left[d_{FR}^2 + (d_{BL}^2 - d_{FR}^2) \cdot n \right] \cdot 0,003 \quad (2)$$

V_F = Filtrervolumen in l, wobei das Ergebnis bereits das 3-fache Filtrervolumen (Faktor 0,003) bzw. das 1,5-fache Filtergesamt volumen (Faktor 0,0015) enthält

L_F = Länge der Filterschüttung in cm (wird nur bis zur Höhe des Grundwasserspiegels angegeben, falls dieser innerhalb der Filterstrecke liegt)

d_{FR} = Durchmesser des Filterrohres in cm

d_{BL} = Durchmesser der Bohrung in cm

n = Porosität der Filterschüttung

Ist die Porosität der Filterschüttung unbekannt, so erfolgt die Berechnung des abzupumpenden Filtrervolumens nach folgender Gleichung:

$$V_F = \frac{\pi}{4} \cdot L_F \cdot d_{BL}^2 \cdot 0,0015 \quad (3)$$

Laut DVWK (1981,1982) sollte bis zur Konstanz von Temperatur und elektrischer Leitfähigkeit abgepumpt werden. Der DVWG empfahl 1988 ebenfalls, bis zur Konstanz von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur abzupumpen. Die gleiche Vorschrift ist in der DIN 38402 verankert (DIN, 1986). Seit 1992 wird als Orientierungsgröße für die Repräsentanz der Probennahme nur noch die Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit empfohlen, die bekannten Faustregeln wie dem mehrfachen Austausch des Rohrinhaltes vorgezogen werden soll. Zusätzlich wurde die Beobachtung von Temperatur, pH-Wert und Trübung vorgeschlagen (DVWK, 1992). Die LAWA empfahl 1993 ebenfalls die „annähernde“ Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit als Kriterium für eine repräsentative Probennahme, verlangte aber gleichzeitig den mindestens dreifachen Austausch des Standwassers im Rohr, um damit den vollständigen Austausch des Standwassers und des Wassers im Ringraum zu sichern (LAWA, 1993). Nach dem neuen Merkblatt des DVWK

(1996) soll bis zur Meßwertkonstanz der Leitkennwerte elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert (weniger als 1 % Änderung über fünf Minuten) abgepumpt werden, wobei das Standwasser mindestens dreimal erneuert werden muß. Kann die Konstanz der Leitkennwerte nicht erreicht werden, soll nach einem sechsmaligen Austausch des Standwassers der Abpumpvorgang abgebrochen werden (DEHNERT et al., 1997).

Die erforderliche Abpumprate ist aber auch eine Funktion der Beprobungshäufigkeit. Als Fazit ergibt sich dabei: je häufiger eine Meßstelle beprobt wird, um so schneller stellt sich die Konstanz der Leitkennwerte ein (DVWK-Merkblatt, 1996).

WOOD benannte bereits 1976 die Stabilisierung der Leitparameter Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit als Kriterium für das abzupumpende Standwasser. Um eine repräsentative Grundwasserprobe zu erhalten, muß deshalb das Stagnationswasser durch mehrmaliges Abpumpen des Meßstellenvolumens entfernt werden (BLEGEN et al., 1988).

GIBB et al. (1981) bezifferte das abzupumpende Standwasservolumen auf das drei- bis fünffache Rohrvolumen zuzüglich dem Volumen der Filterkiesschüttung bei gleichzeitiger Kontrolle der Leitparameter. Für GILLHAM et al. (1985) genügte hingegen bereits das Abpumpen des zwei- bis dreifachen Rohrvolumens, um die Meßstelle ausreichend zu spülen.

GILLHAM et al. (1983) betonten, daß übermäßiges Abpumpen einer Meßstelle zu einer verstärkten Absenkung des Grundwasserspiegels bis in den verfilterten Bereich führen kann. Als Folge davon können Ausgasungseffekte und Vermischungen mehrerer Aquiferhorizonte auftreten. Außerdem könne die Festlegung einer bestimmten Anzahl von Meßstellenvolumina bei nur gering durchlässigen Grundwasserleitern, sowohl zeit- als auch kostenintensiv und daher unpraktikabel sein. Des weiteren verwiesen sie auf die hohen Entsorgungskosten von kontaminiertem Grundwasser, daß beim Abpumpen der Meßstelle anfällt.

PIONKE & URBAN (1987) gaben an, daß für unverfilterte, „offene“ Festgesteinsaquifere nur ein geringes Abpumpvolumen nötig sei, solange sich der Grundwasserspiegel unterhalb der Meßstellenverrohrung befinde.

ROBIN & GILLHAM (1987) und POWELL & PULS (1993) stellten bei Feldversuchen in einem gut durchlässigen Aquifer, aufgrund von chemischen Unterschieden fest, daß im verfilterten Meßstellenbereich ständig eine Frischwasserzone vorliege. Lediglich beim Grundwasser im darüberliegenden Vollrohr handle es sich um Stagnationswasser, daß vor der Probennahme ausgetauscht werden müsse. Durch die Nutzung von fest installierten Probennahmegeräten könne jedoch auch das einfache Abpumpen des Rohrvolumens entfallen, da hierdurch eine Vermischung der Grundwasserschichtung in der Meßstelle beim Pumpeneinbau vermieden werde. Diese Feststellung wurde von KEARL et al. (1992) durch eine Videüberwachung der Schwebstoffe in einem Meßstellenrohr bestätigt.

MICHALSKI (1989) bestätigte diese These durch die ständige Kontrolle der elektrischen Leitfähigkeit direkt in der Meßstelle während des Abpumpvorgangs. Er kam zu dem Ergebnis, daß bereits der 1,5fache Austausch ausreichend sei.

LOUX et al. (1990) beschrieben als Probennahmekriterium das drei- bis fünffache Abpumpen des Standwasservolumens, bei gleichzeitiger Stabilisierung der Leitparameter pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Redoxpotential, Sauerstoff und Alkalität (titrimetrisch bestimmt). Um

eine Probenrührung zu vermeiden, sollte eine geringe Abpumpgeschwindigkeit gewählt werden, die die Grundwasserfließgeschwindigkeit maximal um das 10fache überschreitet.

Bei Untersuchungen von RYAN & GSCHWEND (1990) stellte sich heraus, daß der Anteil an kolloidal gelösten organischen Bestandteilen erst nach dem Abpumpen des zehnfachen bis zwanzigfachen Meßstellenvolumens konstante Werte zeigte. Dies erforderte eine Pumpdauer von drei bis sechs Stunden pro Grundwassermeßstelle.

GIBS & IMBRIGIOTTA (1990) bewerteten unterschiedliche Abpumpkriterien und kamen zu der Schlußfolgerung, daß keines davon als verlässlicher Anhaltspunkt für eine repräsentative Probenahme von organischen Grundwasserinhaltsstoffen dienen könne. Für die Festlegung des abzupumpenden Rohrvolumens jeder Grundwassermeßstelle müssen die hydrogeologischen Gegebenheiten, Art und Umfang der organischen Grundwasserverunreinigungen, räumliche Ausdehnung der Kontamination, Meßstellenausbau und das Untersuchungsziel berücksichtigt werden.

RIVETT et al. (1990) beschrieben Veränderungen und starke Konzentrationsschwankungen bei der Untersuchung einer TCE-Kontamination während des Abpumpens mehrerer Rohrvolumina. So zeigte z.B. eine Meßstelle während der ersten zehn Rohrvolumina relativ konstante TCE-Konzentrationen (304 bis 336 µg/l), bei anhaltendem Abpumpen stieg die Konzentration jedoch nach fünf Stunden auf 440 µg/l an. Im Gegensatz dazu waren die Schwankungen der elektrischen Leitfähigkeit zu Beginn am stärksten und flachten schließlich ab. Nach einem Jahr war die TCE-Konzentration auf 5.000µg/l angestiegen, während die elektrische Leitfähigkeit ihren Wert beibehielt.

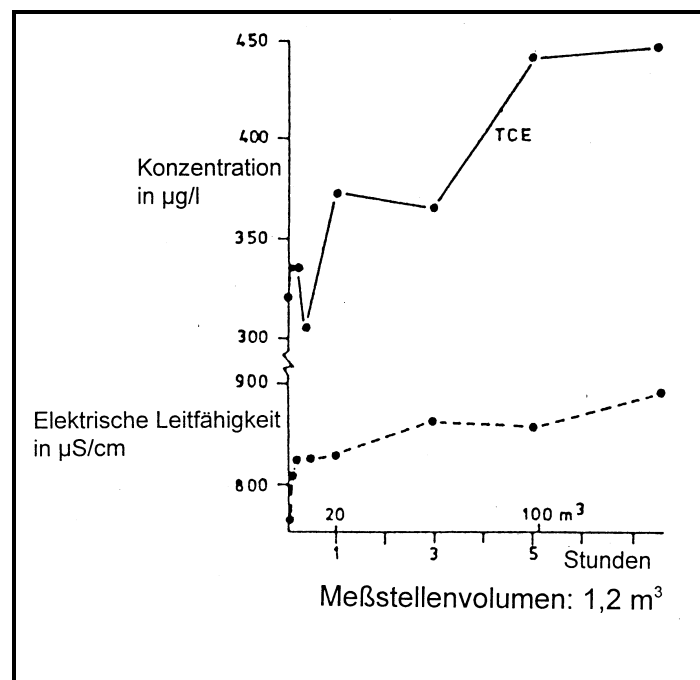


Abb. 7: Veränderungen der TCE-Konzentration und der elektrischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit zu den abgepumpten Rohrvolumina (RIVETT et al., 1990)

MARTIN-HAYDEN et al. (1991) und ROBBINS & MARTIN-HAYDEN (1991) demonstrierten, daß es durch das übliche drei- bis fünffache Abpumpen des Rohrvolumens lediglich

zu unnötigen vertikalen Durchmischung in Grundwassermeßstellen kommt, was zu falschen Ergebnissen bei der Bewertung der Grundwasserqualität führen kann. Sie stellen außerdem fest, daß es bei abgepumpten Meßstellen zu Konzentrationsunterschieden von bis zu einer Größenordnung kommen kann, die von der Konstruktion der Meßstellen, der Vorgehensweise beim Abpumpen, der vertikalen Konzentrationsverteilung und den hydrogeologischen Gegebenheiten abhängen.

Aus diesem Grund favorisierten KEARL et al. (1994) ein Verfahren, bei dem nur mit geringen Förderströmen gearbeitet wird. Dadurch ließe sich das abzapfende Standwasservolumen und auch letztendlich die Probennahmedauer verringern. Auch bei diesen Untersuchungen wurden keine Vergleichsmessungen mit Grundwasser direkt aus der Formation durchgeführt.

POWELL & PULS (1993) empfahlen vor der Probennahme eine rasche Absenkung des Grundwasserspiegels, gefolgt von einem Wiederanstieg und einer Probennahme im Anschluß daran. Durch diese Methode sei der ein- bis zweifache Austausch des Stagnationswassers ausreichend für eine repräsentative Probennahme. Zur Bestätigung dieser These wurden jedoch keine Vergleichsmessungen mit Porenwasser der umgebenden Formation, wie unter Kapitel 2 beschrieben, durchgeführt.

Die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU, 1993) empfiehlt zum Austausch das zwei- bis fünffache wassererfüllte Rohrvolumen bei einer Abpumpdauer von mindestens 15 Minuten. Sofern sich aus dem vorgegebenen Abpumpvolumen ein Zeitbedarf ergibt, der über 90 Minuten liegt, kann diese Zeitdauer durch Anwendung erhöhter Förderleistungen oder durch den Einsatz einer zweiten Pumpe reduziert werden. Zum Abpumpen des Standwassers kann auch eine Saugpumpe verwendet werden. Der vollständige Austausch des Standwassers wird durch die Konstanz der Leitparameter kontrolliert.

SPALDING et al. (1993) beobachteten, daß für die Probennahme von Agrochemikalien das Abpumpen des dreifachen Standwasservolumens ausreichte.

BARCELONA et al. (1994) und SHANKLIN et al. (1995) favorisierten ein Verfahren, bei dem minimale Grundwassermengen vor der Probennahme abgepumpt werden. Hierzu verwendeten sie fest installierte Probennahmepumpen, die im verfilterten Meßstellenbereich eingebaut waren. Durch diese Meßstellenanordnung und einer geringen Pumprate, die ein Absenken des Grundwasserspiegels verhindere, sei eine repräsentative Probennahme ohne Störung der Stagnationswasserzone im Meßstellenrohr möglich.

CHIANG et al. (1995) verglichen nach einer Abpumpdauer von 24 Stunden bei einem Förderstrom von 4 l/min die Konzentration von Methyl-Tert.-Butyl-Ether (MTBE) in einer Grundwassermeßstelle mit der ermittelten Schadstoffkonzentration direkt im Grundwasserleiter (vgl. Kapitel 2). Dabei stellten sie fest, daß selbst nach so langer Abpumpdauer die Konzentration im Grundwasserleiter um bis zu einer Größenordnung über der Meßstellenkonzentration lag. Durch eine dreidimensionale Grundwassermodellierung wurde deutlich, daß diese Ungleichheit nicht durch Probennahmefehler verursacht wurde. Vielmehr könne das Verhältnis zwischen den beiden Konzentrationen als eine Funktion des ursprünglichen vertikalen Konzentrationsprofils im Grundwasserleiter, dem Zustrom zur Meßstelle von Horizonten unterhalb der Filterstrecke, der Filterlänge und dem abgepumpten Standwasservolumen dargestellt werden. Somit sei es schließlich möglich, aufgrund der

Analysenergebnisse aus einer Meßstelle auf die tatsächliche Konzentration im Grundwasserleiter zurückzurechnen.

BARCZEWSKI (1997) stellte fest, daß eine volumenmäßige Quantifizierung des zu fördernden Grundwasservolumens wegen der Mischvorgänge beim Abpumpen der Meßstelle nur sehr eingeschränkt möglich sei. Es biete sich daher an, die Leitparameter zu messen, und erst bei deren Konstanz eine Probe zu entnehmen. Da die Probennahme bei Altlasten jedoch in vielen Fällen zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen diene (z.B. organische Kontaminanten), die die üblichen Leitparameter nicht oder nur ganz unwesentlich beeinflussen, müsse trotz der Unsicherheit der Volumenbestimmung als zweites Kriterium ein Mindestabpumpvolumen eingehalten werden.

DEHNERT et al. (1997) forderten die Einführung des neuen Leitkennwertes Radon (vgl. Kapitel 4.4). Sie stellten in mehreren Versuchen fest, daß anhand dieses Parameters das Volumen des abzupumpende Standwassers genauer bestimmt und oft reduziert werden konnte. Da die Radonaktivität meßtechnisch eindeutig und reproduzierbar sei, bestehe keine Notwendigkeit mehr, Mindestvolumina in Form eines Vielfachen des Standwasservolumens vorzusehen.

Laut NITSCHKE (1997) ist eine minimale und konstant zu haltende Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermeßstelle bei einer Pumpenförderleistung von > 1 l/min einzustellen. Während der Abpumpphase sind folgende Angaben bei Abpumpzeiten < 90 min alle 5 min bzw. bei Abpumpzeiten > 90 min alle 10 min zu notieren:

- Wasserspiegellage in der Grundwassermeßstelle in m
- Pumpenförderleistung in l/min
- Temperatur in-situ und on-site
- pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration und Redoxspannung

Sollte eine Pumpenförderleistung von ≤ 1 l/min erforderlich sein, so ist die Grundwasserprobennahmetechnik auf ca. 0,5 m über der gemessenen Endteufe der Grundwassermeßstelle abzusenken und die Meßstelle leer zu pumpen. Nachdem die Grundwassermeßstelle an drei aufeinanderfolgenden Tagen leer gepumpt wurde, kann am vierten Tag die Grundwasserprobe mit einer Förderleistung von ≤ 1 l/min entnommen werden. Dies widerspricht jedoch der Forderung, daß eine Grundwassermeßstelle nicht trockenfallen darf.

Schlußfolgerung:

Die Angaben in der Literatur über das abzupumpende Standwasservolumen einer Meßstelle sind sehr unterschiedlich und reichen von „gar nicht“ über ein mehrfaches Meßstellenvolumen bis zu 24 Stunden. Grundsätzlich muß beim Abpumpen beachtet werden, daß jede Meßstelle aufgrund ihres Ausbaues sowie der hydraulischen und geologischen Gegebenheiten ihre eigene Charakteristik hinsichtlich der auszutauschenden Wassermenge hat. Folgende Punkte müssen dabei betrachtet werden:

- Durch lange Abpumpzeiten bei gleichzeitig hoher Förderleistung können die natürlichen horizontalen Anströmverhältnisse zum Filterrohr gestört werden und als Folge daraus im Absenktrichter z.B. vertikale Strömungseinflüsse wirksam werden. Dadurch kann Wasser aus anderen Schichten in die Probe gelangen und deren Beschaffenheit beeinflussen.

- Es muß vermieden werden, daß durch exzessives Abpumpen Turbulenzen im brunnennahen Raum entstehen.
- Die Meßstellen dürfen nicht durch zu starkes Abpumpen trockenfallen. Dadurch wird das nachfließende Grundwasser der freien Atmosphäre ausgesetzt und so in seiner Zusammensetzung verändert.

Aufgrund solcher individuellen Gegebenheiten ist gerade bei der Altlastenerkundung für jede Meßstelle ein Gütepumpversuch anzustreben. Bei diesem Gütepumpversuch werden in Abhängigkeit vom abgepumpten Standwasservolumen die elektrische Leitfähigkeit sowie einige chemische Leitparameter wie Nitrat, Chlorid und die Summe der Erdalkalien (Gesamthärte) verfolgt und dokumentiert. Anhand des Verlaufs der Konzentrationskurven läßt sich dann der „optimale“ Probennahmezeitpunkt bestimmen, der jedoch im Falle von Spurenstoffen nicht unbedingt richtig sein muß (BARCZEWSKI et al. 1993).

Eine weitere Möglichkeit für die Erarbeitung meßstellenspezifischer Probennahmekriterien ist das „Zwei-Proben-Verfahren“, das im Grundsatzpapier „Anleitung zur Probnahme aus Grund-, Roh- und Trinkwasser“ (MINISTERIUM FÜR UMWELT Ba.-Wü., 1989) beschrieben wurde. Zu diesem Zweck werden zwei Wasserproben entnommen. Die Entnahme der ersten Proben erfolgt nach Abpumpen eines Rohrvolumens Wasser, aber frühestens nach 15 Minuten bei konstanter elektrischer Leitfähigkeit und einer Absenkung der Wassersäule um maximal 1/3. Die zweite Probe wird zu einem späteren Zeitpunkt entnommen.

Im Labor werden vor der Durchführung der eigentlichen Analyse in beiden Proben die „Leitparameter“ Nitrat, Hydrogencarbonat, Chlorid und die Gesamthärte untersucht. Diese Parameter haben sich einerseits als geeignete Indikatoren einer eventuellen Beeinflussung durch die Meßstelle erwiesen und sind andererseits einfach zu bestimmen. Eine zusätzliche Kontrollmöglichkeit bietet die Überprüfung eines Untersuchungsparameters in beiden Proben, v.a. bei Grundwasserkontaminationen durch organische Schadstoffe. Zeigen die Analyseergebnisse der Leitparameter beider Proben keine nennenswerten Unterschiede, war das abgepumpte Volumen bis zur ersten Probe ausreichend, so daß diese zur vollständigen Untersuchung herangezogen werden kann. Falls nicht ist die zweite Probe zu untersuchen. In diesem Fall muß bei den folgenden Beprobungen ein größeres Wasservolumen abgepumpt werden; beispielsweise zwei und vier Rohrvolumina bei der ersten Probennahme und vier und acht Rohrvolumina bei der Wiederholungsbeprobung (LFU, 1993).

Aufgrund der Ergebnisse eines Gütepumpversuchs und des „Zwei-Proben-Verfahrens“ können die erforderliche Abpumpdauer und -menge, der Förderstrom und der geeignete Probennahmezeitpunkt meßstellenspezifisch ermittelt und dem Probennehmer vorgegeben werden.

4.4 Vor-Ort-Messungen

Einige Parameter von Wasserproben können nur vor Ort exakt gemessen werden. Darüber hinaus können auffällige Verunreinigungen aufgrund der Parameter Farbe, Trübung, Geruch (z.B. modrig, Schwefelwasserstoff, Mineralöl) sowie Bodensatz wahrgenommen werden. Diese bei der Probennahme durchzuführenden Messungen und Beobachtungen sind im Probennahmeprotokoll vorzugeben und zu dokumentieren. Die Messungen von Wasserstand, Meßstellentiefe und Tiefenlage der Pumpe müssen auf einen zu dokumentierenden Meßpunkt (i.d.R. Rohroberkante) bezogen werden. Weiterhin müssen Förderstrom und Pumpdauer bzw.

Quellschüttung gemessen werden. Temperatureinflüsse durch Sonneneinstrahlung und Temperaturengleich der Probe sind zu vermeiden, evtl. muß die Temperatur mit einem Temperaturlot gemessen werden. Außerdem ist eine exakte Kalibrierung der Meßgeräte erforderlich. Bei der Messung der elektrischen Leitfähigkeit ist eine Temperaturkorrektur auf 25 °C vorzunehmen und für alle Vor-Ort-Parameter müssen die Mindestmeßzeiten eingehalten werden.

Die Angabe der Meßergebnisse sollten folgendermaßen erfolgen:

- Wassertemperatur [xx,x °C]
- elektrische Leitfähigkeit (bei 25 °C) [xxxx µS/cm]
- pH-Wert (bei Meßtemperatur xx,x °C) [xx,xx pH]
- Sauerstoffkonzentration [xx,x mg/l O₂]
- Sauerstoffsättigung [Sauerstoffsättigungsindex: xxx %]

Die Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit muß als notwendige Bedingung für eine nachfolgende Probennahme betrachtet werden; sie ist aber nicht hinreichend. Das bedeutet, daß die elektrische Leitfähigkeit auch vor dem Zeitpunkt für die repräsentative Probennahme einen Plateauwert erreichen kann. Der DVWK sieht in diesem Parameter deshalb auch nur eine Orientierungsgröße (DVWK, 1992). Ihre Eignung beruht auf ihrer relativen Zuverlässigkeit und auf ihrer einfachen meßtechnischen Erfassung.

NITSCHE et al. (1996) führten Vergleichsmessungen zwischen einem Temperaturlot in der Meßstelle und der in einer Durchflußzelle gemessenen Grundwassertemperatur durch. Die festgestellten Temperaturunterschiede begründeten sie mit den geringen Pumpenförderströmen.

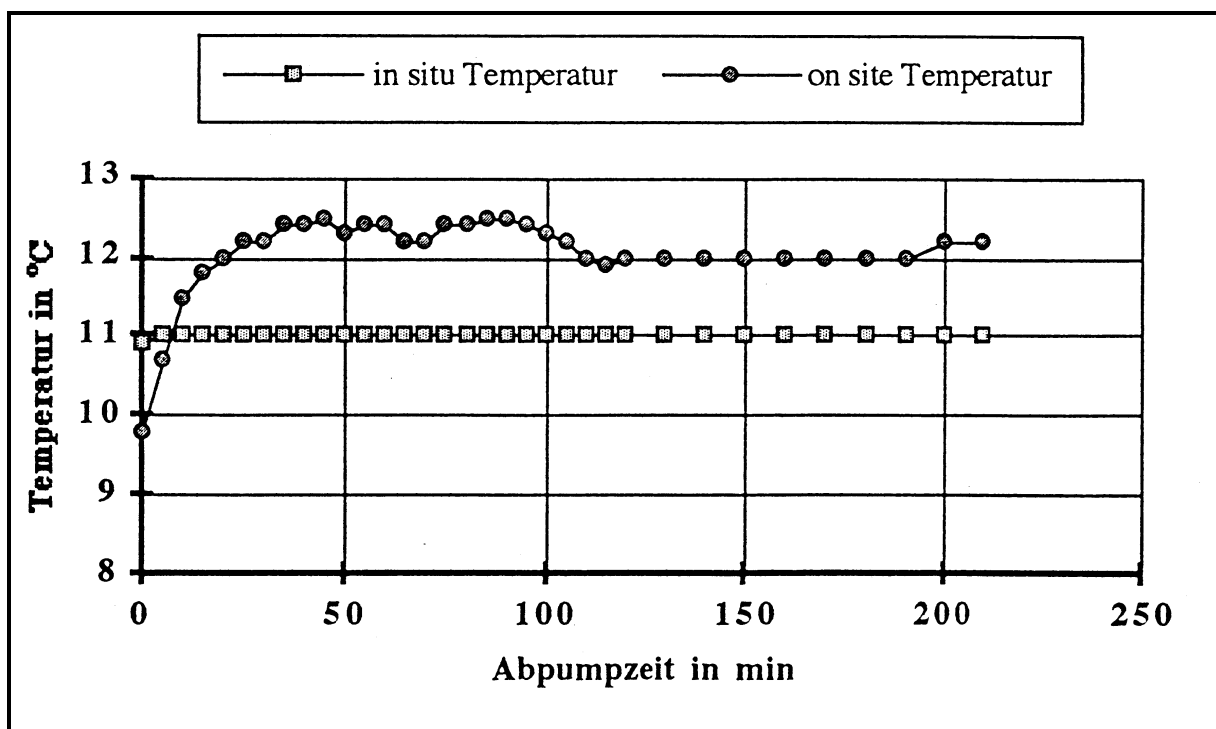


Abb. 8: Zeitlicher Verlauf der in-situ und on-site gemessenen Temperatur
 (NITSCHKE et al., 1996)

Der vollständige Austausch des Standwassers durch nachfließendes Grundwasser kann bei organischen Grundwasserbelastungen durch die Messung der Leitparameter elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur und gelöster Sauerstoff nicht gewährleistet werden. Da Probennahmen bei Altlasten in der Regel zur Bestimmung industrieller Kontaminanten dienen, welche die zuvor genannten Leitparameter nicht oder nur ganz unwesentlich beeinflussen, muß trotz der Unsicherheit der Volumenbestimmung als zweites Kriterium ein Mindestabpumpvolumen eingehalten werden. (BARCZEWSKI, 1997)

DEHNERT et al.(1997) entwickelten aus diesem Grund ein neues, gut reproduzierbares Verfahren auf der Basis der natürlichen Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers, das zu einer Verkürzung der Abpumpzeiten führen soll. Die dazu verwendete Methode beruht auf der Basis der Flüssigszintillationsspektrometrie (FREYER et al., 1997). Zur Zeit ist jedoch noch keine Online-Messung zur Vor-Ort-Bestimmung möglich, aber an einer Lösung dieses Problems in Form einer Durchflußmeßzelle wird bereits gearbeitet. Der Grundgedanke dieser Methode ist, daß das Korngerüst des Aquifers permanent Radon produziert und dieses an die flüssige Phase abgibt. Mit zunehmender Standzeit des Grundwassers nimmt die Aktivität des Radons in der Meßstelle ab. Beginnt man mit dem Abpumpvorgang, so ist sie nahe Null und nähert sich dann einem Plateauwert, bei dem gewährleistet ist, daß das erfaßte Grundwasser aus der umgebenden Formation stammt. Unberücksichtigt bleibt ferner die Tatsache, daß das zum Abdichten von Meßstellen verwendete Bentonit (Ca-K-Aluminat) ebenfalls als Strahlungsquelle wirken kann. In vielen Fällen wird Bentonit auch noch zusätzlich mit schwach radioaktivem ⁴⁰K angereichert, um nach dem Ausbau mit Hilfe einer γ -Sonde mögliche Undichtigkeiten im Rohrmaterial nachweisen zu können. Eine Verfälschung der Radonmeßergebnisse wäre somit denkbar.

Aus Gründen der Zeitersparnis werden auch immer öfter Methoden zur Vor-Ort-Analytik eingesetzt. Dies ist vor allem da der Fall, wo Untersuchungsergebnisse sehr rasch zur Verfügung stehen müssen, wie z.B. bei der Überwachung und Steuerung von Altlastensanierungen. Die Vor-Ort-Analytik ist auch immer dann sinnvoll, wenn die Schadstoffe stark inhomogen auftreten oder eine Vorauswahl für die Analytik im Labor getroffen werden soll.

Eine genaue Beschreibung der zur Verfügung stehenden Geräte und ihre Einsatzmöglichkeiten findet sich in der „Literaturstudie Vor-Ort-Analytik“ der LfU Baden-Württemberg aus dem Jahre 1996a. An dieser Stelle soll nur ein kurzer Überblick über die Meßprinzipien und die damit zu analysierenden Parameter geschaffen werden.

Meßprinzip	Parameter
Lumineszenz	Toxizität
Immunoassays	BTEX, PAK, MKW, PCB, PCP, Nitroverbindungen
Photometrie	Cyanid
Fiberoptische Spektrometer	organische Parameter, VOC
Flammenionisationsdetektion (FID)	Methan
Elektrochemie	Metalle, BSB
Infrarotspektrometrie	organische Parameter, VOC, CKW, BTEX, MKW
Fluoreszenz	VOC
Laserinduzierte Fluoreszenz	PAK

Röntgenfluoreszenz (XRF)	Metalle
Kapillarelektrophorese	Metalle
ICP/OES	Metalle
Gaschromatographie (GC)	VOC, CKW, BTEX, PAK, MKW, PCB, PCP, Nitroverbindungen
Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC-MS)	organische Parameter, VOC, CKW, BTEX, PAK, MKW, PCB, PCP, Nitroverbindungen
Ionenmobilitätsspektroskopie (IMS)	VOC, Nitroverbindungen

Tabelle 3: Übersicht über feldtaugliche Analysenprinzipien (LFU, 1996a)

4.5 Probennahmegeräte und -materialien

Durch die technische Arbeitsweise der Pumpe und das Material von Pumpe und Schlauch darf keine Veränderung der entnommenen Wasserprobe verursacht werden. Die Entnahmepumpe ist so auszuwählen, daß sie aufgrund ihres Gewichts, ihrer Abmessungen und ihrer Förderleistung einfach zu handhaben ist, problemlos in das Meßstellenrohr eingebracht werden kann und eine einfache Reinigung und Wartung erlaubt. (LFU, 1993)

4.5.1 Schöpfgeräte und Pumpen

Die Auswahl geeigneter Techniken zur Grundwasserprobennahme wird wesentlich durch die beschaffenheitsverändernde Wirkung der verschiedenen Förderverfahren bestimmt. Eine qualitative Einschätzung dieser Techniken läßt sich wie folgt vornehmen:

Beeinflussung durch	Kreisel-Pumpe	Mammut-Pumpe	Injektor-Pumpe	UWM-Pumpe	Verdränger-Pumpe	Schöpfer ¹
Unterdruck/Überdruck	stark	stark	stark	stark	gering	keine
Verwirbelung	stark	stark	stark	gering ²	gering	keine
Lufteintrag	keine	stark	keine	keine	keine	keine ³
Fremdwasser	keine	keine	stark	keine	keine	keine

1 Unter Schöpfer werden hier nur vor und nach der Probennahme schließbare Systeme verstanden.

2 UWM-Pumpen sichern nur bei einer Drehzahlsteuerung die Entnahme repräsentativer Grundwasserproben.

3 Schöpfer gewährleisten nur in Kombination mit einer Abpumpteknik und vorherigem Abpumpen die Entnahme repräsentativer Grundwasserproben

Tabelle 4: Beschaffenheitsverändernde Wirkung der Grundwasserentnahmetechniken (DVWK-Merkblatt, 1996).

Prinzipiell muß davon ausgegangen werden, daß jede Probennahmepumpe eine Druckveränderung in der entnommenen Grundwasserprobe verursacht, die u.a. zu Veränderungen im Gashaushalt, pH-Wert, Konzentrationsanteile der Stickstoffkomponenten, Ausgasung von LHKW und BTEX führen kann. Eine alternative Lösung hierzu bieten Schöpfer mit druckhaltendem System (NITSCHKE et al., 1996; DVWK-Merkblatt, 1996), die aber in vielen Anwendungsfällen nur in Kopplung mit einer Abpumpteknik zur Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben geeignet sind. Sie ermöglichen außerdem durch Materialsubstitution eine einfache Anpassung an das jeweilige Kennwertespektrum.

Ausgasungseffekt leichtflüchtiger Wasserinhaltsstoffe werden zusätzlich durch das Anlegen von Unterdruck mittels einer Saugpumpe verstärkt. Im Gegensatz dazu wird an das

Grundwasser beim Einsatz von Tauchpumpen zur Probenförderung ein Überdruck angelegt. Allerdings kann das Wasser in manchen Unterwassermotorpumpen bereits in der Pumpe selbst Unterdrücken ausgesetzt werden. Die so entstandenen Gasblasen können sich jedoch bereits während der Probenförderung zumindest teilweise wieder rüchlösen (PANKOW, 1986). Eine optimale Probennahmepumpe sollte dennoch eine hohe Frequenz bei niedriger Amplitude besitzen.

Verfahren	Vertreter	Förderung	Anordnung
Saugverfahren	Kreiselpumpe, Schlauchpumpe	kontinuierlich	über Tage
Druckverfahren	Unterwassermotorpumpe, Kreiselpumpe, Membran- und Kolbenpumpe	kontinuierlich	im Grundwasser
Injektorverfahren	Injektorpumpe	kontinuierlich	im Grundwasser
Lufthebeverfahren	Mammutpumpe	kontinuierlich	im Grundwasser
Einstichverfahren	MP-System	diskontinuierlich	im Grundwasser
Schöpfverfahren	Schöpfer	diskontinuierlich	im Grundwasser

Tabelle 5: Systematisierung der Grundwasserentnahmetechniken (DVWK, 1996)

Saugpumpen

Saugpumpen werden mit Ausnahme des Tiefsaugers an der Erdoberfläche eingesetzt und können deshalb höchstens gegen den äußeren Luftdruck Wasser ansaugen (DVWK-Schriften, 1989). Im Normalfall beträgt die maximale Förderhöhe ca. 7 - 8 m Grundwasserflurabstand.

Beim Ansaugen von Grundwasser wird ein Unterdruck erzeugt, der das Ausgasen der gelösten gasförmigen Stoffe wie z.B. Sauerstoff, Stickstoff, Kohlenstoffdioxid, Schwefelwasserstoff und z.T. Ammoniak sowie LHKW (VOC) aus dem Wasser bewirkt. Dadurch ist eine quantitative Bestimmung dieser Gase nicht mehr möglich (LFU, 1993). Zum Abpumpen des Standwassers, bei gleichzeitiger Verwendung einer Tauchpumpe zur Probennahme, ist diese Pumpenart aber dennoch geeignet.

Unterwassermotorpumpen

Mit dem Druckverfahren arbeitende Tauchpumpen werden bis unter den Grundwasserspiegel abgesenkt und ausschließlich elektrisch betrieben. Die Unterteilung erfolgt nach der Betriebsart und Größe.

Die gasförmigen Inhaltsstoffe des geförderten Wassers entgasen bei der Verwendung von Tauchpumpen nicht, da das Wasser bis zum Auslauf stets unter höherem als dem Atmosphärendruck steht. Lediglich bei CO₂-gesättigten Sauerlingen muß mit geringen Gasverlusten gerechnet werden (LFU, 1993).

Injektorpumpen

Hierbei handelt es sich um Probennahmegeräte, die nach dem Wasserstrahlpumpen-Prinzip arbeiten. Das Kernstück ist die Saugdüse, die in das Probennahmerohr an zwei Schläuchen oder an einem Doppelschlauch eingelassen wird. Mit einer starken Motorpumpe wird zunächst Grundwasser durch einen Schlauch nach unten zur Düse gepumpt. Das Wasser aus der Düse nimmt Grundwasser mit nach oben. Zuerst wird alles oben angekommene Wasser

wieder durch die Pumpe nach unten gedrückt, bis das Kreislaufsystem nahezu frei von Luft ist. Allmählich wird vom aufsteigenden Wasser ein Teilstrom zur Probennahme abgezweigt. Dies darf aber erst beginnen, wenn das zuerst eingesetzte Fremdwasser vollständig beseitigt worden ist. Die Leitfähigkeit leistet dazu beste Hilfe (LFU, 1993).

Membranpumpen

Die Membranpumpen gehören zu den Verdrängerpumpen. Der Verdränger besteht aus einer elastischen Membran, die an ihrem Umfang im Gehäuse fest eingespannt ist. Durch Heben und Senken der Membran wird die Förderflüssigkeit über Ventile abwechselnd angesaugt und ausgestoßen. Die Membran trennt das Innere der Pumpe in zwei Kammern, den eigentlichen Förderraum und den Arbeitsraum für den Antrieb. Die Grundwasserprobe ist somit durch die Membran vollständig vom Antrieb getrennt.

Kolbenpumpen

Bei ihnen handelt es sich um Verdrängermaschinen mit festem Verdränger. Der Fördereffekt wird durch hin- und hergehende Kolben in einem allseitig geschlossenen Pumpenzylinder (Arbeitsraum), der über Saug- und Druckventile synchron zur Hubzahl abwechselnd mit der Saug- und Druckleitung verbunden wird, erzielt.

geohydraulische Gegebenheiten	Probennahmesysteme				meßtechnische Voraussetzungen
	Saugpumpe	UWM-Pumpe (MP 1)	Verdrängerpumpe (Membranpumpe)	Schöpfer ¹⁾ (druckhaltende Schöpfer)	
Ergiebigkeit der Meßstelle	> 10 l/min	> 1 l/min < 30 l/min	< 3 l/min	entspr. der verwendeten Pumpe	Gefäßmessung/IDM ²⁾ /Wasseruhr ³⁾
Grundwasserflurabstand	< 7-8 m	< 50 m	< 70 m	Wasserdruck am Entnahmepunkt < 700 kPa	< 50 m Lichtlot > 50 m Drucksensor

¹⁾ Schöpfer sind nur in Kombination mit einer Probennahmepumpe zu verwenden.

²⁾ Induktives Durchflußmeßsystem

³⁾ Wasseruhren sollten bei Grundwassermeßstellen mit einer partikulären Belastung (Eisenhydroxid, leichtes Sanden ...) nicht verwendet werden.

Tabelle 6: Geräte- und meßtechnische Voraussetzung in Abhängigkeit der geohydraulischen Gegebenheiten des zu beprobenden Grundwasserbereiches (NITSCHKE, 1997)

Steuerbare Unterwassermotorpumpen (UWM-Pumpen) und Verdrängerpumpen (Membran- und Kolbenpumpen) ermöglichen in der Regel eine geringe Veränderung der Probenbeschaffenheit. Sie haben sich aufgrund kostengünstiger, kommerziell verfügbarer Systeme in der Praxis weitgehend durchgesetzt (DVWK, 1996).

Bei einer Untersuchung bezüglich des Einflusses der Probennahme auf die Befunde organischer Verbindungen am Beispiel von LHKW wurden drei Pumpenfabrikate miteinander verglichen (LFU, 1994). Dabei zeigt sich, daß die Grundfos MP1 die besten Ergebnisse liefert, da sie eine hohe Frequenz bei niedriger Amplitude hat. Die Cometpumpe schnitt etwas schlechter ab, war jedoch noch tolerabel. Bei beiden Modellen handelt es sich um

Tauchmotorpumpen. Als ungeeignet für die Probennahme von leichtflüchtigen Verbindungen erwies sich der Well-Sampler, eine Druckmembranpumpe, die sehr stark pulsiert.

Es ist zu bedenken, daß eine Drosselung des Förderstromes über einen Absperrhahn unter Umständen zu einer Erwärmung der Pumpe und damit auch der Wasserprobe führen kann. Daraus können wiederum Veränderungen der Analysenwerte resultieren. Zur Vermeidung derartiger Fehler ist es sinnvoll, für die eigentliche Probennahme entweder eine zweite Pumpe mit geringer Förderleistung oder aber eine Pumpe zu verwenden, bei der die Förderleistung elektronisch gesteuert werden kann. (LFU, 1993)

PULS & PAUL (1997) stellten bei einem Vergleich von einer Grundfos Redi-Flo2[®] Tauchpumpe mit geringer Förderrate mit einem Teflon Schöpfgerät eine verstärkte Probentrübung (> 100 NTU's) durch das Schöpfgerät fest. Mit dem Schöpfer wurden, nach dreimaligem Austausch des Standwasservolumens, durchgehend niedrigere Metallkonzentrationen bei den gefilterten Proben als bei Verwendung der Tauchpumpe gefunden. Ein Grund hierfür war die starke Trübung der geschöpften Proben, die zu einem Zusetzen des Filters führte. Der entstandene Filterkuchen konnte als Absorber oder Abscheider für bestimmte Metallspezies fungieren. Außerdem waren nur bei dem Schöpfgerät signifikante Unterschiede (> 10 %) zwischen den filtrierten und unfiltrierten Proben feststellbar.

	Saug-Pumpe	Mammut-Pumpe	Injektor-Pumpe	UWM-Pumpe	Verdränger-Pumpe	Schöpfer ¹
Organoleptische Kennwerte	●	○	○	●	●	●
Physikalische und chemische Kennwerte	●	○	○	●	●	●
Mineralisation	●	●	●	●	●	●
Redoxensitive Kennwerte (CSB, Fe ²⁺ /Fe ³⁺ u.a. Metalle)	●	○	○	●	●	●
Gashaushalt und flüchtige Stoffe	●	○	○	●	●	●
organische Stoffe	●	●	●	●	●	●
Spurenstoffe (z.B. Schwermetalle, PBSM)	○	○	○	●	●	● ₂
Mikrobiologische Kennwerte	●	○	○	●	●	○

● geeignet

● eingeschränkt geeignet

○ nicht geeignet

- ¹ Schöpfer gewährleisten nur in Kombination mit einer Abpumpteknik und vorherigem Abpumpen die Entnahme repräsentativer Grundwasserproben.
² Möglichkeit einer Materialsubstitution

Tabelle 7: Auswahl des Probennahmesystems als Funktion des Kennwertespektrums (DVWK-Merkblatt, 1996)

4.5.1.1 Einhängtiefe der Pumpe

Nach DIN 38402 Teil 13 (1984) sollen Grundwassermeßstellen aus 1 m Tiefe unter dem Wasserspiegel abgepumpt werden, wenn die Filterstrecke über den Grundwasserspiegel reicht. Bei ständig gefluteter Filterstrecke soll 1 m unter der Oberkante der Filterstrecke abgepumpt werden. Diese Empfehlungen werden auch in den DVWK-Regeln 128 (1992) ausgesprochen.

Das Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg empfiehlt die Anordnung der Entnahmepumpe 1 m unterhalb des maximal abgesenkten Wasserspiegels. Die Höhe der Wassersäule innerhalb des Beobachtungsrohres soll während des Abpumpvorgangs um maximal 1/3, i.d.R. jedoch nicht mehr als 2 m abgesenkt werden. Die Tiefenlage der Pumpe ist dem Probennehmer im Probennahmeprotokoll vorzugeben.

Nach den Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1993) ist beim Abpumpen darauf zu achten, daß die Pumpe möglichst im oberen Bereich der Wassersäule eingehängt wird, wobei jedoch ein Trockenfallen vermieden werden muß.

Bei NITSCHKE et al. (1996) sollte die Grundwasserentnahmetechnik prinzipiell im Vollrohrbereich, unmittelbar über dem Filterrohr angeordnet werden. Dadurch werde ein effektiver, mehrfacher Austausch des Filtervolumens (Filterrohrvolumen und Porenvolumen der Filterschüttung) der Grundwassermeßstelle mit dem zu beprobenden Grundwasser erzielt. Der zur Planung und als Abbruchkriterium einer repräsentativen Grundwasserprobennahme verwendete Austausch des Standwasservolumens einer Meßstelle sei ungeeignet (LUCKNER et al., 1992). Liegt der Wasserspiegel im Bereich des Filters der Grundwassermeßstelle, so errechnet sich die Einbautiefe der Probennahmetechnik wie folgt:

$$Z_{Pt} = Z_W + Z_{PA} + 2 \text{ m} \quad (4)$$

Z_{Pt} = Einbautiefe der Grundwasserprobennahmetechnik in m unter Rohroberkante der Grundwassermeßstelle

Z_W = Wasserspiegellage in m unter Rohroberkante der Grundwassermeßstelle

Z_{PA} = Prognostizierte Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermeßstelle in m

Dabei ist zu berücksichtigen, daß in jedem Fall eine Mindestdistanz zur Teufe der Grundwassermeßstelle von 1 m eingehalten werden muß, um Aufwirbelungen von Trübstoffen aus dem Bereich des Meßstellenbodens zu vermeiden (NITSCHKE, 1997).

Systematische Untersuchungen von BARCZEWSKI & MARSCHALL (1990) in vollverfilterten Meßstellen zeigten, daß die Pumprate, die Lage der Entnahmestelle und die Art der Pumpe keinen feststellbaren Einfluß auf das Ergebnis der zuströmgewichteten Probennahme hat. Lediglich für lange Meßstellen mit geringem Durchmesser (z.B. 2") zeigte sich ein Einfluß des Entnahmeortes und der Entnahmerate (KALERIS, 1992).

4.5.1.2 Pumpraten

Bei kleinen Pumpraten ist die Strömung in einer Meßstelle laminar, bei großen Pumpraten wird sie turbulent. Solche Turbulenzen führen häufig zu einer Ablösung partikulärer Komponenten, an die Metalle oder organische Schadstoffe adsorbiert sein können. Diese im Fall von Turbulenzen losgelösten partikulären Komponenten müssen bei einer anschließenden Probennahme zwingend vor Ort abfiltriert werden, damit sie die Analysenwerte nicht verfälschen. Ebenso können flüchtige Verbindungen (z.B. Gase, organische Verunreinigungen) durch Turbulenzen beim Abpumpen nachhaltig in ihrer Konzentration verändert werden.

BARCELONA et al. (1985) vermutete, daß ein Abpumpen der Meßstelle mit sehr geringen Förderströmen und einer Pumpe, die sich innerhalb oder knapp oberhalb der Filterstrecke befindet, zu einer Isolierung des darüberliegenden Stagnationswassers führt, so daß dieses vor der Probennahme gar nicht erst entfernt werden muß.

BARCELONA & HELFRICH (1986) empfahlen für das Abpumpen des Standwassers einen Förderstrom von 500-1.000 ml/min und für die anschließende Probennahme einen Förderstrom von 100-500 ml/min.

LOUX et al. (1990) berichteten, daß durch den Einsatz geringer Förderraten (max. das 10fache der Grundwasserfließgeschwindigkeit) zwar eine Resuspension von Grundwasserbestandteilen minimiert werde, jedoch auch die Gefahr einer verstärkten Gasdiffusion auftrete.

PULS et al. (1991, 1992b) berichteten in ihren Studie von einer Förderrate von 0,2 bis 3,8 l/min in der Abpumpphase der Meßstelle. Die Ergebnisse zeigten, daß ein direkter Zusammenhang zwischen der Konstanz der Leitparameter auf der einen Seite und der Förderrate, der Einhängtiefe der Pumpe und der Störung der darüberliegenden Stagnationswasserzone auf der anderen Seite bestehe. Obwohl es sich um drei vollkommen unterschiedliche Gelände handelte, die zu den Untersuchungen herangezogen wurden, stellte sich die Konstanz der Leitparameter grundsätzlich nach dem Abpumpen von weniger als einem Meßstellenvolumen ein und selbst der empfindlich Indikator „Trübung“ zeigte bei diesen geringen Förderströmen nach weniger als drei Volumina einen konstanten Wert an.

KEARL et al. (1992) forderten eine modifizierte Vorgehensweise bei der Untersuchung des mobilen Gehalts von Schadstoffen im Grundwasser. Dazu zähle der Festeinbau einer Probenahmevorrichtung in die Meßstelle, eine Verkürzung des Abpumpvorgangs, eine Reduzierung der Förderrate auf 100 ml/min und ein Wegfall der Probenfiltration. Diese niedrige Förderrate wurde zuvor bereits von PULS & BARCELON (1989) und RYAN & GSCHWEND (1990) gefordert.

Für die Erkundung von Altlastenverdachtsflächen sind geringere Pumpraten oft besser geeignet. Bei stark durchströmten Aquiferen mit Vertikalströmungen sollten jedoch Verfahren mit hohen Pumpraten angewendet werden (LERNER & TEUTSCH, 1995). NITSCHKE et al. (1996) betonten dagegen, daß die Verwendung von Grundwasserprobennahpumpen mit großen Förderleistungen das Heranziehen von, über dem Filterbereich von Meßstellen liegender, Stromlinien bewirkt und es dadurch zu einer vertikalen Vermischung der

Grundwasserqualität über große Bereiche des Grundwasserleiters kommen kann. Eine hydraulische Anpassung der Probennahmepumpe an die geohydraulischen Gegebenheiten des zu beprobenden Grundwasserhorizontes, um diesen möglichst wenig zu stören, erscheint daher dringend erforderlich.

Laut Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU, 1993) muß die Förderleistung der Pumpe zum Abpumpen des Standwassers so gedrosselt werden, daß die Wassersäule innerhalb des Beobachtungsrohres während des Abpumpvorgangs um maximal $1/3$, jedoch in der Regel nicht mehr als 2 m abgesenkt wird. Das Abpumpen des Standwassers sollte mit einer Pumpgeschwindigkeit von 0,5-5 l/min, die Probennahme mit einer Geschwindigkeit von 0,1-1,0 l/min erfolgen.

KEARL et al. (1994) verglichen die Ergebnisse von Tauchpumpen mit geringen Förderströmen zum Abpumpen des Standwassers und zur Probennahme mit einer „herkömmlichen“ Grundwasserprobennahme. Es stellten sich vergleichbare Ergebnisse heraus, wobei durch die neue Methode sowohl das abgepumpte Standwasser als auch die Dauer der Probennahme reduziert werden konnte. Diese Probennahmetechnik wurde ebenfalls von anderen Autoren beschrieben (PULS & POWELL, 1992; PULS & PAUL, 1995; PULS & BARCELONA, 1996). PULS & PAUL (1997) verwendeten dabei eine Grundfos Redi-Flo2[®] Tauchpumpe für einen Förderstrom von 0,22-0,55 l/min, um eine Absenkung des Grundwasserspiegel von weniger als 0,1 m zu erreichen.

Laut „Anleitung zur Probennahme von Grund-, Roh- und Trinkwasser“ im Grundwasserüberwachungsprogramm Baden-Württemberg (Stand 1997) soll das Befüllen der Flaschen bei gedrosselter Förderleistung von 0,1-0,5 l/min stattfinden. Über die Förderrate zum Abpumpen des Standwassers sind keine Aussagen getroffen.

4.5.2 Sonstige Probennahmegeräte

MAYER (1976) beschrieb als erster die Probennahme durch Dialysebeutel aus unterschiedlichen Tiefen von Oberflächengewässern und in der ungesättigten Bodenzone. Diese Beutel waren mit dest. Wasser gefüllt und ergaben ein ausgezeichnetes chemisches Konzentrationsprofil. RONEN et al. (1986) weiteten diese Methode auf die Grundwasserprobennahme aus, indem sie einen multilayer sampler (MLS) entwickelten, durch den Grundwasserproben unter natürlichen Fließverhältnissen gewonnen werden konnten.

GILLHAM (1982) führte eine Probennahme von anorganischen Wasserinhaltsstoffen mit Hilfe einer Spritzentechnik durch. Hierzu wird eine Spritze bis zur gewünschten Tiefe in eine Grundwassermeßstelle abgesenkt und durch Herausziehen des Kolbens gefüllt. Die Probe kann in der verschlossenen Spritze ins Labor transportiert werden, ohne mit der Atmosphärenluft in Kontakt zu treten. Ein Nachteil der Methode ist das geringe Probenvolumen.

PANKOW et al. (1984) erweiterten dieses Verfahren für die Probennahme von organischen Grundwasserinhaltsstoffen, indem sie das Grundwasser mit Hilfe der Spritze durch eine mit Tenax gefüllte Patrone saugten. Sie konnten damit ohne Sorptionsverluste an Schlauch- und Pumpenmaterialien Nachweisgrenzen im $\mu\text{g/l}$ -Bereich erreichen. Ähnliche Verfahren wurden von BARBER et al. (1992) und PATTERSON et al. (1993) beschrieben.

VROBLESKY & HYDE (1997) beschrieben einen Diffusionssammler, der für die Probenahme von LHKW und PAK entwickelt wurde. Er besteht aus einem Polyethylenbeutel, der dest. Wasser enthält, und beruht auf dem Prinzip der Diffusion leichtflüchtiger halogener organischer Verbindungen durch eine PE-Membran (KARP, 1993). Sie werden für einen Zeitraum von 11 bei 54 Tage in den verfilterten Bereich einer Grundwassermeßstelle eingehängt. In einer Feldstudie verglichen sie die Ergebnisse des Diffusionssammlers ohne vorheriges Abpumpen der Meßstelle mit den Ergebnissen konventioneller Probennahmen mittels Unterwassermotorpumpe, Verdrängerpumpe (Pumpraten < 3,8 l/min) und einem Schöpfgerät (mit Abpumpen). Dabei konnten sie vergleichbare Werte bei geringeren Probennahmekosten nachweisen.

Die Universität Stuttgart entwickelte in Zusammenarbeit mit dem Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und gefördert durch den DVWK ein neues Probennahmegerät („VEGAS-In-Situ-Probennehmer“) für leichtflüchtige im Grundwasser gelöste Schadstoffe. Es erlaubt die Entnahme von Wasserproben in Grundwassermeßstellen unter Beibehaltung des Originaldruckes in der Meßstelle direkt in Head-Space Gläschen. Hierdurch werden Umfüllvorgänge und Druckentlastungen und damit Verluste grundsätzlich minimiert. Erste vergleichende Felduntersuchungen haben an verschiedenen Meßstellen mit unterschiedlichen Schadstoffen in allen Fällen deutlich höhere Schadstoffkonzentrationen ergeben als bei der bisher üblichen Beprobungsweise. Bei einigen Meßstellen, in denen bisher keine Schadstoffe nachgewiesen werden konnten, wurden mit der neuen Beprobungsmethode demgegenüber teilweise nennenswerte Konzentrationen gefunden (siehe Tabelle 8).

Beim zweiten Fall konnte ohne eine spezielle Ausrichtung der Probennahme auf Tiefenorientierung eine deutliche Schichtung der Schadstoffe festgestellt werden, bei teilweise über 35 % höheren Konzentrationen (LEHRGANG III FÜR PROBENNEHMER (1997)).

Σ LHKW (Tri + Per) in µg/l			
Meßstelle	Spezialprobennehmer		Konventionelle Pumpprobe
	vor Abpumpen	zeitgleich zur Pumpprobe	
B 7	9,2	0,6	n.n.
B 10	0,3	0,4	n.n.
B 17 kv	0,1	0,1	n.n.

Tabelle 8: Vergleich einer konventionellen Probennahme mit dem „VEGAS-Gerät“
 LEHRGANG III FÜR PROBENNEHMER (1997)

4.5.3 Probenbeeinflussung durch Schlauch- und Pumpenmaterialien

Für die Repräsentativität einer Grundwasserprobe sind auch Materialeinflüsse durch Förderschläuche und -gestänge, sowie Pumpenmaterialien verantwortlich. In Tabelle 9 werden Materialien aufgeführt, die in der Praxis häufig eingesetzt werden (LFU, 1993):

Materialbezeichnung	Chemische Bezeichnung
g	
Kautschuk-Gummi	Polyisopren
Perbunan	Synth. Nitrilkautschuktypen (Butadien-Acrylnitril-Copolymerisate)

PS	Polystyrol
PP	Polypropylen
PE	Polyethylen
PVC	Polyvinylchlorid
Silicon	Polydimethylsiloxan
Teflon [®] -FEP	Tetrafluorethylenperfluorpropylen
Teflon [®] -PTFE	Polytetrafluorethylen
Tygon [®]	Polyvinylacetat-Derivat
Viton [®]	Vinylidenfluorid-Hexafluorpropylen-Copolymerisat

Tabelle 9: Chemische Bezeichnung verschiedener Schlauchmaterialien (LFU, 1993)

4.5.3.1 Einflüsse durch Sorption und Desorption

Unter Sorption versteht man die Tendenz von gelösten Stoffen, sich an festen Oberflächen anzulagern. Dabei findet zuerst eine Anlagerung an die äußere Oberfläche statt. Gefolgt von einer Oberflächendiffusion in die Poren des Materials und einer abschließenden Sorption in den Poren. Für die Sorption können ionische oder nichtionische Wechselwirkungen verantwortlich sein. Verschiedene Einflüsse können Auswirkungen auf das Sorptionsverhalten von organischen Verbindungen haben (LEHRGANG II FÜR PROBENNEHMER, 1997)

- Eine Temperaturerhöhung bewirkt eine Verringerung der Sorption, diese erfolgt dafür jedoch schneller. Bei leichtflüchtigen Verbindungen geht dies mit einer Erhöhung der Flüchtigkeit einher.
- Eine Vergrößerung der Oberfläche (Verhältnis Oberfläche zu Innenvolumen) bewirkt eine Erhöhung der Sorption.
- Eine stärkere Rauigkeit z.B. durch Materialalterung vergrößert die Oberfläche und damit die Sorption.
- Eine höhere Lipophilie (≡ Abnahme der Wasserlöslichkeit) verstärkt i.d.R. die Sorption
- Sorptionskinetik, je länger der Aufenthalt im Rohr, desto mehr Sorption

GILLHAM et al. (1983) und BARKER et al. (1987) berichteten von Sorptionseffekten organischer Wasserinhaltsstoffe an Schlauchmaterialien aus PE, PVC und auch Teflon[®].

BARCELONA et al. (1983) betonten, daß Teflon[®] zwar schwierig in der Handhabung sei, aber dennoch ein ausgezeichnetes Material für den Einsatz bei der Grundwasserprobennahme sei, da es frei von Weichmachern ist. Andere Kunststoffe hingegen enthalten große Mengen an Additiven, die zu einer Probenbeeinflussung führen können. Am besten schneiden dabei noch Polyethylen und Polypropylen ab, die verwendet werden können, wenn Teflon[®] nicht verfügbar ist.

BARCELONA et al. (1985a) bezeichneten sowohl Teflon[®]-Rohre als auch Teflon[®]-Schläuche als Material der Wahl für den Einsatz bei der Probennahme, da es leicht zu reinigen sei und die Probe nicht beeinflusse. Edelstahl wurde vor allem für die Probennahme von organischen Wasserinhaltsstoffen empfohlen. Nicht so inert wie Teflon[®], aber dennoch verwendbar seine Polypropylen und Polyethylen, wohingegen Weich-PVC-Schläuche als ungeeignet für die Untersuchung von organischen Verbindungen eingestuft wurden. Viton[®], Silikon und Neopren dürfe nur verwendet werden, wenn es keine anderen Alternativen gibt.

BRYDEN & SMITH veröffentlichten 1989 einen Artikel, in dem sie hervorhoben, daß PTFE vorzüglich geeignet sei für die Beprobung von organischen Stoffen.

REYNOLDS et al. (1990) führten Laborversuche mit mehreren Materialien durch, die in Verbindung mit der Grundwasserprobennahme Verwendung finden. Jedes Material wurde in einer wässrigen Lösung mit 1,1,1-Trichlorethan, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, Hexachlorethan, Bromoform und Tetrachlorethylen bis zu fünf Wochen gelagert. Die Konzentrationen der einzelnen Stoffe reichten dabei von 2,5-100 µg/l. Borsilikatglas zeigt als einziges Material keine Adsorption der Stoffe. Hart-PVC, PTFE, Nylon, PP und LDPE adsorbierten die Verbindungen in Abhängigkeit von ihrer Flexibilität, der Wasserlöslichkeit der Verbindungen, dem Verhältnis der Lösungsmenge zur Kunststoffoberfläche und der Temperatur. Auch Edelstahl, Aluminium und galvanisierter Stahl zeigten Sorptionsverluste, die auf Reaktionen an den Metalloberflächen oder mit freien Metallionen zurückgeführt wurden.

PARKER et al. (1990) untersuchten in einer Feldstudie die Sorption von niedrig konzentriertem Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazin, 1,3,5-Trinitrobenzol, m-Nitrotoluol, Trichlorethylen, cis- und trans-1,2-Dichlorethylen, Chlorbenzol und o-, p- und m-Dichlorbenzol an PTFE, PVC und Edelstahl. Sie berichteten, daß die organischen Verbindungen an PTFE schneller und in größerem Maße sorbierten als an PVC und Edelstahl. Wurden die Materialien wässrigen Lösungen von Arsen, Chrom und Cadmium ausgesetzt, zeigte Edelstahl die größten Sorptionsraten.

HEWITT (1992) und PARKER et al. (1990) berichteten, daß Anionen nicht dazu neigen, an polymeren Oberflächen zu sorbieren.

In einer Feldstudie untersuchten BIANCHI-MOSQUERA & MACKAY (1992) die Einflüsse durch Sorption, Desorption und Diffusion von Tetrachlorethen und Tetrachlorkohlenstoff bei Meßstellen aus PTFE und Edelstahl mit sehr geringen Durchmessern (Multi-level Meßstellen). Sie stellten bei niedrigen Konzentrationen keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Materialien fest, wenn beachtet wird, daß die Entnahmeleitungen nur kurz der Kontamination ausgesetzt und gut gespült werden.

Laut LFU (1993) sind als Materialien für die Entnahmepumpe Teflon und Edelstahl, für die Probennahmeschläuche Teflon® oder Polypropylen zu bevorzugen. Bei Untersuchungen auf Schwermetalle können jedoch auch bei Verwendung von Edelstahl, bei Untersuchungen auf organische Substanzen auch bei Verwendung von Polypropylen oder Teflon Veränderungen auftreten. Die Verwendung von Polypropylen kann zu Sorptionen von halogenorganischen Verbindungen (insbesondere Trichlorethen und Tetrachlorethen) am Schlauchmaterial führen und damit Minderbefunde der Schadstoffverschleppungen verursachen. Für die Beprobung von stark verunreinigten und minder verunreinigten Meßstellen müssen verschiedene Sätze von Probennahmegeräten verwendet werden.

Bei einer Untersuchung verschiedener Rohr- und Schlauchmaterialien, bezüglich deren Einfluß auf die Befunde organischer Verbindungen am Beispiel von LHKW, kam man zu folgenden Ergebnissen (LFU, 1994): Teflonschlauch und -rohr zeigten die geringsten Sorptionsverluste, erwiesen sich jedoch als schwierig in der Handhabung. Das Edelstahlrohr hatte bei vorher gereinigten (Entfernung von Ölresten von der Produktion) Rohren ebenfalls geringe Sorptionsverluste, war jedoch aufgrund des hohen Gewichts ebenfalls schwierig in der

Handhabung. Das Polypropylenrohr zeigt eine relativ geringe Sorption bei neuen Rohren, was sich aber durch Alterungserscheinungen ändert. Der Weich-PVC-Schlauch hatte fabrikneu die geringsten Sorptionsverluste, jedoch besteht auch hier die Gefahr der Materialalterung und die Abgabe von DOC aus Weichmachern. Das Hart-PVC-Rohr wies die höchsten Sorptionsraten aller geprüften Materialien auf. Es war außerdem schwierig in der Handhabung und wurde deshalb als nur bedingt geeignet für die Probennahme eingestuft.

PAPIERNIK et al. (1996) führten Labor- und Feldstudien bezüglich der Sorptionseigenschaften verschiedener Materialien und deren Einfluß auf den Gehalt an Agrochemikalien in Grundwasser durch. Sie erklärten, daß für die Untersuchung von Metallen PTFE und Hart-PVC an Stelle von Edelstahl verwendet werden sollte. Für die Untersuchung von organischen Wasserinhaltsstoffen sollte Edelstahl oder Hart-PVC der Verwendung von PTFE vorgezogen werden (EPA, 1992; BROWN, 1993). Atrazin und Metolachlor sorbierten bevorzugt an flexibleren Materialien, wie z.B. Silikon oder Weich-PVC (TOPP & SMITH, 1992). Bei LDPE, PTFE, Hart-PVC, HDPE und Edelstahl waren keine signifikanten Sorptionsverluste von Atrazin, DEA, DIA und $\text{NO}_3\text{-N}$ nachzuweisen. Lediglich Butachlor wies in Verbindung mit PTFE und Edelstahl deutliche Verluste auf.

McCAULOU (1996) veröffentlichte in einem Artikel über Materialbeeinflussungen durch NAPLs eine Tabelle, die unter anderem als Hilfestellung zur Auswahl der geeigneten Materialien für Probennahmegeräte und -schläuche bei stark kontaminierten Untergrundbedingungen dienen soll (siehe Anhang I). Dabei ging er von Schadstoffen in Reinphase oder 100 %igen Konzentrationen aus. Er verwies außerdem darauf, daß viele Hersteller von Probennahmegeräten über spezielle Listen bezüglich der Verträglichkeit der verarbeiteten Materialien mit Chemikalien verfügen.

EIGNUNG VON ROHR- UND SCHLAUCHMATERIALIEN ZUR GRUNDWASSERPROBENAHME BEI DER CHEMISCHEN UNTERSUCHUNG BESTIMMTER PARAMETER UND PARAMETERGRUPPEN														
○ Einsatz geeignet ● Einsatz mit Unsicherheiten behaftet ▼ Einsatz nicht geeignet														
Angaben, die durch ein zusätzliches A gekennzeichnet sind, beruhen auf Analogieschlüssen														
ROHR- UND SCHLAUCHMATERIAL	Stahl verzinkt	Edelstahl niedriglegiert	Edelstahl hochlegiert	Kupfer	Polytetrafluorethylen (PTFE)	Polyvinylchlorid (PVC weich)	Polyethylen (PE)	Polypropylen (PP)	Polyvinylacetat (PVAC)	Tygon	Viton	Silikon- und Naturkautschuk	Perbunan	Schlauchscheide Messing
Korrosive Verhältnisse (reduzierende und oxidierende Bedingungen)	▼	▼	●	● ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A
Anorganische Parameter	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	● ^A	● ^A	○ ^A	● ^A	○ ^A	○ ^A
Schwermetalle	▼	▼	▼	▼	○ ^A	● ^A	○ ^A	● ^A	● ^A	● ^A	○ ^A	● ^A	● ^A	● ^A
Phenole	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A
Aliphatische Kohlenwasserstoffe	● ^A	● ^A	○ ^A	● ^A	● ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A
Tenside	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	▼ ^A	● ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A
Chlornitroverbindungen	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	○ ^A	▼ ^A	● ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A
Pflanzenschutzmittel	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	○ ^A	▼ ^A	● ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A
Chlorierte Kohlenwasserstoffe	● ^A	○ ^A	○ ^A	○ ^A	● ^A	▼ ^A	● ^A	● ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	▼ ^A	○ ^A
Bakteriologische Parameter	● ^A	○ ^A	○ ^A	▼ ^A	○ ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A	● ^A

Tabelle 10: Eignung von Rohr- und Schlauchmaterialien zur Grundwasserprobenahme bei der chemischen Untersuchung bestimmter Parameter und Parametergruppen im Spurenbereich (DVWK-Schriften, 1990)

Weiterführende Informationen über Einflüsse von Schlauch- und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit von Grundwasserproben sind den DVWK-Mitteilungen 20 (1990) zu entnehmen.

4.5.3.2 Einflüsse durch Gasdiffusion

HOLM et al. (1988) stellten fest, daß eine Diffusion von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen im Grundwasser durch die Schlauchwandung von fluorierten Ethylenpropylen zu Minderbefunden in der Schadstoffkonzentration führte. Aus diesem Grund forderten sie eine Minimierung der Schlauchlänge und eine Maximierung der Förderrate, um einen Gasaustausch zu reduzieren. Sie empfahlen außerdem, daß für die Probenahme Schläuche mit maximal erhaltlicher Wandstärke verwendet werden sollten.

LOUX et al. (1990) beobachteten eine verstärkte Probenbeeinflussung aufgrund von Diffusion atmosphärischer Gase, vor allem Sauerstoff, bei einer Minimierung der Förderraten. Vor allem Teflonschläuche seien hierfür besonders anfällig.

HOLM et al. (1988) stellten bei Versuchen zur Diffusion von Sauerstoff durch fluoriertes Ethylen-Propylen Copolymer (FEP) fest, daß der Umfang des Gasaustausches proportional

zur Schlauchlänge und umgekehrt proportional zur Pumprate ist. Aufgrund dieser Diffusionsvorgänge kann es zu meßbaren Sauerstoffeinträgen in ursprünglich sauerstoffarmen Wässern kommen. Sie beobachteten außerdem, daß Diffusionsverluste von CO₂ übersättigtem Wasser nicht zu meßbaren Änderungen des pH-Wertes führten.

4.6 Reinigung der Probennahmegeräte und -materialien

Da die meisten organischen Schadstoffe oft auch sorptive Eigenschaften aufweisen, ist die Verschleppungsgefahr bei der Beprobung mehrerer Meßstellen mit gleichem Gerät erheblich größer als bei der Beprobung anorganischer Inhaltstoffe. Die Verschleppung der Schadstoffe kann auch nicht oder nur sehr schwer durch einfaches Spülen des Probennahmegerätes vermieden werden (BARCZEWSKI, 1997).

Laut Landesanstalt für Umweltschutz Ba.-Wü. (LFU, 1993) müssen alle Probennahmegeräte und -materialien nach jeder Beprobung sorgfältig gereinigt werden. Sofern die Reinigung Schwierigkeiten bereitet, ist ein zweiter Gerätesatz erforderlich. Da Kunststoffteile bei Feuchtlagerung zu Schimmelansatz und zur Bildung von Bakterienrasen neigen, müssen die verwendeten Materialien vor einer Lagerung getrocknet werden.

FETTER (1983) empfahl, daß das gesamte Probennahmegerät unmittelbar nach dem Gebrauch gespült und gereinigt werden soll. NIELSEN & YEATES (1985) betonten, daß das Probennahmegerät zur Reinigung leicht zerlegbar und widerstandsfähig gegenüber Reinigungsvorgängen wie z.B. Dampfdruckreinigung und Spülen mit Lösungsmitteln sein müsse.

DUNBAR et al. (1985) stellten fest, daß eine Reinigung von Schöpfgeräten und Seilen durch Spülung mit dest. Wasser nicht ausreichend sei, um adsorbierte Verbindungen zu entfernen. Eine Dampfdruckreinigung, Waschen mit Labortensiden und anschließendes Spülen mit dest. Wasser sei eine empfehlenswerte Reinigungsmethode. Sie forderten auch, daß an jeder Meßstelle neue Nylonseile verwendet werden sollten.

BLEGEN et al. (1988) reinigten ihre Pumpen, Schläuche, Schöpfgeräte und Seile vor der Probennahme im Labor durch Durchspülen bzw. Bürsten mittels einer phosphatfreien Tensidlösung, gefolgt von einem Nachspülen mit einer 10%igen Acetonlösung und anschließend dest. Wasser.

MICKAM et al. (1989) veröffentlichten eine Zusammenstellung von allen national unterschiedlichen Vorschriften zur Reinigung von Bohrgestängen, Meßstellenausbaumaterialien, Probennahmegeräten und -gefäßen in den USA. Stellvertretend hierfür seien die Richtlinien der U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 1986) näher erläutert:

Anorganische Verbindungen:

- Waschen mit phosphatfreiem Reinigungsmittel,
- Spülen mit verdünnter (0,1 N) HCl oder HNO₃,
- Spülen mit Leitungswasser,
- Spülen mit dest. H₂O.

Organische Verbindungen:

- Waschen mit phosphatfreiem Reinigungsmittel,

- Spülen mit Leitungswasser,
- Spülen mit dest. H₂O, Aceton und Hexan,
- Gründlich trocknen.

Laut U.S. EPA (1987) gilt als annehmbare Reinigung für alle Probennahmen:

1. Waschen und Bürsten mit phosphatfreiem Reinigungsmittel,
2. Spülen mit Leitungswasser,
3. Spülen mit 10%iger HNO₃,
4. Erneutes Spülen mit Leitungswasser,
5. Spülen mit Methanol, gefolgt von Hexan oder Aceton,
6. Spülen mit analysenreinem, dest. H₂O,
7. Lufttrocknen,
8. zum Transport in Aluminiumfolie verpacken (glänzende Seite nach außen).

Werden keine Metalle untersucht, können der 3. und 5. Schritt entfallen.

Werden keine organischen Parameter untersucht, kann der 5. Schritt entfallen.

Um eine eventuelle Kontamination der Probe durch die Probennahmebehälter zu vermeiden, müssen die Behälter vor ihrem Einsatz sorgfältig gereinigt werden (LFU, 1993).

Glasflaschen werden in der Regel wie folgt gereinigt (LWA, 1/91):

- Reinigung mit einem Laborspülmittel,
- Spülen mit Leitungswasser,
- Spülen mit dest. H₂O,
- Trocknen und Ausheizen im Trockenschrank bei 150 °C,
- visuelles Prüfen auf Sauberkeit.

Neue Glasflaschen sollten vor erstmaligem Gebrauch mit verdünnter Säure und anschließend gründlich mit destilliertem Wasser nachgespült werden (ISO 5667-3; Mevius, 1986).

Behälter aus Polyethylen (PE) werden in der Regel wie folgt gereinigt (ISO 5667-3):

- Füllen der Flaschen mit HNO₃ oder HCl (1 Mol/l),
- Einwirkzeit 1 bis 2 Tage,
- gründliches Spülen mit dest. H₂O.

Nach dem Reinigen müssen die Flaschen verschlossen und vor Kontaminationen geschützt aufbewahrt werden.

Spezielle Reinigungsverfahren für Probennahmebehälter für die Phosphat-, Detergentien-, Pestizid-, LHKW-, SHKW-, PAK-, Schwermetall- und AOX-Bestimmung sind der Literaturstudie über die Beprobung von Grundwasser (LFU, 1993) zu entnehmen.

4.7 Probenkonservierung und -transport

Dieses Kapitel wurde bereits in der früheren Literaturstudie über die Beprobung von Grundwasser (LFU, 1993) ausführlich behandelt. Die dort beschriebenen Vorgehensweisen für die Auswahl der Probengefäße, die Probenkonservierung und die Reinigung der

Probenbehälter sollen an dieser Stelle deshalb nur noch einmal kurz zusammengefaßt und ergänzt werden.

Eine Konservierung der Proben ist immer dann notwendig, wenn eine Analyse unmittelbar nach der Probennahme nicht möglich ist. Denn aufgrund von physikalischen, chemischen oder biochemischen Vorgängen kann es zu Veränderungen der Probe kommen (ISO 5667-3):

- Durch biologische Aktivität kann vor allem der Gehalt an abbaubaren Stoffen, gelöstem Sauerstoff, CO₂, sowie an gewissen Stickstoff- und Phosphorverbindungen verändert werden.
- Bestimmte Inhaltsstoffe können sowohl durch den in der Probe vorhandenen gelösten Sauerstoff als auch durch hinzutretenden Luftsauerstoff oxidiert werden (z.B. Nitrit, Sulfide, Eisen II-Verbindungen, organische Stoffe).
- Bestimmte Stoffe können ausfallen (z.B. Metallhydroxide, Fe(OH)₃, CaCO₃ oder ausgasen (z.B. gelöste Gase und Cyanide).
- Leitfähigkeit und pH-Wert können durch Aufnahme von CO₂ aus der Atmosphäre verändert werden.

Grundsätzlich stehen physikalische und chemische Möglichkeiten der Probenkonservierung zur Verfügung (FUNK, 1977; SPRENGER, 1978; LWA 1/91). Oft ist auch eine Kombination der Methoden sinnvoll (z.B. Kühlen und Ansäuern):

Physikalische Methode:

- Konservierung durch Kühlung (2-5 °C)
- Konservierung durch Tiefgefrieren (-18 °C)

Chemische Methode:

- Saure Konservierung für alle kationischen Parameter (HCl, HNO₃, {H₂SO₄, H₃PO₄})
- Alkalische Konservierung für alle anionischen Parameter (NaOH)
- Konservierung mit bestimmten Reagenzien (z.B. CuSO₄, Lösungsmittel wie Chloroform, Trichlortrifluoethan, etc.)

Zum Befüllen der Probennahmegefäße sollte ein Glasrohr T-Stück an den Auslauf des Probennahmeschlauchs angebracht werden, dessen senkrechter Auslauf bis auf den Behältergrund reicht und durch ein Ventil regelbar ist. Alle Flaschen müssen vollständig gefüllt sein. Die Proben sollen nicht umgefüllt oder kräftig geschüttelt werden.

Diejenigen Gefäße, die keine Konservierungsmittel enthalten, sowie die Gefäßdeckel werden mehrfach mit Probenwasser vorgespült. Das Befüllen der Probeflaschen erfolgt durch Einführen des Schlauchs (besser Glas) bis auf den Flaschenboden und Befüllen bis zum Überlaufen. Dies hat luftblasenfrei und unter Vermeidung von Turbulenzen zu erfolgen. Dadurch werden Verluste von leichtflüchtigen Verbindungen weitestgehend verhindert.

Für das Ansäuern der Proben gibt es zwei verschiedene Möglichkeiten:

1. Die Glasflasche wird mit HNO₃ vorgespült und mit Grundwasser gefüllt, bis das 3 - 5fache Volumen der Flasche übergelaufen ist. Vor dem Verschließen der Flasche wird erneut 1 ml konz. HNO₃ zugegeben.

2. Es wird bereits im Labor 1 ml konz. HNO₃ pro Flasche zugegeben. In diesem Fall soll die Flasche nicht durchspült werden.

Die Art der Ansäuerung muß im Probennahmeprotokoll vermerkt werden.

Für die Analyse von Natrium, Kalium, Fluorid, Silikat, Bor und Borat dürfen keine Glasflaschen verwendet werden, da diese Stoffe spurenweise aus dem Glas herausgelöst bzw. mit dem Glas reagieren können (Fluorid). Deshalb sind hier Kunststoffbehältnisse zu verwenden (LFU, 1993).

Es muß beachtet werden, daß bei der Probennahme von Grundwässern mit extremen Gaskonzentrationen (z.B. CO₂-übersättigt Wasser, reduzierte Grundwässer, sauerstofffreie Grundwässer usw.) keine Kunststoffflaschen verwendet werden dürfen, da sonst infolge von Gasdiffusion durch die Behälterwand mit erheblichen Veränderungen der gasabhängigen Wasserinhaltsstoffe zu rechnen ist. Deshalb müssen in solchen Fällen Glasflaschen mit Schliff verwendet werden.

Umgehend nach dem Befüllen werden die Gefäße durch vorsichtiges Eindrehen der Schliffstopfen oder mit Hilfe von geeigneten Schraubdeckeln (evtl. mit Teflondichtung) verschlossen. Die Deckel dürfen während des Probennahmeprozesses nicht verschmutzt werden. Gegebenenfalls müssen die Verschlüsse durch zusätzliche Klammern gesichert werden.

Die entnommenen Wasserproben müssen so schnell wie möglich in Kühlbehältern bei 2-5 °C zum Untersuchungslabor gebracht werden. Um zu kontrollieren, ob dieser Temperaturbereich während des gesamten Probenverkehrs wirklich eingehalten wurde, empfiehlt es sich ein Mini-Max-Thermometer in der Kühlbox zu verwenden, das den Temperaturschwankungsbereich während des Transports erfaßt.

Parameter	Probengefäß	Konservierung
Farbe, Geruch, Trübung, SAK-254, Calcium, Sulfat, Magnesium, Chlorid	G, PE	kühlen 2-5 °C
Ammonium	G, PE	kühlen 2-5 °C, dunkel lagern, ansäuern mit H ₂ SO ₄ auf pH<2
Nitrit	G, PE	kühlen 2-5 °C, sollte innerhalb 2 h photometrisch bestimmt werden
Nitrat	G, PE	kühlen 2-5 °C, Zugabe von NaOH
Sauerstoff, K _S , K _B , Phosphat	G mit Schliff, BG	kühlen 2-5 °C
CSB	G, PE	kühlen 2-5 °C, <u>nicht</u> mit HCl stabilisieren, da chlorempfindlich
Bor, Borat, Silikat, Natrium, Kalium, Fluorid	PE	kühlen 2-5 °C
AOX	G	ansäuern mit HNO ₃ auf pH 2
Cyanide	PE	nach DEV: je 1 l Wasserprobe: Zugabe von 7 ml NaOH, 1 ml SnCl ₂ , 10 ml ZnSO ₄

wohingegen „passive“ den natürlichen Grundwasserstrom nur geringfügig beeinflussen; diese basieren auf der Sorption von Wasserinhaltsstoffen an Adsorbermaterialien.

5.1 Separationspumpen

Die Gemeinsamkeit dieser Systeme, sind die hohen Pumpraten und die dadurch erzeugte Trennstromlinie, die eine tiefenhorizontierte Probennahme gewährleisten soll. Die Verfahren sind in mehrfach- und vollverfilterte Grundwassermeßstellen einsetzbar.

Es handelt sich hierbei um aktive, nicht-stationäre Probennahmesysteme.

5.1.1 Simultane Pumpraten Methode (SPR-Methode)

Prinzip

In eine Meßstelle ($\varnothing \geq 100$ mm) werden bis zu vier handelsübliche 2"-Unterwassermotorpumpen in gleichen Abständen eingebaut, die über Frequenzumrichter individuell geregelt werden können. Alle Pumpen werden zur gleichen Zeit mit gleicher Entnahmemenge betrieben. Durch die entstehenden Trennstromlinien in der Meßstelle und im Ringraum ist das Auftreten von Vertikalströmungen zwischen den Pumpen unterbunden. Vor der Probennahme wird die Meßstelle mindestens 30 min abgepumpt, damit sich stationäre Zustände einstellen, und die Leitfähigkeit und der pH-Wert gemessen. Da die Trennstromlinien abhängig sind von den Durchlässigkeiten der einzelnen Schichten des Aquifers, können sie sich irgendwo zwischen den einzelnen Pumpen einstellen. Es können deshalb den Pumpen nicht unbedingt gleiche Einzugsbereiche zugeordnet werden. Bei bekannter Aquiferstruktur ist es allerdings möglich, die jeweiligen Einzugsbereiche der Pumpen abzuschätzen und den auf diese Weise gewonnenen Proben einen bestimmten Horizontbereich zuzuordnen.

Anmerkungen

Mit dem System können einfach- und mehrfachverfilterte Meßstellen mit einem Durchmesser größer 100 mm und einer Entnahmetiefe bis zu 60 m tiefenorientiert beprobt werden. Für den Auf- und Abbau sind 2-3 Stunden zu veranschlagen. Wenn bei den einzelnen Beprobungen die Pumpen immer in der vorher festgelegten Tiefe eingebaut und gleiche Mengen entnommen werden, stellen sich grundsätzlich immer wieder die gleichen hydraulischen Verhältnisse im Aquifer ein. Die Beprobungsergebnisse werden untereinander vergleichbar. Bei Aquiferen mit unterschiedlichen Durchlässigkeiten wäre es dennoch besser, vor der Probennahme eine Flowmeter-Messung durchzuführen, um dann die einzelnen Förderraten für jede Meßstelle entsprechend zu regeln.

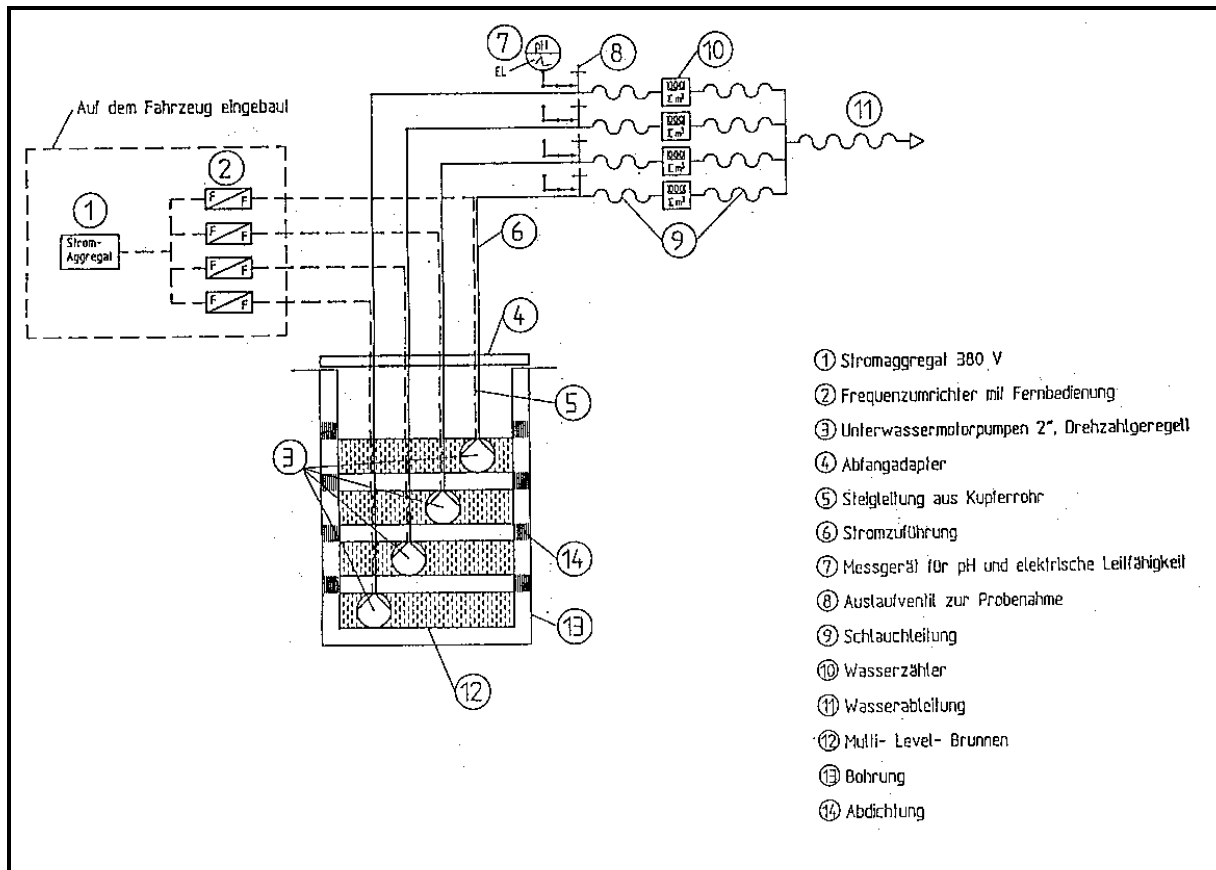


Abb. 9: Simultane Pumpraten Methode (MELZER, 1997)

Praxiserfahrungen

Dieses Verfahren wurde von der Mannheimer Versorgungs- und Verkehrsgesellschaft (MVV) entwickelt und wird seit kurzer Zeit mit Erfolg in der Praxis eingesetzt. ROBOLD & PIROTH (1997) beschrieben die Erfahrungen bei Einsatz dieser Methode anhand von zwei Fallbeispielen. In Beispiel 1 führten sie eine Beprobung von Zink und Cadmium an einer vollverfilterten Grundwassermeßstelle mit vier Pumpen (MP 1) bei einer konstanten Entnahmemengen von 0,333 l/s je Pumpe durch. Zum Zeitpunkt der Probennahme war das 20fache Wasservolumen im Filterbereich entnommen worden. Aus den Analysenergebnissen ließ sich eine deutliche Tiefenverteilung der beiden Schwermetalle erkennen. Es konnten so sehr realistische Annahmen für die Berechnung der vom Schadstoffherd abströmenden Schadstofffrachten ermittelt werden. In Beispiel 2 lag eine Belastung des Grundwassers mit PAK, BTEX und Ammonium vor. Auch hier war eine vertikal differenzierte Verteilung in der Grundwassermeßstelle erkennbar, die sich für die einzelnen Parameter unterschiedlich darstellte.

5.1.2 Separation Pumping

Prinzip

Durch zwei stark fördernde Pumpen im oberen und unteren Bereich der Meßstelle wird eine Trennstromlinie erzeugt. An dieser Stelle findet eine horizontale Anströmung statt, d.h. eine Probe, die darin entnommen wird, entspricht dem umgebenden Grundwasser an dieser Stelle. Die Lage dieser Trennstromlinie ist abhängig von den Transmissivitäten der einzelnen Schichten des Aquifers und den Förderströmen der Pumpen. Da an dieser Stelle die Strömung

am geringsten ist, kann ihre Position über ein spezielles „Heat-Pulse-Flowmeter“ ermittelt werden, das laut Hersteller eine Nachweisgrenze von 0,5-1,0 mm/sec besitzt. Im Bereich der gebildeten Trennstromlinie wird ein Schöpfgerät oder eine dritte Probennahmepumpe eingehängt, die mit $< 1\%$ der Gesamtförderrate arbeitet. Eine Probennahme aus verschiedenen Schichten wird durch eine Veränderung der Förderraten der beiden äußeren Pumpen erreicht. Fördert z. B. die obere Pumpe mehr, wird von ihr ein größerer Anstrombereich erfaßt und die Trennstromlinie verschiebt sich nach unten.

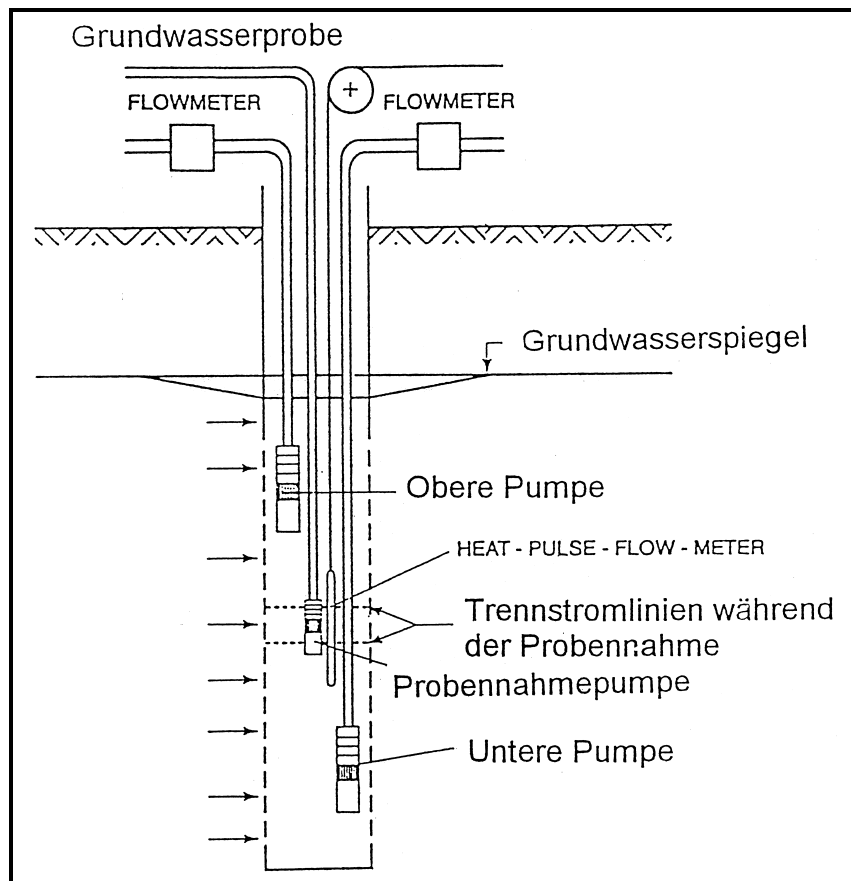


Abb. 10: Separation Pumping (NILSSON et al., 1995)

Anmerkungen

Kleinere Meßstellendurchmesser können ein Problem für den Einbau von drei Pumpen und einem Flowmeter darstellen. Außerdem kann es beim Einstellen der beiden Förderraten zu starken Vermischungen im Aquifer kommen. Es wäre daher sinnvoll, vor dem Einsatz dieser Methode in der Meßstelle Zustrommessungen durchzuführen, um die äußeren Pumpen optimal regeln zu können. Die genaue Ermittlung der Trennstromlinie mittels Flowmeter ist vor allem bei natürlichen Vertikalströmungen in der Meßstelle problematisch und als ein Schwachpunkt des Verfahrens anzusehen.

Praxiserfahrungen

Dieses System wurde in Dänemark, England und Deutschland, je nach untersuchter Meßstelle, Veröffentlichung und Autor, mit mehr oder weniger zufriedenstellenden Ergebnissen getestet. In Dänemark wurde ein CKW-Schaden untersucht und die Meßergebnisse mit denen einer ausgebauten Sondermeßstelle verglichen. Dabei stellte sich heraus, daß die Werte in den

durchlässigeren Schichten gut korrelierten; in weniger gut durchlässigen jedoch auf Grund von Kurzschlußströmungen im Filterkies traf dies nicht zu. NILSSON et al. beschrieb 1995a die Entwicklung des Separation Pumping. BISHOP et al. (1992) und NILSSON et al. (1995b) berichteten von Anwendungsbeispielen (LERNER & TEUTSCH, 1995).

5.1.3 Packer Baffle System

Prinzip

Dieses System setzt sich zusammen aus einem Packer, an dem ein 0,5 m langes, zu beiden Seiten offenes „Abschirmrohr“ (baffle) angebracht ist, das nur einen etwas kleineren Durchmesser als das Meßstellenrohr haben darf. Im oberen Bereich der Meßstelle wird eine stark fördernde Pumpe eingebaut, durch die eine Schutzbeprobung oberhalb und durch das Rohr hindurch auch unterhalb des Packers durchgeführt wird. Auch hierbei bildet sich eine Art Trennstromlinie. Eine weitere kleine Pumpe sorgt für das Füllen des Packers. Die Probe wird durch einen Schlauch aus dem Ringraum zwischen Filter- und Abschirmrohr mit einer geringeren Förderrate als das hier horizontal anströmende Grundwasser entnommen.

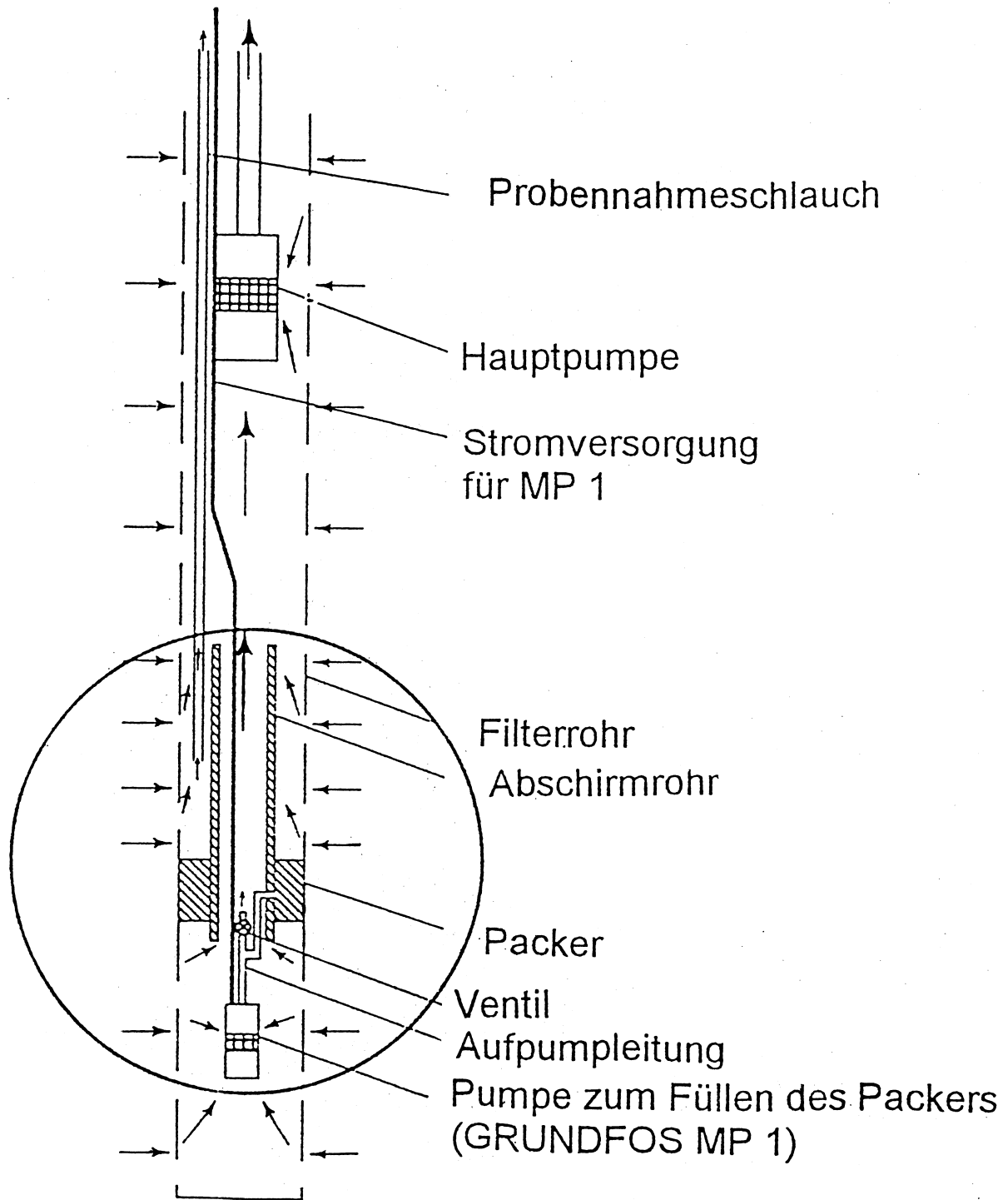


Abb. 11: Packer Baffle System (NILSSON et al., 1995)

Anmerkungen

Beim Einsatz einer Saugpumpe zur Entnahme der Probe aus dem Ringraum ist das Verfahren auf einen Grundwasserflurabstand von max. 8 m beschränkt. Für größere Tiefen muß oberhalb des Abschirmrohrs eine kleine Tauchpumpe montiert werden, die mittels eines Schlauchstückes die Probe aus dem Ringraum fördert. Auch bei diesem Verfahren sind vorausgehende Flowmeter-Messungen sinnvoll, um zu wissen, wo und wieviel jeweils gepumpt werden muß.

Praxiserfahrungen

Mit dem System wurde in Dänemark ein CKW-Schaden untersucht und mit einer ausgebauten Sondermeßstelle verglichen. Dabei stellte sich heraus, daß die Werte in den gut durchlässigen Schichten vergleichbare Ergebnisse liefern. In den geringer durchlässigen Schichten trifft dies aufgrund von Kurzschlußbildungen nicht zu. Die Entwicklung und Anwendung wurden bei NILSSON et al. (1995a,b) beschrieben (LERNER & TEUTSCH, 1995).

5.1.4 Bewertung der Separationspumpverfahren

Vorteile:

- Eignung für Einzelmessungen
- in voll und mehrfach verfilterten Meßstellen einsetzbar (kein besonderer Ausbau nötig)
- keine permanenten Installationen erforderlich
- horizontale Anströmung des Probennahmepunktes durch Erzeugen einer Trennstromlinie im Bohrloch
- während der Probennahme keine Austauschströmungen im Filterkies möglich (außer beim Packer Baffle System)
- geringe Einstellzeiten für stationäre Fließverhältnisse im Bohrloch, aber mindestens Probennahmerichtlinien beachten
- für die Probennahme von leichtflüchtigen Wasserinhaltsstoffen geeignet (außer beim Einsatz von Saugpumpen)
- Einsatz in mehrere Meßstellen möglich
- relativ geringe Anschaffungskosten

Nachteile:

- Störung des natürlichen Strömungsfeldes
- große Abwassermengen
- Vorkenntnis der hydraulischen Aquiferparameter erforderlich
- Unschärfe der Probennahmetiefe bei hoch durchlässigen Aquiferen
- keine Langzeitüberwachung
- höhere Betriebskosten

5.2 Packer-Systeme

Packer-Systeme sind in voll- und mehrfachverfilterten Meßstellen einsetzbar. Die Doppel- oder Mehrfach-Packersysteme werden üblicherweise nur während des eigentlichen Probennahmeverganges in die Meßstelle eingesetzt.

Es handelt sich hierbei um aktive, nicht-stationäre Probennahmesysteme.

Prinzip

Durch die Verwendung von Packern kann das abzupumpende Grundwasser in der Meßstelle wesentlich reduziert und damit der Abpumpvorgang effektiver gestaltet werden. Die einzelnen Packerelemente sind mit den Entnahmesystemen über Adapter gekoppelt. Durch Anpressen der Packermanschetten an die Rohrwandungen wird das von den Packern begrenzte Meßstellenintervall abgedichtet und danach mit Hilfe einer geeigneten Pumpe beprobt. Bei Multi-Packersystemen findet zusätzlich eine Schutzbeprobung ober- und unterhalb des

eigentlichen (mittleren) Entnahmeintervalls statt. Die Packerelemente können sowohl als einfache Gummimanschetten oder aufblasbare bzw. mit Wasser füllbare Membranen ausgebildet sein.

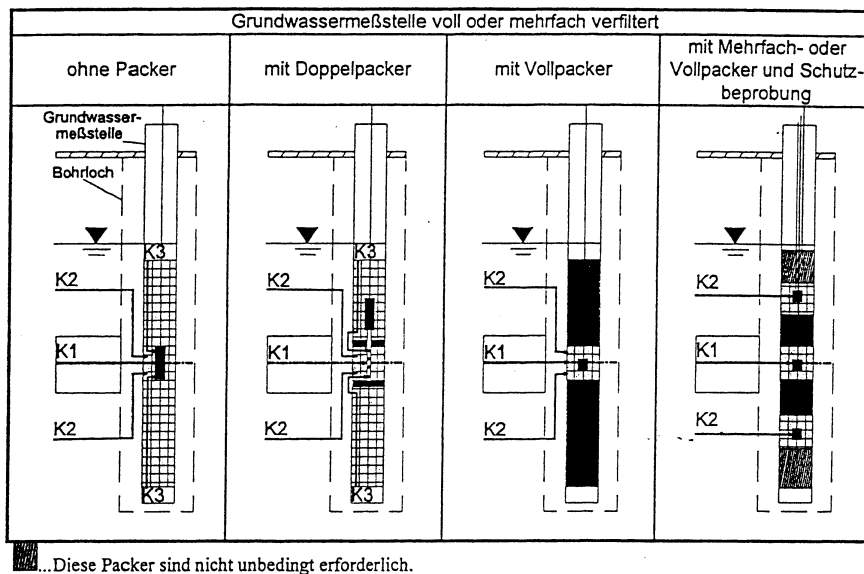


Abb. 12: Fallbeispiele zur Beprobung voll oder mehrfach verfilterter Grundwassermeßstellen (DVWK-Merkblatt, 1996)

Anmerkungen

Zur Vermeidung einer Kolbenverdrängung des Wassers sind insbesondere aufblasbare Packer zu empfehlen. Die hydraulische Wirksamkeit der Packer ist von der Ringraumhinterfüllung und der Gestaltung des Filterbereichs abhängig. Die Länge des Doppelpackers im Verhältnis zur Filterlänge ist entscheidend für seine hydraulische Wirksamkeit. Für eine sichere Funktion des Doppelpackers sollte der Abstand der Packerelemente gleich groß oder größer als der Filter sein. Ist dies nicht gewährleistet, wird der Packer im Filterbereich umströmt. Eine Beimischung von Standwasser aus dem Meßstellenrohr oder schichtfremdem Wasser ober- und unterhalb des zu beprobenden Horizontes kann in diesem Falle nicht vermieden werden. Dichtungen ober- und unterhalb des Filterhorizontes verringern den Anteil vertikaler Beimischungen über die Ringraumhinterfüllung. (DVWK, 1996) Vor dem Einsatz eines Multi-Packersystems sollten erst die Zustromverhältnisse der Meßstelle mit einer Flowmetermessung ermittelt werden, um die Verhältnisse von Probenahme- und Schutzbeprobungsraten richtig einstellen zu können. (BARCZEWSKI & MARSCHALL, 1990)

Praxiserfahrungen

Die Verwendung von Mehrfachpackern stellt mittlerweile eine verlässliche Technologie zur Grundwasserbeprobung dar. In der Erdölindustrie ist der Einsatz von Packern schon seit langer Zeit üblich (LERNER & TEUTSCH, 1995).

OBERMANN (1976) und PRICE & WILLIAMS (1993) beschrieben den Einsatz eines Doppel-Packersystems und ANDERSEN (1979) die Verwendung eines Vierfachpackers. Bei einer Reihe von Untersuchungen in einem Modellaquifer über die Tauglichkeit von Doppel-Packersystemen wurde festgestellt, daß diese nicht geeignet sind, um mit ihrer Hilfe

tiefenorientierte Proben in vollverfilterten Meßstellen mit Kiesfiltern zu gewinnen. Die Packerelemente werden in der relativ durchlässigen Kiesfilterschicht einfach umströmt. Durch die Verwendung von Mehrfach-Packersystemen mit Schutzbeprobungen oberhalb und unterhalb der eigentlichen Probennahmestelle innerhalb der Meßstelle kann dieser Effekt verhindert werden und es findet eine näherungsweise schichtparallele Anströmung zum Entnahmeintervall statt (BARCZEWSKI & MARSCHALL, 1989, 1990). Weitere Untersuchungen hierzu wurden von OLIVEROS et al. (1988) und KAMINSKY & WYLIE (1995) durchgeführt.

5.2.1 Bewertung der Packer-Systeme

Vorteile:

- Einzelmessungen und stationärer Einbau möglich
- Einbau in ausgebaute Grundwassermeßstellen und „offene“ Bohrlöcher möglich
- Keine stationären Installationen notwendig
- für die Probennahme von leichtflüchtigen Wasserinhaltsstoffen geeignet
- beim Einsatz von Mehrfach-Packern mit Schutzbeprobung während der Probennahme keine Austauschströmungen im Filterkies möglich
- relativ geringe Anschaffungs- und Betriebskosten

Nachteile:

- Vorkenntnis der hydraulischen Aquiferparameter erforderlich
- relativ große Abwassermengen
- Austauschströmungen im Filterkies zwischen den Probennahmeintervallen möglich
- beim stationären Einsatz kann es zu Verbackungen kommen, wodurch das System nach längerer Zeit nicht mehr aus der Meßstelle entfernt werden kann

5.3 Stationäre Punktprobennahmesysteme

Aufgrund von Inhomogenitäten des Grundwasserleiters können natürliche Vertikalströmungen in Meßstellen auftreten. Diese Meßstellen müssen mit stationären Probennahmesystemen ausgerüstet werden, um solche Austauschströmungen weitestgehend zu unterbinden

5.3.1 Multi-level Systeme

Unter dieser Überschrift lassen sich viele System zusammenfassen, die sich oft nur durch Details unterscheiden. Viele davon sind bislang auch nur als Prototypen im Einsatz. Lediglich die Systeme von Westbay und Waterloo sind kommerziell erhältlich. Es handelt sich hierbei um hochtechnisierte und kostspielige Methoden, deren Erfolg sehr stark von der Abdichtung der einzelnen Probennahmehorizonte gegeneinander abhängt. (LERNER & TEUTSCH, 1995)

Es handelt sich hierbei um passive, stationäre Probennahmesysteme.

5.3.1.1 Waterloo Multilevel Groundwater Monitoring System®

Prinzip

Das System kann in ausgebaute Grundwassermeßstellen, aber auch in „offenen“ Bohrlöchern (i.d.R. Ø 75 mm) installiert werden. Es besteht aus Filterbereichen mit Ansaugöffnungen, die durch wassergefüllte Packer voneinander getrennt werden. In den einzelnen Filterstrecken

können entweder Pumpen installiert werden oder es werden Schläuche angebracht, durch die mit Hilfe einer Schlauchpumpe von der Oberfläche aus gefördert wird. Dadurch ist eine gleichzeitige Probennahme aus mehreren Tiefen möglich. Die Anzahl der Entnahmepunkte ist jedoch üblicherweise auf sechs bis zehn beschränkt.

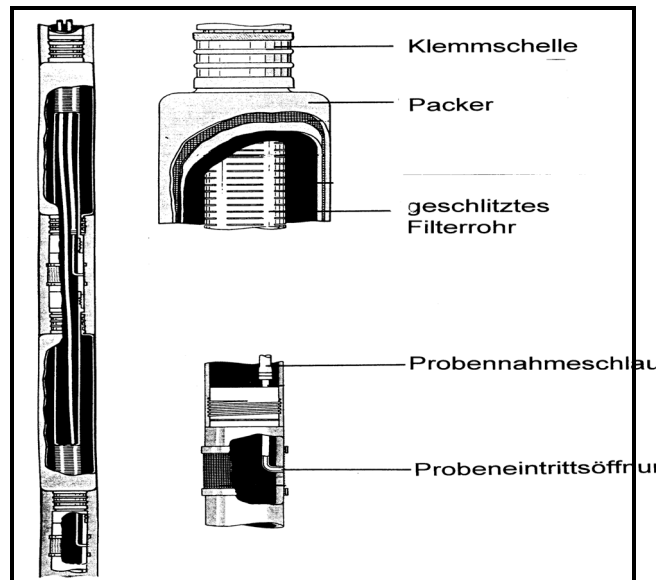


Abb. 13: Waterloo Multilevel Groundwater Monitoring System®
(SOLINST-Produktinformation, 1990).

Anmerkungen

Bei der Verwendung von Saugpumpen kann es zu Ausstrippungen von leichtflüchtigen Verbindungen kommen. Durch die geringen Schlauchdurchmesser ist das abzupumpende Grundwasservolumen sehr gering.

Praxiserfahrungen

Dieses System wurde ursprünglich von der Universität Waterloo in Kanada für den Einsatz in Kluftgrundwasserleitern entwickelt (SOLINST-Produktinformation, 1990). Mittlerweile wurde es in unterschiedlichen Aquiferen in Amerika und Kanada 100fach eingesetzt und hat sich bewährt. Es findet sowohl bei der Überwachung, als auch bei der Grundwasserbehandlung und -sanierung Verwendung.

(ROBIN et al., 1982; CHERRY & JOHNSON 1982; RIDGEWAY & LARSEN, 1990). JOHNSON et al. (1987) beschrieben ein Verfahren mit dem es möglich sei, durch einen speziellen Behälter eine Probe, unter Beibehaltung der natürlichen Druckverhältnisse innerhalb der Formation, zu entnehmen. Ausgasungen sollen somit weitestgehend unterbunden werden.

5.3.1.2 Westbay MP System®

Prinzip

Auch dieses System kann laut Hersteller in „offenen“ Bohrlöchern, aber auch in ausgebauten Grundwassermeßstellen installiert werden. Es besteht aus einem geschlossenen Rohr aus Kunststoff oder Edelstahl, das in verschiedenen Tiefen Ventile zur Entnahme von Wasser hat. In dem Rohr selbst befindet sich kein Wasser. Die einzelnen Entnahmepunkte, die relativ nah beieinander liegen können, sind durch wassergefüllte Packer voneinander getrennt und in ihrer

Anzahl nicht beschränkt. Zur Probennahme wird eine Sonde bis zur gewünschten Tiefe abgesenkt. Die Sonde drückt gegen das Ventil und öffnet es somit. Durch ein weiteres Ventil in der Sonde fließt das Grundwasser direkt in den Probennahmebehälter. Je nach den Anforderungen, die an die Probe gestellt werden, sind dafür unterschiedliche Ausführungen erhältlich. Für die Beprobung von leichtflüchtigen Verbindungen befindet sich in dem Edelstahlgehäuse ein 40 ml Fläschchen, dessen Septum von zwei Hohladeln durchstoßen wird. Eine der Kanülen ist durch einen Teflonschlauch (\varnothing 0,32 cm) mit der Probennahmesonde verbunden, durch sie strömt das Wasser in das Gefäß. Füllt sich dieses, kann durch die zweite Kanüle zuerst Gas und anschließend Wasser in das umgebende Gehäuse entweichen. Das Fläschchen selbst enthält schließlich nur die letzten 40 ml der Wasserprobe. Das Gehäuse besteht aus einem verschlossenen Druckbehälter, in dem der natürliche Probendruck beibehalten wird, während die Sonde aus dem Meßstellenrohr gezogen wird. Durch einen Adapter ist es möglich, innerhalb der Sonde bereits in-situ den Wasserdruck, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Sauerstoff und weitere Parameter zu messen.

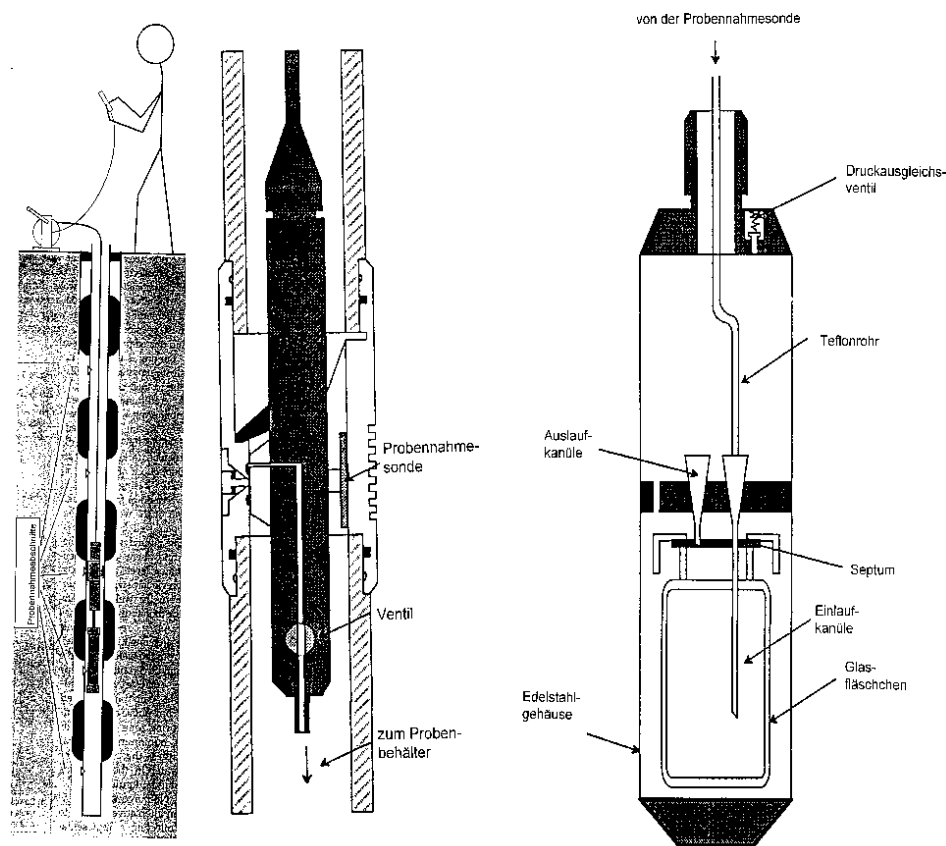


Abb. 14: Westbay MP System[®]: a) Aufbau, b) Probennahmesonde, c) Probennahmebehälter (BLACK et al., 1986)

Anmerkungen

Beim Einbau in vollverfilterte Grundwassermeßstellen kann es zu Kurzschlüssen im Filterkies kommen. Außerdem ist es fraglich, ob die Ventile in der Rohrwand langfristig immer dicht schließen. Ist der Wasserdruck zu gering, um den Probenbehälter selbständig zu füllen, kann mittels einer Handpumpe ein schwaches Vakuum erzeugt werden, wobei das Grundwasser durch das Fläschchen gesaugt wird. Dabei kann es durch Ausstrippung zu Verlusten von leichtflüchtigen Verbindungen kommen. Proben für die Untersuchung von leichtflüchtigen

Verbindungen sollten generell möglichst schnell analysiert werden, da es durch die Nadeleinstiche im Septum zu Ausgasungsverlusten kommen kann.

Praxiserfahrungen

Das System wurde in Kanada von der Firma Westbay[®] entwickelt und ist seit 1978 in den USA, Japan, England, Frankreich, Indonesien und den Niederlanden im Einsatz. BLEGEN et al. (1988) verglichen mehrere Verfahren zur Grundwasserprobennahme, darunter auch Schöpfgeräte, Impulspumpen und das BAT[®]-System. Bei diesem Vergleich wurden mit dem Westbay MP System[®] die schlechtesten Ergebnisse bei VOCs erzielt. Diese Verluste wurden auf Turbulenzen an den Ventilen und das angelegte Vakuum zurückgeführt. (WESTBAY Produkt-Information; BLACK et al., 1986; RIDGEWAY & LARSEN, 1990; BLACK, 1997)

5.3.2 Sock-Sampler

Diese Systeme sind kostengünstiger als die am Markt erhältlichen Multi-level Systeme und können entfernt und zumindest teilweise wiederverwendet werden (LERNER & TEUTSCH, 1995). Probleme treten auf, wenn die Einbauten durch Verockerung oder Verbackungen im Packerbereich festsitzen. Beim Herausziehen können dann die Verbindungselemente reißen und die Meßstelle wird dadurch unbrauchbar.

Es handelt sich hierbei um ein halb-stationäres Probennahmesystem.

5.3.2.1 In-Line-Packer-System

Prinzip

Der Einbau ist in mehrfach- und vollverfilterten Meßstellen und offenen Bohrlöchern, z. B. in Festgesteinsaquiferen möglich. So können in einer 5"-Meßstelle bis zu 25 Probennahmepunkte vorgesehen werden. Das System besteht aus einem oder mehreren Packermodulen, die in den Filterbereich der Meßstelle abgesenkt werden und dort durch eine gemeinsame Druckleitung mit Wasser oder Luft gefüllt werden. Dadurch wird das vorhandene Wasservolumen verdrängt und eine Vertikalzirkulation vermieden. Das Packermaterial besteht entweder aus elastischem oder aus unelastischem Material, das überdimensioniert ist und beim Befüllen an die Rohrwand gedrückt wird. Kleine seitlich in unterschiedlicher Höhe angebrachte Einlaßöffnungen liegen direkt am Filterrohr an, um eine möglichst unverfälschte Wasserprobe direkt aus dem Aquifer zu erhalten. Die Einlaßöffnungen sind entweder mit je einer Pumpe oder Saugleitungen verbunden.

Anmerkungen

Auch hier können durch die Verwendung von Saugpumpen leichtflüchtige Verbindungen ausgestrippt werden. Um vertikale Strömungen innerhalb der Filterpackung möglichst gering zu halten, werden alle Probennahmeöffnungen gleichzeitig aktiviert. Für die Packer haben sich kommerziell erhältliche Materialien durchgesetzt.

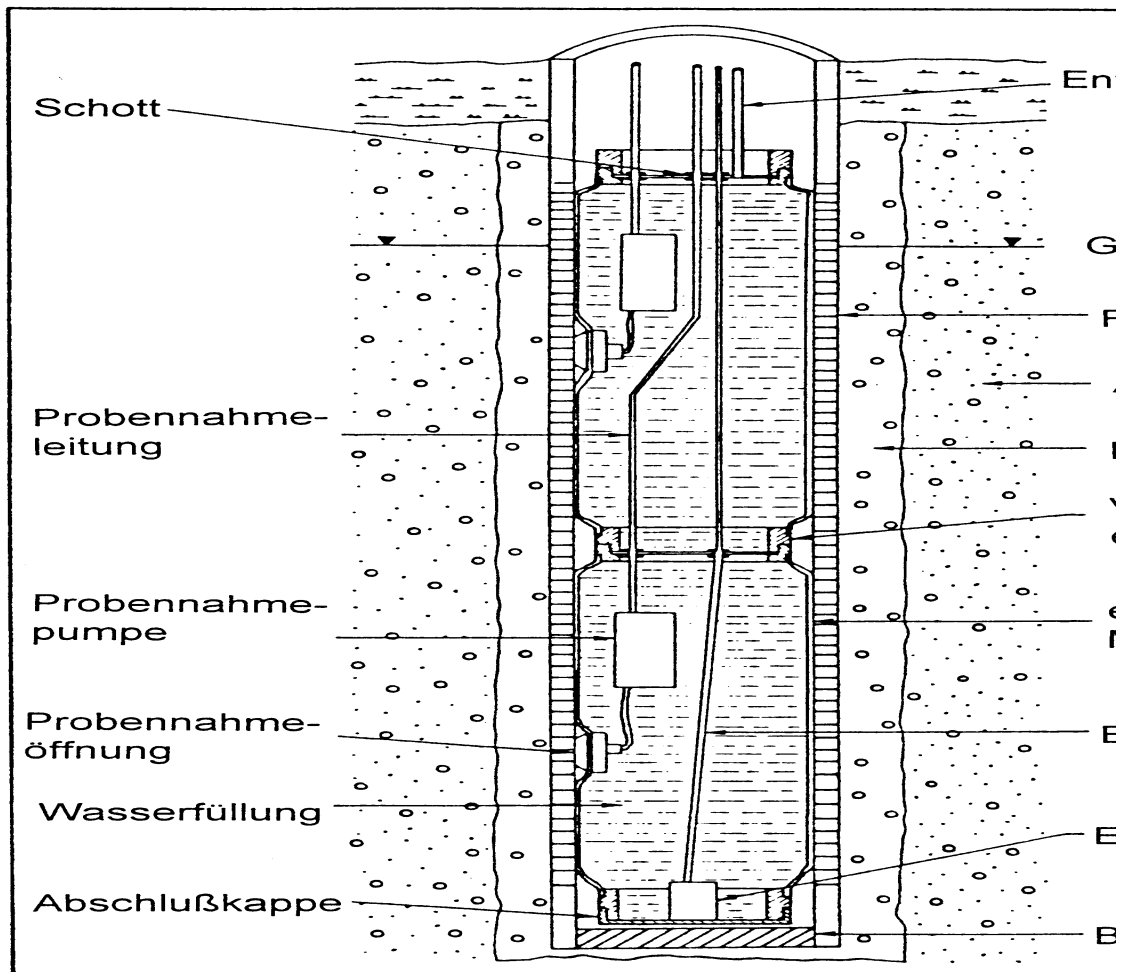


Abb. 15: In-Line-Packer-System (TEUTSCH & PTAK, 1989)

5.3.3 Sorptionsprobennehmer

Diese Verfahren lassen sich als passive Probennahmesysteme bezeichnen, da sie nur auf Sorptions- bzw. Diffusionsvorgängen beruhen und keine Pumpen erfordern. Sie sind gleichermaßen für die Depositionsüberwachung und für die Grundwasserprobennahme geeignet. Mit ihnen lassen sich vor allem Konzentrationsprofile ermitteln.

Es handelt sich hierbei um passive, halb-stationäre Probennahmesysteme.

5.3.3.1 Lobbe-DMLS®

Prinzip

Bei den Dialysezellen handelt es sich um Röhrchen, die mit dest. Wasser oder bei Bedarf mit Indikatorflüssigkeit gefüllt und an beiden Enden mit einer Membran verschlossen sind. Durch Diffusion (Osmose) gelangt die Probe durch die Membran in die Zelle bis ein Gleichgewichtszustand zwischen der inneren und der äußeren Konzentration erreicht ist. Zu diesem Zeitpunkt enthält die Zelle eine repräsentative Probe des sie umgebenden Wassers. Die einzelnen Zellen werden in Modulbauweise zusammengesteckt und durch Dichtungsringe aus Viton® in der Meßstelle gegeneinander abgedichtet. Da das Grundwasser beim Einsetzen vermischt wird, müssen die Zellen mindestens 10-30 Tage in der Grundwassermeßstelle

verbleiben, damit frisches, geschichtetes Grundwasser zufließen kann. Die Verweildauer ist abhängig von der jeweiligen horizontalen Grundwasserfließgeschwindigkeit. Die Zellen können beliebig lange in der Meßstelle verbleiben. Sie zeigen jedoch nur einen integrierten Wert für die Konzentrationen der letzten 1 bis 3 Tage an.

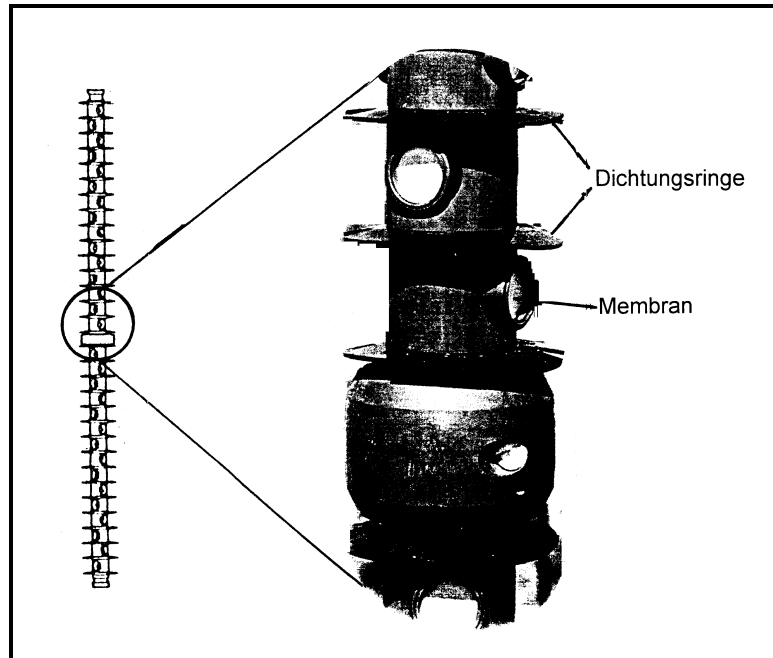


Abb. 16: Lobbe-DMLS® (PULS & PAUL, 1997; LOBBE-Produkt-Information)

Anmerkungen

Gut geeignet für langsam durchströmte, wenig ergiebige Aquifere, bei denen keine Pumpprobennahme möglich ist. Die Anzahl und der Abstand der Zellen ist frei wählbar und kann den individuellen Erfordernissen angepaßt werden. Im Extremfall können die zu beprobenden Schichtintervalle < 6 cm sein. Die Handhabung ist einfach, führt zu einem reduzierten Arbeitsaufwand und damit auch zu Kosteneinsparungen bei der Probennahme.

Praxiserfahrungen

Dieses Verfahren wird seit 1984 zur Grundwasserüberwachung in den Niederlanden, Deutschland, USA und Israel angewandt. Dadurch ist es z. B. möglich, Veränderungen von Schadstoffkonzentrationen während einer Sanierungsphase zu beobachten (LOBBE-Produkt-Information; Margan Ltd.). MAGARITZ et al. (1989) beschrieben die Anwendung bei der Untersuchung von Spurenmetallen. Sie verglichen dazu zwei unterschiedliche Membranen ($0,004$ und $0,2 \mu\text{m}$) miteinander. Bei Kupfer und Cadmium waren keine Unterschiede zu beobachten. Für Aluminium lag die Konzentration in den Dialysezellen mit $0,2 \mu\text{m}$ Nylon-Membranen um das 3,6fache über den $0,004 \mu\text{m}$ Cellulose-Acetat-Membranen. Höhere Werte waren auch bei Eisen, Mangan und Blei feststellbar. MAGARITZ et al. (1989) betonten, daß das Verfahren aufgrund der passiven Filtration durch die Membranen ideal für die Bestimmung von gelösten Metallen im Grundwasser sei, da hier keine partikulär gebundenen Stoffe erfaßt werden. KAPLAN et al. (1991) erstellten mit dieser Methode kleinräumige Tiefenprofile von Metallen, Anionen und organischen Schadstoffen. Die Messung von VOC's ergab Werte, die die Konzentrationen von Pumpproben um eine Größenordnung übertrafen. EZRA (1995) konnte innerhalb eines Meters Konzentrationsunterschiede bei Atrazin von bis

zu 350 µg/l nachweisen. Bei Untersuchungen von PULS & PAUL (1997) bezüglich Metalle und Anionen verblieben die DMLS-Zellen 3-12 Wochen in der Meßstelle. Aufgrund dieser Methode konnten deutliche vertikale Unterschiede in der Kontaminationsverteilung festgestellt werden. Durch den Vergleich mit einer Probennahme direkt im Grundwasserleiter (siehe Kapitel 2) konnten sie belegen, daß die so ermittelten Daten repräsentativ für das Grundwasser in der benachbarten Formation sind.

5.3.3.2 Gore-Sorber®

Prinzip

Die Sorber-Module können in bereits bestehenden Grundwassermeßstellen oder direkt im Boden angewandt werden. Jedes Modul besteht aus einem äußeren GORE-TEX® Trägerschlauch (Durchmesser ca. 5 mm), in dessen unterem Ende mehrere kleine, mit unterschiedlichen Adsorbentien (meist Tenax-TA®) gefüllte Kapseln eingebettet sind. Gasförmige Bestandteile flüchtiger und halbflüchtiger Schadstoffe aus Bodenluft und -wasser diffundieren durch die mikroporöse Außenhaut hindurch und sammeln sich in den Adsorbern an. Es handelt sich um ein zeitlich integrierendes Verfahren, das nicht nur einen momentanen Meßwert, sondern die mittlere Schadstoffkonzentration anzeigt. Die Sorber-Module werden im verfilterten Bereich der Meßstelle eingesetzt und verbleiben dort zwei Tage. Für die direkte Einbringung in den Grundwasserleiter werden mit Hilfe einer Schlitzsonde Bohrlöcher erstellt. In die Bohrlöcher werden mit Hilfe eines Edelstahlstabes die nummerierten Module bis unter das Niveau des Grundwasserspiegel eingebracht. Jedes Modul wird am oberen Ende an einem mit einer Schrauböse versehenen Korken befestigt, der zum Verschließen des Bohrloches benutzt wird. Die Verweilzeit beträgt stoffspezifisch einige Tage bis vier Wochen. Nach der Entnahme werden die Module in gasdichte Gläser verpackt und gekühlt ins Labor geschickt.

Anmerkungen

Die Gore-Sorber® werden bislang hauptsächlich zur Bodenluftuntersuchung und in der ungesättigten Zone in allen Bodentypen eingesetzt. Hierbei handelt es sich um ein passives Adsorptionsverfahren, das eine qualitative Screeningmethode zur Untersuchung von flüchtigen und halbflüchtigen organischen Substanzen darstellt. Es sind keine quantitativen Erfassungen der Bodenluft möglich.

In einer Grundwassermeßstelle kann das Verfahren zur routinemäßigen Qualitätskontrolle des Grundwassers dienen. Auch bei diesem Verfahren ist die Handhabung einfach und führt zu einem reduzierten Arbeitsaufwand und damit zu Kosteneinsparungen bei der Probennahme.

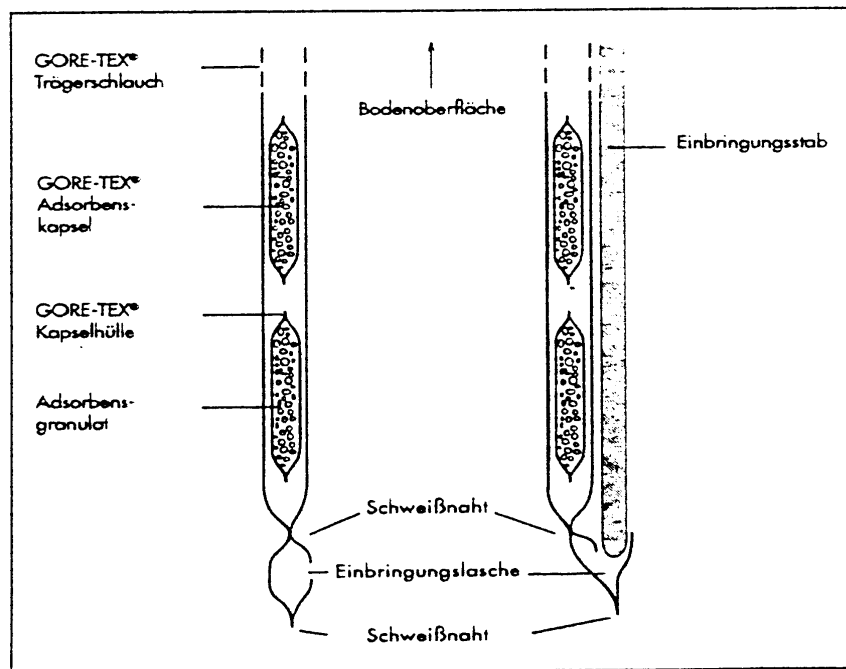


Abb. 17: Schematische Darstellung eines Gore-Sorber®-Moduls (SORGE et al., 1994)

Praxiserfahrungen

Das Verfahren wird in den USA seit 1993 bereits mehrfach erfolgreich eingesetzt. Es zeigt eine gute Abhängigkeit zwischen der Schadstoffkonzentration im Adsorbens und in der umgebenden Bodenluft (HEWITT, 1996). So konnte z.B. bei der Planung von Grundwassermeßstellen auf einem mit Trichlorethen belasteten Gelände, die optimale Positionierung von Sanierungsbrunnen ermittelt werden. SORGE et al. (1994) beschrieb die Untersuchung eines Grundwasserschadens durch organische Schadstoffe auf einem Tankstellengelände. Die Untersuchungsparameter waren BTEX, MKW und Methyl-tert.-buthylether (Antiklopfmittel). Es wurden Konzentrationen von weit über 500 µg/Sorber-Kapsel nachgewiesen. Meßergebnisse oberhalb 50 µg adsorbiertem BTEX sind nach den bisherigen Erfahrungen in den USA unter diesen Bedingungen oft ein deutlicher Hinweis auf die Nähe eines Schadensherdes. Während im Schadensherd in der herkömmlichen Grundwassermeßstelle eine Konzentration von BTEX gemessen wurde, die um das Zehnfache über den Gore-Sorbern® lag, konnte in Bereichen, in denen die BTEX-Konzentrationen in den Meßstellen unter der Nachweisgrenze lagen, durch die Sorber-Module noch Schadstoffe nachgewiesen werden. Durch dieses Verfahren ergab sich ein wesentlich genaueres Bild der Schadstoffverteilung im Grundwasser. Desweiteren ist die Anwendbarkeit bei PAK und PCB dokumentiert. (STUTMAN, 1993a,b; SORGE et al., 1994; SCHMIDTKE & SORGE, 1994; MEHLTRETTER & SORGE, 1995; DITTRICH et al., 1996; GRONOWSKI, 1996; GRATHWOHL & SCHIEDEK, 1996a)

5.3.3.3 Diffusionsröhrchen

Prinzip

Diese Passivsammler (Dosimeter) werden in Grundwassermeßstellen eingebaut und reichern (zeitlich integrierend) während des Beprobungszeitraums kontinuierlich Schadstoffe aus dem Kontaktgrundwasser an. Dazu werden die Diffusionsröhrchen aus Edelstahl oder Glas mit geeigneten Adsorbentien (je nach Stoffgruppe z.B.: Tenax, XAD-Harze oder Amberlite) gepackt und je nach Betriebsweise mit einer semipermeablen Membran verschlossen. Die Länge der Diffusionsröhrchen richtet sich dabei nach der Dauer der Beprobung. Die Schadstoffe werden in den Passivsammlern in Abhängigkeit von der Kontaktzeit, dem Konzentrationsgefälle, der Sorptionskapazität des Adsorbentmaterials und dem wirksamen Transportkoeffizienten angereichert. Aus der im Beprobungszeitraum in das Röhrchen hineindiffundierten Schadstoffmasse läßt sich dann die mittlere Konzentration der betreffenden Stoffe im Kontaktwasser berechnen. Man erhält bei dieser Methode nicht nur qualitative, sondern auch quantitative Ergebnisse.

Anmerkungen

Da es sich bisher lediglich um ein Forschungsprojekt des Landes Baden-Württemberg (Projekt Wasser-Abfall-Boden) in Kooperation mit der TU München handelt, sind diese Entwicklungen noch nicht auf dem Markt erhältlich. Der entscheidende Vorteil des Verfahrens liegt in den geringen Analysenkosten (evtl. nur ein bis zwei Analysen pro Jahr) mit gleichzeitiger lückenloser Erfassung der Schadstoffkonzentrationen (repräsentative Mittelwerte). Die Methode wird zunächst für PAK entwickelt, ist aber im Prinzip auf alle anderen Schadstoffe übertragbar. (GRATHWOHL & SCHIEDEK, 1996b)

5.3.4 Bewertung der stationären Punktprobennahmesysteme

Vorteile:

- für Langzeitüberwachung geeignet (je nach Überwachungsziel)
- Einbau in ausgebaute Grundwassermeßstellen und „offene“ Bohrlöcher möglich
- keine detaillierte Vorkennntnis der Aquiferparameter erforderlich
- geringe/keine Abwassermengen
- geringe/keine Störung der natürlichen Strömungsverhältnisse
- keine Vermischung von Wasser aus mehreren Aquiferzonen im Rohr
- keine Gefahr der Verschleppung von Kontaminationen
- geringe Betriebskosten

Nachteile:

- stationär eingebaute Systeme, die nur schwer zu entfernen und erneut einsetzbar sind (außer Sorptionsprobennehmer)
- längere Wartezeiten nach dem Einbau bis zur Probennahme
- fehlende Kontroll- und Reinigungsmöglichkeit der stationären Systeme
- Anfälligkeit von Packermaterial und Probennahmetechnik
- Austauschströmungen im Filterkies möglich
- bei Probennahme mit Saugpumpen nur einsetzbar bis max. 8 m Grundwasserflurabstand und Gefahr der Strippung leichtflüchtiger Verbindungen
- hohe Anschaffungskosten
- kein Abpumpen erforderlich

5.4 Schlußfolgerung für die Auswahl der Probennahmesysteme

Der Vergleich der Vor- und Nachteile der Konzepte zeigt, daß ein ideales Probennahmesystem für alle Meßstellen- und Bohrlochtypen nicht existieren kann, obwohl die aktiven wie auch die passiven Probennahmesysteme unter bestimmten Voraussetzungen eine tiefenorientierte und repräsentative Grundwasserprobennahme gestatten. Bei der Auswahl des Systems ist z.B. zu berücksichtigen (LERNER & TEUTSCH, 1995):

- Auftreten von Vertikalströmungen in der Meßstelle (vgl. Kapitel 1.3)
- Lage und Größe der Ausströmzonen des Fremdwassers aus der Meßstelle
- Darcy-Geschwindigkeit für jede bedeutsame Schicht
- miteinander verbundene Porositäten
- Zeit seit der Bohrung
- Untersuchungszweck, Aufgabenstellung

Die Wahl des geeigneten Systems muß unter Berücksichtigung der aufgezeigten Vor- und Nachteile für jede Anwendung neu vorgenommen werden und hängt im besonderen Maße ab von der hydrogeologischen Situation, der Nutzungsdauer und den Qualitätsanforderungen, die an die Probe gestellt werden, nicht zuletzt aber auch von den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln. Allerdings sollten dabei die stationären Probennahmesysteme nicht nur nach ihren Installationskosten, sondern auch nach den günstigeren laufenden Betriebskosten beurteilt werden, zumal berücksichtigt werden muß, daß die Entsorgungskosten für große Mengen von kontaminiertem Grundwasser nicht unerheblich sein können.

	Separations- pumpverfahren	Packer-Systeme	Punktproben- nahmesysteme	Passive Systeme
Erkundungsphase	Einzelmessungen	Einzelmessungen und Langzeit- überwachung	Langzeit- überwachung	Langzeit- überwachung
Geeigneter Meßstellentyp zum Einbau	voll und mehrfach verfilterte Meßstellen	ausgebaute Meßstellen und „offene“ Bohrlöcher	Ausgebaute Meßstellen und „offene“ Bohrlöcher	voll und mehrfach verfilterte Meßstellen
Vorkenntnisse der Aquiferparameter	erforderlich	erforderlich	nicht erforderlich	nicht erforderlich
Einstellzeit bis zur Probennahme	gering	gering	Lang	Lang
Eignung für leichtflüchtige Parameter	geeignet, wenn nicht mit Saugpumpe gefördert wird	geeignet	geeignet, wenn nicht mit Saugpumpe gefördert wird	Geeignet
Austausch- strömungen	keine/kaum während der Probennahme	im Filterkies möglich	im Filterkies möglich	im Filterkies möglich
Störung der Strömungs- verhältnisse	groß	gering	sehr gering	Keine
Abwassermenge	groß	moderat	sehr gering	Keine
Anschaffungs- kosten	gering	moderat	Hoch	Moderat
Betriebskosten	hoch	moderat	Gering	sehr gering

Tabelle 12: Zusammenfassung der Probennahmesysteme

6 Anhang I

	Kunststoffe								Elastomere				Nichtmetalle		Metalle					
	ABS	HDPE	Nylon	FEP	PTFE (Teflon)	PVDF (Kynar)	PP (Polypropylen)	Hart-PVC (Polyvinylchlorid)	FKM (Viton)	Neopren	PU (Polyurethan)	Silicon	Weich-PVC (Polyvinylchlorid)	Keramik	Quarzglas	Edelstahl	unlegierter Stahl	Aluminium	Messing	Kupfer
Aceton	U	R	R	R	R	U	U	U	U	U	U	U	R	R	F	G	F	G	F	G
Acetonitril	U		R	R	R	R	R		X						G	G	F	G	F	G
Anilin	U	X	X	R	R	R	X	U	R	U	U	U	X	R	R	F	G	G	U	U
Benzaldehyd	X	U	X	R	R	X	X	X	U	U	U	U	U	R	R	G	U	G	G	G
Benzin	U	X	R	R	R	R	X	R	R	X	X	U	X	R		G	G	G	G	G
Benzol	U	U	R	R	R	R	X	U	R	U	U	U	X	R	R	G	G	F	G	G
Bitumen		R	R	R	R	R	R	R	R	U	U	U			G	G	F	F	F	F
Butanon	U	U	R	R	R	U	R	U	U	U	U	U	U	R		G	G	G	G	G
Butyl-Acetat	U	X	R	R	R	R	U	R	U	U	U	U	U							
Butyl-Phenol	U	R		R	R	R	U	X	U	U					F		G			
Chlorbenzol	U	U	R	R	R	R	U	U	R	U	U	U	X	U	U	G	G	G	U	G
Chloressigsäure	U	X	U	R	R	X	R	R	U	X	U	U	X			U	U	U	U	U
Chloroform	U	U	X	R	R	R	X	U	R	U	U	U	X	R	R	F	U	G	G	G
Chlorphenol			U	R	R	R	U			U	U				G	S				
Cyclohexan	X	X	R	R	R	R	U	X	R	U	X	U	U			G	G	G	G	G
Dichlorbenzol	U	U	X	R	R	R	R	U	R	U	U	U			G		G			
Dichlorethan (DCA)	U	X	R	R	R	R	X	U	X	U		U		R	R	G	G	G	G	G
Dichlorethylen (DCE)	U	U	R	R	R	R	U	U	R	U					G		G			
Dieselmotorenöl	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	U	U			E	G	F	E		
Dinitrotoluol					R				X	U	U	U			G					
Düsentreibstoff		X	R	R	R	R	X	R	R	U	U	U	X			G	G	G	E	
Ether	U	U	R		R	R	U	U	X	U		U	X		R	E	G	G	G	G
Ethylbenzol	U	U		R	R	U	U	U	R	U	U	U			G	U	G			
Ethylchlorid	U	R	R	R	R	R	X	U	R	U		U			G	G				G
Ethylenbromid	U	U	R	R	R	R	U	U	R	X		U	U		F					
Ethylenchlorid	U	X	R	R	R	R	X	U	R	U	U	U	U		G	G				G
Ethylenglycol	R	R	R	R	R	R	R	R	R	X	R	X		R		G	G	E	G	G
Formaldehyd (100%ig)	R		U		R	R	R	R	U	R	U	X	X		R	R				R
Formaldehyd (37%ig)		R	R	X	R	R	R	R	R	R	U		R		R	F	U	G	F	G
Heizöl	U	R	R	R	R	R	R	R	R	X	X	X	R			G	G	G	G	G
Hexachlorethan			R		R										G		G	S	G	
Hexan	U	U	R	R	R	R	X	X	R	R	X	U	U		E	G	G	G		
Hydrauliköl		R	R	R	R	X	R	R	R	R	X	R			R	R	R	R	R	R
Kerosin	X	R	R	R	R	R	R	R	R	X	U	U	U	R		G	G	G	G	G
Kresol	U	X	U	R	R	R	X	X	X	U	U	U	U		R	G	G	G		
Lacke	R		R	R	R	U	U	U	U	U	U	U	R		E					
Lackverdünnung	R		R		R	U	U	U	U	U	U	U	U		G		G			
Methylacetat	U	R	R	R	R	X	U	U	X	U	U	U	X		G		G			G
Methylacetone			R		R	U	U	U	U	U		R			R	R	R			
Methylenchlorid	U	U	U	R	R	R	R	U	R	U	U	U	U		R	G	G	E	G	G
Motoröl	X	X	R	R	R	R	X	R	R	X	X	X	X	R		G	G	G	G	G
Naphtalin	U	X	R	R	R	R	R	U	R	U	X	U	X	R		E	G	G	G	G
Nitrobenzol	U	U	X	R	R	R	R	U	R	U	U	U	U		R	G	G	E	G	G
Nitrophenol					R										G		G			G
Okтан	U	R		R	R	R	R	U	R	R	U	U			G	G	G	G	G	G
Pentachlorphenol	R		R		R				R		R	R			E					
Propylenglycol	R	R	R	R	R	R	R	U	R	R		R	R	R		G	G	G	G	G
Rohöl	R	U	U	U	X	X	U	X	R	U	R	U			E	G	E	G	G	G
Terpentin	U	U	R	R	R	R	X	U	R	U	U	U	X	R		E	G	G	S	G
Tetrachlorethan (PCA)			R	R	R	R	X	U	R	U		U	U		R	E	E	G	S	
Tetrachlorethylen (PCE)	U	U	X	R	R	R	U	U	R	U	U	U	U		E	G	G	G	G	G
Tetrachlorkohlenstoff	U	U	X	R	R	R	U	X	R	U	U	U	X	R	R	E	G	U	G	E
Tetrachlorphenol					R	R														
Tetrahydrofuran	U	U	R	R	R	X	R	U	X	U	U	U	U	R		G	E	U		
Toluol	U	U	R	R	R	R	R	U	R	U	U	U	U	R		E	E	E	E	E
Trichlorbenzol	U	U			R	R		U	R	U	U				E					
Trichlorethan (TCA)	U	U	R		R	R	R	X	R	U	U	U	U							
Trichlorethylen (TCE)	U	U	X	R	R	R	R	U	X	U	U	U	U	R		G	G	F	G	G
Vinylchlorid	U		R		R	R			R	U			U	R		R		R		R
Vinylcyanid	U	R	R	R	R	R	R	X	U	X		U			G	G	E	G	G	G
Wasserstoffperoxid	R	R	X	R	R	R	R	R	R	X		R	R			G	U	F	U	U
Xylol	U	U	R	R	R	R	R	U	X	U	U	U	U	R		G	G	G	G	G

Für Nichtmetalle:
R = Resistenz
U = unzufriedenstellende Resistenz
X = unterschiedliche Datengrundlage

Für Metalle:
E < 50 µm Eindringtiefe/Jahr
G < 500 µm Eindringtiefe/Jahr
U > 500 µm Eindringtiefe/Jahr
R = Resistenz (keine Korrosion)

Tabelle 13: Gegenseitige Verträglichkeit von Materialien zum Meßstellenausbau und Probennahme mit umweltrelevanten chemischen Verbindungen (McCAULOU et al., 1996)

7 Literaturverzeichnis

- ABDUL, A.S.; KIA, S.F. & GIBSON, T.L. (1989):
Limitations of monitoring wells for the detection and quantification of petroleum products in soils and aquifers.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 9, No. 2, S. 90-99.
- ABDUL, A.S.; GIBSON, T.L., & RAI, D.N. (1990):
Laboratory studies of the flow of some organic solvents and their aqueous solutions through bentonite and kaolin clays.
Ground Water, Vol. 28, No. 4, S. 524-533.
- AGARWAL, S.H. & PORTER, R.S. (1980):
Shear degradation of polyvinylacetate in toluene solutions by high-speed stirring.
Journal of Applied Polymer Science, Vol. 25, No. 2, S. 172-185.
- ALLER, L.; BENNETT, T.W.; HACKETT, G.; PETTY, R.J.; LEHR, J.H.; SEDORIS, H.; NIELSEN, D.M. & DENNE, J.E. (1989):
Handbook of suggested practices for the design and installation of ground water monitoring wells.
EPA 600/E-89/034. Dublin, Ohio: National Water Well Association.
- AL-MALAIKA, D. (1987):
History of polymeric composites.
In: Seymour, R.B. und Deanin, R.D. (Hrsg.), Kapitel 13, VNU Science Press.
- ANDERSEN, L.J. (1979):
A semi-automatic level-accurate groundwater sampler.
In: The Yearbook 1978, Geological Survey of Denmark, S. 165-171; Kopenhagen.
- ANDERSEN, L.J. (1982):
Techniques für groundwater sampling.
In: Vrba, J. and Svoma, J. (Hrsg.), International Association of Hydrogeologists Memoires, Vol. 16, Teil 1, Proc. Prague Congress, Czechoslovakia, S. 115-124; Novinar, Prag.
- ANDERSEN, L.J. (1990):
BOTESAM, Separation pumping and capillary barrier: a remedial - action concept applicable to point - pollution.
In: Moore, J.E.; Kanivetsky, R.A.; Rosenshein, J.S.; Zenone, C. und Csallany, S.C. (Hrsg.), Proc., First USA/USSR Joint Conf. of Environ. Hydrology and Hydrogeology, Leningrad, 18 - 21 Juni 1990. American Inst. of Hydrology, S. 271-278; Kendall/Hunt, Dubuque, IA.
- ANDERSEN, L.J.; LERNER, D.N.; TEUTSCH, G. & KALERIS, V. (1992):
Demonstration and operationalisation of sampling devices for level accurate sampling of groundwater in existing water supply wells.

- 2nd Periodic Report of Contract 89/DK 5/D 3, Geological Survey of Denmark, S. 42-48; Kopenhagen.
- BACKHUS, D.A.; RYAN, J.N.; GROHER, D.M.; MacFARLANE J.K. & GSCHWEND, P.M. (1993):
Sampling Colloids and Colloid-Associated Contaminants in Ground Water.
Ground Water, Vol. 31, No. 3, S. 466-479.
- BAERG, D.F.; STARR, J.A.; CHERRY, J.A. & SMYTH, D. (1992):
Performance Testing of Conventional and Innovative Downhole Samplers and Pumps for VOCs in a Laboratory Monitoring Well.
Proceedings, National Groundwater Sampling Symposium, 30. November, S. 71-75; Washington, D.C.
- BARBER, C.; BRIEGEL, D.; POWER, T. & HOSKING, J.K. (1992):
pollution of ground water by organic compounds leached from domestic solid wastes; A case study from Morley, Western Australia.
In: Groundwater Quality at Hazardous Waste Sites: Analysis and Interpretation, Lesage, S. und Jackson, R. (Hrsg.), Marcel Decker Inc.; New York.
- BARCELONA, M.J.; GIBB, J.P. & MILLER, R.A. (1983):
A guide to the selection of materials for monitoring well construction and ground-water sampling.
Illinois. State Water Surv., Champaign, IL, Contr. Rep. No. 327 (prepared for U.S. Environ. Prot. Agency - R.S. Kerr Environ. Res. Lab., Ada, OK, EPA-600/52-84-024, 87 S.)
- BARCELONA, M.J.; HELFRICH, J.A.; GARSKE, E.E. & GIBB, J.P. (1984):
A laboratory evaluation of ground water sampling mechanism.
Ground Water Monitoring Review, Vol.4, No. 2, S. 32-41.
- BARCELONA, M.J.; GIBB, J.P.; HELFRICH, J.A. & GARSKE, E.E. (1985a):
Practical guide for ground-water sampling.
Illinois State Water Survey Contract Report 374, 94 S.
- BARCELONA, M.J.; HELFRICH, J.A. & GARSKE, E.E. (1985b):
Sampling tubing effects on groundwater samples.
Analytical Chemistry, Vol. 57, No. 2, S. 460-464.
- BARCELONA, M.J. & HELFRICH, J.A. (1986):
Well construction and purging effects on groundwater samples.
Environmental Science Technologie, Vol. 20, No. 11, S. 1179-1184.
- BARCELONA, M.J. & HELFRICH, J.A. (1988):
Laboratory and field studies of well-casing material effects.
Proceedings of the Ground Water Geochemistry Conference, 16. - 18. Februar 1988, Hyatt Regency Denver, S. 363-375; Denver (Colorado).

- BARCELONA, M.J.; HELFRICH, J.A. & GARSKE, E.E. (1988):
Verification of sampling methods and selection of materials for ground-water contamination studies.
In: Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, Collins, A.G. und Johnson, A.J. (Hrsg.), S. 221-231; Philadelphia (Pennsylvania).
- BARCELONA, M.J.; WEHRMANN, H.A. & VARLJEN, M.D. (1994):
Reproducible well-purging procedures and VOC stabilization criteria for ground-water sampling.
Ground Water, Vol. 32, No. 1, S. 12-22.
- BARCZEWSKI, B. & MARSHALL, P. (1989):
The influence of sampling methods on the results of groundwater quality measurements.
In: Kobus und Kinzelbach (Hrsg.), Contaminant Transport in Groundwater, S. 33-39; Balkema, Rotterdam.
- BARCZEWSKI, B. & MARSHALL, P. (1990):
Untersuchungen zur Probenahme aus Grundwassermeßstellen.
Wasserwirtschaft, Vol. 80, Nr. 10, S. 506-513.
- BARCZEWSKI, B.; KALERIS, V. & MARSHALL, P. (1991):
Grundwassermeßtechnik und Bohrlochhydraulik.
In: Kobus, H.E. (Hrsg.), Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser; Weinheim, VCH-Verlag.
- BARCZEWSKI, B.; GRIMM-STRELE, J. & BISCH, G. (1993):
Überprüfung der Eignung von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen.
Wasserwirtschaft, Vol. 83, No. 2, S. 72-78.
- BARCZEWESKI, B. (1997):
Tiefenorientierte Grundwasserprobennahme bei der Altlastenerkundung
Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, S. 1-7.
- BARKER, J.F.; PATRICK, G.C.; LEMON, L. & TRAVIS, G.M. (1987):
Some biases in sampling multilevel piezometers for volatile organics.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No.2, S. 48-54.
- BARKER, J.F. & DICKHOUT, R. (1988):
An evaluation of some systems for sampling gas-charged ground water for volatile organic analysis.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 8, No. 4, S. 112-120.
- BARVENIK, M.J. & CADWGAN, R.M. (1983):
Multilevel gas-drive sampling of deep fractured rock aquifers in Virginia.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 3, No. 4, S. 34-40.

BEIMS, U.; LUCKNER, L.; KRITZNER, W.; UHLMANN, W. & HORELL, I. (1992):
Final Report of the EEC-Project Groundwater Samplers for Water Wells -
Demonstration and Operationalisation of Sampling Devices for level-accurate
Sampling of Groundwater in Existing Water Supply Wells, Part 3, The Torgau Test
Site Study, Technical University of Dresden; Dresden.

BERENS, A.R. (1985):
Prediction of organic chemical permeation through PVC pipe.
Journal of the American Water Works Association, Vol. 77, No. 11, S. 57-64.

BIANCHE-MOSQUERA, G.C. & MACKAY, D.M. (1992):
Comparison of stainless steel versus Teflon miniwells for monitoring halogenated
organic solute transport.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 12, No. 3, S. 126-131.

BIKIS, E.A. (1979):
A laboratory and field study of fiberglass and continuous-slot screens.
Ground Water, Vol. 17, No. 1, S. 111.

BISHOP, P.K.; BURSTON, M.W.; CHEN, T., & LERNER, D.N. (1991):
A low cost dedicated multi-level groundwater sampling system.
Quarterly Journal of Engineering Geology, Vol. 24, S. 311-321; London.

BISHOP, P.K.; GOSK, E.; BURSTON, M.W. & LERNER, D.M. (1992):
Level-determined groundwater sampling from open boreholes.
Quarterly Journal of Engineering Geology, Vol. 25, S. 145-157; London.

BLACK, W.H.; SMITH, H.R. & PATTON, F.D. (1986):
Multiple-level ground water monitoring with the MP system.
In: Proceedings of the Surface and Borehole Geophysical Methods and Ground
Water Instrumentation Conference and Exposition: Denver, Colorado, National
Water Well Association, Water Well Journal Publishing Company, S. 41-61;
Dublin (Ohio).

BLACK, B. (1997):
Minimize secondary waste with no-purge sampling.
International Ground Water Technology, Februar/März 1997, S. 21-23.

BLEGEN, R.P.; HESS, J.W. & DENNE, J.E. (1988):
Field comparison of ground-water sampling devices.
Presented at the NWWA Second Annual Outdoor Action Conference, Mai 1988,
Las Vegas.

BLOOM, N.S. (1994):
Sampling and Analysis for Mercury in Environmental Media of Importance to the
Natural Gas Industry.
Gas Research Institute, GRI-94/0033, 67 S.

- BOYLE, D.R. (1992):
A multilevel ground water monitoring system for casing advance and bedrock drillings.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 12, No. 2, S. 105-115.
- BRASSINGTON, F.C. (1992):
Measurement of head variations within observation boreholes and their implications for groundwater monitoring.
J. Inst. Water Environmental Management, Vol. 6, S. 91-100.
- BROHOLM, M.M.; INGLETON, R.A. & CHERRY, J.A. (1994):
The Waterloo Drive - Point Profiler: detailed profiling of VOC plumes in groundwater aquifers.
In: Dracos, Th. und Stauffer, F. (Hrsg.), Proceedings of the IAHR Symposium on Transport and Reactive Processes in Aquifers, 11. - 15. April, S. 95-100; Zürich (Schweiz).
- BROWN, J. (1993):
Regulatory perspective on monitoring well construction.
In: NGWA Outdoot Action Conference Workshop Notebook, S. 445-483; Dublin (Ohio).
- BRYDEN, G.W. & SMITH, L.R. (1989):
Sampling for environmental analysis, Part 1: Planning and preparation.
American Laboratory, Juli 1989, S. 30-39.
- CAMPBELL, K.W. & HOLMES, D.B. (1992):
A reconnaissance method for determining the nature and extent of deeply penetrating DNAPLs.
In: Subsurface Contamination by Immiscible Fluids, Weyer (Hrsg.); Balkema, Rotterdam.
- CARY, J.W.; MCBRIDE, J.F. & SIMMONS, C.S. (1991):
Assay of organic liquid contents in predominantly water-wet unconsolidated porous media.
Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 8, S. 135-142.
- CESK, T. et al. (1990):
Adsorption-desorption characteristics of PCBs on various polymers commonly found in laboratories.
Applied Environmental Microbiology, Vol. 55, S. 3150-3154.
- CHEN, L. & KNOX, R.C. (1997):
Using vertical circulation wells for partitioning tracer tests and remediation of DNAPLs.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 17, No. 3, S. 161-168.
- CHERRY, J.A. & JOHNSON, P.E. (1982):
A multilevel device for monitoring in fracture rock.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 2, No. 3, S. 41-44.

CHERRY, J.A.; GILLHAM, R.W.; ANDERSON, E.G. & JOHNSON, P.E. (1983):
Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study.
II. Groundwater monitoring devices.
Journal of Hydrology, Vol. 63, S. 31-49.

CHERRY, J.A. (1990):
Ground water monitoring: Some current deficiencies and alternative approaches.
Hazardous waste site investigations: Towards better decisions.
Proceedings of the 10th ORNL Life Sciences Symposium, Mai 1990, S. 119-134;
Gatlinburg, TN.

CHIANG, C.Y.; LOOS, K.R. & KLOOP, R.A. (1992):
Field determination of geological/chemical properties of an aquifer by cone
penetrometry and headspace analysis.
Ground Water, Vol. 30, No. 3, S. 428-436.

CLARK, L. & TURNER, P.A. (1983):
Experiments to assess the hydraulic efficiency of well screens.
Ground Water, Vol. 21, No. 3, S. 270-281.

COLE-PARMER INSTRUMENT CO. CATALOG (1995-1996):
Chemical resistance charts
Cole-Parmer Instrument Co., S. 1463-1471; Vernon Hills (Illinois).

DEANS, H.A. (1978):
Using chemical tracers to measure fractional flow and saturation in-situ.
Paper SPE 7076, Presented at 5th Symposium of Improved Methods of Oil
Recovery, 16-19 April; Tulsa (Oklahoma).

DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H.-C.; NEITZEL, P. &
WALTHER, W. (1997):
Radon-222 - ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von
Grundwassermeßstellen.
Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 1/97, S. 25-33.

DELIN, G.N. & LANDON, M.K. (1996):
Multiport well design for sampling of ground water at closely spaced vertical
intervals.
Ground Water, Vol. 34, No. 6, S. 1098-1104.

DIN 38402, Teil 13 (1984):
Probenahme aus Grundwasserleitern. - Berlin.

DIN 38402, Teil 21 (1990):
Hinweise zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben. - Berlin.

- DIN 4020 (1990):
Geotechnische Untersuchungen für bautechnische Zwecke. - Berlin.
- DIN 4021 (1990):
Aufschluß durch Schürfe, Bohrungen und Entnahme von Proben. - Berlin.
- DIN 4022 (1987):
Benennen und Beschreiben von Boden und Fels. - Berlin.
- DIN 4023 (1984):
Baugrund- und Wasserbohrungen; Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse. - Berlin.
- DIN 4922, Teil 1 (1978):
Stahlfilterrohre für Bohrbrunnen mit Schlitzbrückenlochung und Laschenverbindung. Berlin.
- DIN 4922, Teil 2 (1981):
Stahlfilterrohre für Bohrbrunnen, Gewindeverbindung DN 100 - DN 500. - Berlin.
- DIN 4924, (1972):
Filtersande und Filterkiese aus Brunnenfiltern. - Berlin.
- DIN 4925, Teil 1 (1990):
Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC-V) für Bohrbrunnen mit Querschlitzen und Gewinde DN 40 - DN 100. - Berlin.
- DIN 4925, Teil 2 (1990):
Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC-V) für Bohrbrunnen mit Querschlitzen und Gewinde DN 125 - DN 200. - Berlin.
- DIN 4925, Teil 3 (1990):
Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC-V) für Bohrbrunnen mit Querschlitzen und Gewinde DN 250 - DN 400. - Berlin.
- DITTRICH, I.; IHLING, H. & KLEBER, S. (1996):
Nachweis flüchtiger organischer Boden- und Grundwasserkontaminationen durch passive Adsorption.
5. Dresdner Grundwasserforschungstage zur Forschung im DGFZ e.V.: Ergebnisse und Entwicklungstrends, Teil 2, 22./23. Oktober 1996; Dresden.
- DOLE, M. (1983):
The effects of hostile environments on coating and plastics.
In: ACS Symposium Series No. 229, Garner, D.P. und Stahl, G.A. (Hrsg.), American Chemical Society.
- DRISCOLL, F.G. (1986):
Groundwater and wells.
2. Aufl., Johnsons Filtration Systems Inc., 1089 S.; St. Paul (Minnesota).

- DUMOUCHELLE, D.H.; LYNCH, E.A. & CAMMINGS, T.R. (1990):
A literature survey of information on well installation and sample collection procedures used in investigations of ground water contamination by organic compounds.
U.S. Geological Survey Open - File Report 90-378, 60 S.
- DUNBAR, D.; TUCHFELD, H.; SIEGEL, R. & STERBENTZ, R. (1985):
Ground water quality anomalies encountered during well construction , sampling and analysis in the environs of hazardous waste management facility.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 5, No. 3, S. 70-74.
- DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (1977):
Bohrungen bei der Wassererschließung.
DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 115, 19 S.; Frankfurt/M.
- DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (1985):
Verwendung von Spülgangzusätzen in Bohrungen bei der Erschließung von Grundwasser.
DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 116, 7 S.; Frankfurt/M.
- DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (1988):
Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen.
DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 121, 19 S.; Bonn.
- DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (1989):
Gewinnung und Entnahme von Gesteinsproben bei Bohrarbeiten zur Grundwassererschließung.
DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 114, 8 S.; Bonn.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1981):
Nährstoffaustrag aus landbaulich genutzten Böden. - Merkblatt zur Planung und Durchführung der Probennahme und Konservierung von Wasserproben.
Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 110, 7 S.; Hamburg, Berlin.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1982):
Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasseruntersuchungen.
Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 203; Hamburg, Berlin.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1989):
Stofftransport im Grundwasser - Teil II: Untersuchungsmethoden und Meßstrategie bei Grundwasserkontaminationen.
DVWK-Schriften 83, S. 121-296; Hamburg-Berlin.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1989):
Grundwasser - Redoxpotentialmessung und Probenahmegeräte
DVWK-Schriften 84; Hamburg-Berlin.

- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1990):
Einflüsse von Meßstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe.
DVWK-Mitteilungen 20, 141 S.; Hamburg.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1992):
Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.
Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 128, 36 S.; Hamburg.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1996):
Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermeßstellen.
DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Nr. 245; Hamburg.
- EASTWOOD, P.R.; LERNER, D.N.; BISHOP, P.K. & BURSTON, M.W. (1991):
Identifying land contaminated by chlorinated hydrocarbon solvents.
Journal of the Investigation of Water and Environmental Management, Vol. 5,
S. 163-171.
- EDGE, R.W. & CORDRY, K. (1989):
The Hydropunch: An in situ sampling tool for collecting ground water from unconsolidated sediments.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 4, No. 3, S. 177-183.
- EGBOGAH, E.O. (1994):
EOR target oil and techniques of its estimation.
Journal of Petroleum Science and Engineering, Vol. 10, No. 4, S. 337-349.
- ELMORE, A.C. & SKACH, R.F. (1994):
Screening method for locating groundwater monitoring wells.
Remediation, Vol. 5, No. 1, S. 51-63; New York.
- EPA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1986):
RCRA Groundwater Monitoring Technical Enforcement Guidance Document.
OSWER-9950.1., 1. September 1986; Washington, DC.
- EPA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1987):
Region II Environmental Services Division, Monitoring Management Branch.
CERCLA QAPP (quality assurance project plan), Review Guidance (Revision 0),
27. April 1987.
- EPA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992):
RCRA Groundwater Monitoring: Draft Technical Guidance.
U.S. EPA/530-R-93-001; Washington, DC.
- EPA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1997):
Tools for Expedited Site Characterization; Washington, DC.
- EVERETT, L.G.; HOYLMANN, E.W.; WILSON, L. G. & MCMILLION, L.G. (1989):
Constraints and categories of vadose zone monitoring devices.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 4, No. 4, S. 26-32.

EVERETT, L.G.; CULLEN, S.J.; FESSLER, R.G.; DORRANCE, D.W. & WILSON, L.G. (1990):

Criteria for selecting monitoring devices and indicator parameters for direct pore - liquid sampling of petroleum hydrocarbon contaminated sites.

U.S. EPA Office of Research and Development, Report No. EPA/600/4-90/035

EZRA, D. (1995):

Put ground water into perspective: passive multilayer sampler provides a vertical profile of aquifer composition.

International Ground Water Technology, Dezember 1995, S. 21-22.

FETTER, C.W. (1983):

Potential sources of contamination in ground-water monitoring.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 3, No. 2, S. 60-64.

FICKEN, J.H. (1988):

Recent development of downhole water samplers for trace organics ground-water contamination: Field methods, ASTM STP 963.

In: Collins, A.G. und Johnson, A.I. (Hrsg.), S. 253-257; Philadelphia.

FLACHOWSKY, J.; RÄMMLER, A., & SCHELHORN, H. (1995):

Mobile Vor-Ort-Analytik in der Umweltforschung.

7. Heiligenstädter Kolloquium „Technische Systeme für Biotechnologie und Umwelt“, November. 1994, Institut für Bioprozeß- und Analysenmeßtechnik (Hrsg.), S. 244-250; Heiligenstadt.

FLACHOWSKY, J. (1995):

Probenahme und Analyse bei der Untersuchung von Altlasten - Planung, Strategie, Einsatzmöglichkeiten der Vor-Ort-Analytik.

In: Verein zur Förderung von Wissenschaft und Technik e.V., Oktober 1995, Seminar 40, 2095, Vol.8, S. 1-36; Duisburg, Oberhof.

FOSTER, S. (1989):

Flush-joint threads find a home.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 2, No. 2, S. 55-58.

FREYER, K.; TREUTLER, H.C.; DEHNERT, J. & NESTLER, W. (1997):

Sampling and measurement of radon-222 in water.

Journal of Environmental Radioactivity (in press).

FUNK, V. (1977):

Konservierung von Proben zur späteren Analytik im Laboratorium.

Vom Wasser, Vol. 48, S. 75-87.

GIBB, J.P. (1983):

Problems associated with sampling groundwater for organic compounds.

- In: Proceedings of 1st Atlantic Workshop: Organic Chemical Contamination of Groundwater, S. 71-78; Columbus (Ohio).
- GIBB, J.P. & BARCELONA, M.J. (1984):
Sampling for organic contaminants in groundwater.
Journal of the American Water Works Association, Vol. 76, No. 5, S. 48-51.
- GIBB, J.P.; SCHULLER, R.M. & GRIFFIN, R.A. (1981):
Procedures for the collection of representative water quality data from monitoring wells.
Cooperative Groundwater Rept. 7, Illinois State Water Survey and Illinois State Geologic Survey, 60 S.; Champaign (Illinois).
- GIBS, J. & IMBRIGIOTTA, T. E. (1990):
Well-purging criteria for sampling purgeable organic compounds.
Ground Water, Vol. 28, No. 1, S. 68-78.
- GIBS, J.; IMBRIGIOTTA, T. E. & TURNER, K. (1990):
Bibliography on sampling ground water for organic compounds.
U.S. Geological Survey Open - File Report 90-564. 22 S.
- GIBS, J.; BROWN, G.A. & TURNER, K.S. (1991):
Use of a multilevel sampler to determine vertical concentration gradients of volatile aromatic hydrocarbons in ground water, Galloway Township, New Jersey.
In: U.S. Geological Survey Toxic Substances Hydrology Program - Proceedings of the Technical Meeting, 11. - 15. März 1991. Water-Resource Investigations Report 91.4034, S. 268-275; Monterey, LA.
- GIBS, J.; BROWN, G.A.; TURNER, K.S.; MacLEOD, C.L.; JELINDKI, J.C. & KOIHNLEN, S.A. (1993):
Effects of small-scale vertical variations in well-screen inflow rates and concentrations of organic compounds on the collection of representative ground-water-quality samples.
Ground Water, Vol. 31, No.2., S. 201-208.
- GILLHAM, R.W. & JOHNSON, P.E. (1981):
A positive - displacement ground water sampling device.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 1, No. 3, S. 33-35.
- GILLHAM, R.W. (1982):
Syringe devices for ground-water sampling.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 2, No. 2, S. 36-39.
- GILLHAM, R.W.; ROBIN, M.J.L.; BARKER, J.F. & CHERRY, J.A. (1983):
Ground-water monitoring and sample bias.
Dep. Earth Sci. Univ. of Waterloo, Ont., prepared for Am. Pet. Inst., API Publ. 4367, 206 S.; Washington, DC.
- GILLHAM, R.W.; ROBIN, M.J.L.; BARKER, J.F. & CHERRY, J.A. (1985):
Field evaluation of well flushing procedures.

Amer. Petrol. Instit., Health Environ. Sci. Dept., API Publ. 4405, 109 S.

GILLHAM, R.W. (1989):

Selection of casing materials for groundwater monitoring wells - sorption processes. Landfills into the Next Decade, Sponsored by National Solid Waste Management Assoc., 23. - 24. Oktober, 13 S.

GILLHAM, R.W. & O'HANNESIN, S.F. (1990):

Sorption of aromatic hydrocarbons by materials used in construction of groundwater sampling wells.

In: Ground water and vadose zone monitoring, Nielsen, D. and A.I. Johnson, A.I. (Hrsg.), S. 108-122, Ann Arbor, Michigan: American Society for Testing and Materials

GILMORE, T.J. (1989):

Installation of the Westbay multiport ground water sampling system in well 699-43-42 K near the 216-b-3 pond.

Pacific Northwest Laboratories Report No. PNL-6973, 28 S.

GOSK, E.; BISHOP, P.K.; BURSTON, M.W. & LERNER, D.N., (1992):

Field investigation of chlorinated solvent pollution of groundwater in Coventry, UK.

In: Weyer, K.U. (Hrsg.), Surface Contamination by Immiscible Fluids, Proceedings of the International Conference, Calgary, 18. - 20. April 1990, S. 441-449; Balkema, Rotterdam.

GOSSELIN, D.C.; AYERS, J.F. & ZHANG, Y.-K. (1994):

Modelling concentration variations in high-capacity wells: Implication for groundwater sampling.

Water Resources Bulletin, Vol. 30, No. 5, S. 613-622.

GOSSETT, R.E. & HEGG, R.O. (1987):

A comparison of three sampling devices for measuring volatile organics in ground water.

Trans. ASAE, Vol. 30, No. 2, S. 387-390.

GRATHWOHL, P. & SCHIEDEK, T. (1996a):

Passivsammler zum Langzeitmonitoring der Deposition hydrophober organischer Schadstoffe

Beitrag zum Fachgespräch „Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden unter Nutzung neuer Sammel- und Nachweisverfahren“, 27.11.96, Karlsruhe.

GRATHWOHL, P. & SCHIEDEK, T. (1996b):

Entwicklung von Passivsammlern zur zeitlich integrierenden Grundwasserüberwachung.

Geologisches Institut der Universität Tübingen, Lehrstuhl für Angewandte Geologie

GROHER, D. M.; GSCHWEND, P.M.; BACKHUS, D. & MacFARLANE, J. (1990):

Colloids and sampling ground water to determine subsurface mobile loads.

In: Murarka, I.P. und Cordle, S. (Hrsg.), Proceedings: Environmental Research Conference on Ground Water Quality and Waste Disposal, S. 19-1 bis 19-10, EN-6749, Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.

GRONOWSKE, T.V. (1996):

Passive Bodengasmessungen zur Altlastenuntersuchung.

Wasser, Energie, Luft - eau, énergie, air, 88. Jahrgang, Heft 5/6, S. 123-124; CH-5401 Baden.

HANSEN, E.A. & HARRIS, A.R. (1980):

An improved technique for spatial sampling of solutes in shallow groundwater systems.

Water Resource Research, Vol. 16, No. 4, S. 827-829.

HARJU, J.A. (1992):

Hydrologic investigations of contaminants at ultratrace concentrations utilizing dedicated sampling pumps.

National Groundwater Sampling Symposium Proceedings, S. 7-12.

HEKEL, U. (1994):

Hydrogeologische Erkundung toniger Festgesteine am Beispiel des Opalinustons (Unteres Aalenium).

Diss. Univ. Tübingen, TGA, Reihe C, No. 18, 170 S.; Tübingen.

HERBSLEB, G. & SCHWENK, W. (1985):

Das Korrosionsverhalten von Rohren und Rohrverbindungen.

Neiu DELIWA-Zeitschrift, Heft 4, S. 148-156.

HERZOG, B.L.; CHOU, S.-F.J.; VALKENBURG, J.R. & GRIFFIN, R.A. (1988):

Changes in volatile organic chemical concentrations after purging slowly recovering wells.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 8, No. 4, S. 93-99.

HESS, K.M.; HERKELRATH, W.N. & ESSAID, H.I. (1992):

Determination of subsurface fluid contents at a crude-oil spill site.

Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 10, S. 75-96.

HEWITT, A.D. (1989):

Leaching of metal pollutants from four well casings used for ground-water monitoring.

USA Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Special Report 89-32.

HEWITT, A.D. (1991):

Potential influences of common well casings on metal concentrations in low dissolved oxygen well water.

USA Cold Regions Research and Engineering Laboratory, CRREL Report 91-13.

- HEWITT, A.D. (1992):
Potential of common well casing materials to influence aqueous metal concentrations.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 12, No. 2, S. 131-136.
- HEWITT, A.D. (1994):
Dynamic study of common well screen materials.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 14, No. 1, S. 87-94.
- HEWITT, A.D. (1996):
Establishing a relationship between passive soil vapor and grab samples for the determination of volatile organic compounds. (in press)
- HO, S.-Y.J. (1983):
Effects of sampling variables on recovery of volatile organics in water.
Journal AWWA, Vol. 575, No. 11, S. 583-586.
- HOLM, T. R.; GEORGE, G.K. & BARCELONA, M.J. (1988):
Oxygen transfer through flexible tubing and its effects on ground water sampling results.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 8, No. 3, S. 83-89.
- HOROWITZ, A.J.; IRICK, K.A.F. & COLBERG, M.R. (1992):
The effect of membrane filtration artifacts on dissolved trace element concentrations.
Water Resources, Vol. 26, No. 6, S. 753-763.
- HOUGHTON, R.L. & BERGER, M.E. (1984):
Effects of well casing composition and sampling method on apparent quality of ground water.
In: Proceedings of the 4th National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring, National Water Well Association, S. 203-213; Worthington (Ohio).
- HUBER, H. (1983):
Edelstahl Rostfrei, ein Werkstoff für die Wasserversorgung.
bbr, Band 34, Heft 5, S. 172-176.
- HUNT, W.T.; WIEGAND, J.W. & TROMPETER, J.D. (1989):
Free gasoline thickness in monitoring wells related to ground water elevation change.
In: Proc., Conference on New Field Techniques for Quantifying the Physical and Chemical Properties of Heterogeneous Aquifers.
National Water Well Assoc., S. 671-692; Dublin, OH.
- HUNTZINGER, T.L. & STULLKEN, L.E. (1988):
An experiment in representative ground-water sampling for water-quality analysis.
U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigation Report 88-4178, 12 S.

ISO 5667-3 (1985):

Water quality - Sampling - Part 3: Guidance on the preservation and handling of samples.

JACKSON, P.A. (1983):

A laboratory and field study of well screen performance and design.
M.S. thesis, Department of Geological Sciences, Ohio University, Athens, OH,
Ground Water, Vol. 21, No. 6, S. 771-772.

JARKE, F.H. (1986):

A review of materials used in monitoring and monitoring well construction.
Draft Report, Waste Management Inc., Oak Brook, Illinois.

JIN, M.; DELSHAD, M.; DWARAKANATH, V.; McKINNEY, D.C.; POPE, G.A.;
SEPEHRNOORI, K. & TILBURG, C.E. (1995):

Partitioning tracer test for detection, estimation, and remediation performance
assessment of subsurface nonaqueous phase liquids.
Water Resources Research, Vol. 31, No. 5, S. 1201-1211.

JOHNSON, R.L.; PANKOW, J.F. & CHERRY, J.A. (1987):

Design of a ground-water sampler for collecting volatile organics and dissolved
gases in small-diameter wells.
Ground Water, Vol. 25, No. 4, S. 448-454.

JOHNSON, R.L. (1990):

Sampling volatile organics in groundwater: Are we losing it?
Proceedings, 10th Life Sciences Symposium on hazardous Waste Site
Investigations: Toward Better Decisions, S. 165-176; Gatlinburg, TN.

JONES, J.N. & MILLER, G.D. (1984):

Adsorption of selected organic contaminants onto possible well casing materials.
o.O.

JONES, I. (1994):

The development of a reusable multilevel groundwater sampler for existing
boreholes.
Msc thesis, School of Earth Sciences, University of Birmingham.

JONES, I. & LERNER, D.N. (1995):

Level-determined sampling in an uncased borehole.
Journal of Hydrology, Vol. 171, S. 291-317.

KALERIS, V. (1992):

Strömungen zu Grundwassermeßstellen mit langen Filterstrecken bei der
Gewinnung durchflußgewichteter Mischproben.
Wasserwirtschaft, Vol. 1.

KALERIS, V.; HADJITHIODOROU, C., & DEMETRACOPOULOS, A.C. (1995):

- Numerical simulation of field methods for estimating hydraulic conductivity and concentration profiles.
Journal of Hydrology, Vol. 171, S. 319-353.
- KAMINSKY, J.F. & WYLIE, A.H. (1995):
Vertical contaminant profiling of volatile organics in a deep fractured basalt aquifer.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 15, No. 2, S. 97-103.
- KAPLAN, E.; BANERJEE, S.; RONEN, D.; MARGARITZ, M.; MACHLIN, A.; SOSNOW, M. & KOGLIN, E. (1991):
Multilayer sampling in the water-table region of a sandy aquifer.
Ground Water, Vol. 29, No. 2, S. 191-198.
- KARP, K.E. (1993):
A diffusive sampler for passive monitoring of volatile organic compounds in ground water.
Ground Water, Vol. 31, No. 5, S. 735-739.
- KEARL, P.-M.; KORTE, N.E. & CRONK, T.A. (1992):
Suggested modifications to ground water sampling procedures based on observations from the colloidal borescope.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 12, No. 2, S. 155-160.
- KEARL, P.-M.; KORTE, N.E.; STITES, M. & BAKER, J. (1994):
Field comparison of micropurging vs. traditional ground water sampling.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 14, No. 4, S. 183-190.
- KEELY, J.F. & BOATENG, K. (1987):
Monitoring well installation, purging, and sampling techniques, Part 1: Conceptualisation.
Ground Water, Vol. 25, No. 3, S. 300-313.
- KEELY, J.F. & BOATENG, K. (1987):
Monitoring well installation, purging, and sampling techniques, Part 2: Case histories.
Ground Water, Vol. 25, No. 4, S. 427-439.
- KEMBLOWSKI, M.W. & CHIANG, C.Y. (1988):
Analysis of the measured free product thickness in dynamic aquifers.
In: Proc., Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection and Restoration. National Water Well Assoc., S. 183-205; Dublin, OH.
- KEMBLOWSKE, M.W. & CHIANG, C.Y. (1990):
Hydrocarbon thickness fluctuations in monitoring wells.
Ground Water, Vol. 28, S. 244-252.
- KILL, D.L. (1990):

- Monitoring well development - Why and how.
In: Ground Water and Vadose Zone Monitoring, ASTM STP 1053, Nielsen, D.M. und Johnson, A.I. (Hrsg.), American Society for Testing and Materials, S. 82-90; Philadelphia.
- KLOPP, R.A.; PETSANK, A.M. & TORSTENSSON, B.-A. (1989):
In - situ penetration testing for delineation of groundwater contamination.
Proceedings of the Third National Outdoor Action Conference, National Water Well Association, S. 329-342; Dublin (Ohio).
- KORTE, N.E. & KEARL, P.M. (1991):
The utility of multiple-completion monitoring wells for describing a solvent plume.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 11, No. 2, S. 153-156.
- KRITZNER, W. (1990):
Beitrag zur Gewinnung repräsentativer Proben im Boden- und Grundwasserbereich.
TU Dresden, Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen, Diss. A. 1990.
- KUEPER, B.H.; REDMAN, D.; STARR, R.C.; REITSMA, S. & MAH, M. (1993):
A field experiment to study the behaviour of tetrachlorethylene below the watertable: spatial distribution of residual and pooled DNAPL.
Revised for publication in Journal of Ground Water, Februar Vol. 12.
- KUHLMEIER, P.D. & STURDIVANT, T.E. (1992):
Delineation of lithology and groundwater quality in a complex fluvial estuarine depositional zone.
In: Current practices in ground water and vadose zone investigations, ASTM STP 1118, Nielson, D.M. und Sara, M.N. (Hrsg.); Philadelphia: American Society for Testing and Materials.
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1993):
Richtlinien für Beobachtung und Auswertung: Teil 3 - Grundwasserbeschaffenheit.
Essen
- LEHRGANG II FÜR PROBENNEHMER (1997):
Aufbaukurs für Probennehmer beim Grundwassermeßnetz.
Teilnehmerunterlagen für Lehrgang II für Probennehmer:, 23.09.1997, VEGAS; Stuttgart.
- LEHRGANG III FÜR PROBENNEHMER (1997):
Grundwasserprobennahme bei Altlasten.
Teilnehmerunterlagen für Lehrgang III für Probennehmer:, 15.07.1997, VEGAS; Stuttgart.
- LENHARD, R.J. & PARKER, J.C. (1990):
Estimation of free hydrocarbon volume from fluid levels in monitoring wells.
Ground Water, Vol. 28, No. 1, S. 57-67.
- LERNER, D.N. & TEUTSCH, G. (1995):

- Recommendations for level-determined sampling in wells.
Journal of Hydrologie, Vol. 171, S. 355-377.
- LFU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1993):
Grundwasserüberwachungsprogramm: Beprobung von Grundwasser -
Literaturstudie, 1. unveränderter Nachdruck, 66 S.; Karlsruhe.
- LFU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994):
Grundwasserüberwachungsprogramm: Einfluß der Probennahme auf die Ergebnisse
von LHKW-Befunden; Karlsruhe.
- LFU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1995):
Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle: Methodensammlung.
Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 20, 50 S.; Karlsruhe.
- LFU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996a):
Literaturstudie Vor-Ort-Analytik
Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 28/96, 90 S.; Karlsruhe.
- LFU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996b):
Leitfaden Erkundungsstrategie Grundwasser
Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 19, 166 S.; Karlsruhe.
- LIETMAN, P.L.; GERHART, J.M. & WETZEL, K.L. (1989):
Comparison of methods for sampling dissolved nitrogen in a fractured carbonate-
rock aquifer.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 9, No. 1, S. 197-202.
- „LOBBE“-Produktinformation
Mehrschichten-Sampler für passive Grundwasserbeprobung.
LOBBE XENEX Umwelttechnik GmbH & Co, Iserlohn.
- LOUX, N.T.; GARRISON, A.W. & CHAFIN, C.R. (1990):
Acquisition and analysis of groundwater/aquifer samples: current technology and
the trade off between quality assurance and practical considerations.
International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol. 38, S. 231-253.
- LUCKNER, L.; NESTLER, W.; NITSCHKE, C.; ALTMANN, H.-J. & ROHRBACH, L.
(1989):
Teufengerechte Wasserdruckmessung und repräsentative Wasserprobenahme mit
neuer Technik.
bbr. Vol. 40, No. 5, S. 261-264; Köln.
- LUCKNER, L.; NITSCHKE, C. & EICHHORN, D. (1992):
Das SGM-System - eine neue Technik und Technologie zur Boden- und
Grundwasserüberwachung in Deutschland.
In: Die Geowissenschaften, Vol. 10, No. 2, VCH Verlagsgesellschaft mbH,
S. 37-44; Weinheim.

LWA-Materialien 1/91:

Probenahme bei Altlasten

Fortbildungsveranstaltung des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW,
03.-04.05.1990; Essen-Heidhausen

MacFARLANE, I.D.; KOCORNIK, J.L.; BARRANCO, F.T. & BONAS, A.R. (1992):

The application of slow pumping at a manufactured gas plant.

In: Stanley, A. (Hrsg.), The Proceedings of the 6th National Outdoor Action
Conference on Aquifer Restoration, S. 413-427. Water Well Publishing Comp.;
Dublin, OH.

MACKAY, D.M.; FREYBERG, D.L. & ROBERTS, P.V. (1986):

A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer. I. Approach and
overview of plume movement.

Water Resources Research, Vol. 22, No. 13, S. 2017-2029.

MACKAY, D.M.; BIANCHE-MOSQUERA, G.; THORBJARNARSON, L; KOPANICE,
A. & KIANJAH, H. (1990):

A field method to determine contaminant transport parameters in groundwater.

UCLA School of Public Health, Environmental Science and Engineering Program
Technical Report no. 90-68, 42 S. plus second volume of appendices (32 S.).

MANN, T.A.; PELLETIER, A.M. & GAMMONS, T.L. (1989):

Rapid contamination assessment of aprotite aquifers without wells.

In: Proceedings of a Conference on Groundwater in the Piedmont of the Eastern
United States, S. 403-411, Clemson University; Charlotte, NC.

MARGARITZ, M.; WELLS, M.; AMIEL, A.J. & RONEN, D. (1989):

Application of a multi-layer sampler based on the dialysis cell technique for the
study of trace metals in groundwater.

Applied Geochemistry, Vol. 4, S. 617-624.

MARINELLE, F. & D.S. DURNFORD, D.S. (1996):

LNAPL thickness in monitoring wells considering hysteresis and entrapment.

Ground Water, Vol. 34, No. 3, S. 405-414.

MARSH, M.J. & LLOYD, J.W. (1982):

Details of hydrochemical variations in flowing wells.

Ground Water, Vol. 18, No. 4, S. 366-373.

MARTIN-HAYDEN, J.M.; ROBBINS, G.A. & BRISTOL, R.D. (1991):

Mass balance evaluation of monitoring well purging,

Part II: Field tests at a gasoline contamination site.

Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 8, S. 225-241.

MASSE, R.; MAESSEN, F.J.M.J. & DE GOEIJ, J.J.M. (1981):

Loss of silver, arsenic, cadmium and zinc traces from distilled water and artificial
sea-water by sorption on various container surfaces.

Analytica Chimica Acta, Vol. 127, S. 181-193.

MAYER, L.M. (1976):

Chemical water sampling in lakes and sediments with dialysis bags.
Limnol. Oceanogr., Vol. 21, S. 909-912.

McALARY, T.A. & BARKER, J.F. (1987):

Volatilization losses of organics during ground water sampling from low permeability materials.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No. 4, S. 63-68.

McCAULOU, D.R.; JEWETT, D.G. & HULING, S.G. (1996):

Compatibility of NAPLs and other organic compounds with materials used in well construction, sampling and remediation.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 16, No. 3, S. 125-131.

McGUIRE, P.E.; LOWERY, B. & HELMKE, P.A. (1992):

Potential sampling error: Trace metal adsorption on vacuum porous cup samplers.
Soil Science Society of America Journal, Vol. 56, S. 74-82.

McLEMORE, W.H. (1981):

Monitoring well construction for hazardous-waste sites in Georgia.
Georgia Geologic Survey, Information Circular 5, S. 1-14; Atlanta (Georgia).

McLINN, E.L. & PALMER, C.D. (1988):

An electrical-resistivity borehole-dilution device for the determination of ground-water flux.
In: Proc. 2nd Nat. Outdoor Action Conf. of Aquifer Rest. Ground Water Monit. and Geophysical Methods. Assoc. Ground Water Sci. Eng. - U.S. Environ. Prot. Agency Environ. Monit. Systems Lab., S. 851-874; Las Vegas, NV.

MEHLTRETTER, C. & SORGE, H. (1995):

Gore-Sorber screening surveys - A passive sorptive method for detecting organic compounds in soil and groundwater.
In: Van den Brink, W.J., Bosman, R., Arendt, F. (Hrsg.): Contaminated Soil '95, S. 523-524; Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

MEINERS, H.-G. (1990):

Raum- und objektbezogene Grundwasserüberwachung von Altlasten.
Wasserwirtschaft, Vol. 80, No. 10, S. 515-517.

MELCHIOR, D. & CUTLER, M. (1993):

Deep down cost reductions.
Water & Environment Technology, Vol. 5, Nr. 10.

MELZER, P. (1997):

Vorstellung der SPR-Methode und Beispiel für den Einsatz bei der Grundwasser-güteüberwachung.

Vortrag MVV Fachseminar für Anwender: „Tiefenorientierte Grundwasserprobenahmen“, 18.06.1997; Mannheim.

MERCER, J.W. & COHEN, R.M. (1990):

A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation.

Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 6, S. 107-163.

MERCER, J.W. & COHEN, R.M. (1993):

DNAPL site evaluation.

C.K. Smoley; Boca Raton (Florida)

MEVIUS, W. (1986):

Entnahme von Wasserproben.

Fachliche Berichte Hamburger Wasserwerke, Vol. 5, No. 1, S. 14-20.

MICHALSKI, A. (1989):

Application of temperature and electrical-conductivity logging in groundwater monitoring.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 9, No. 3, S. 112-118.

MICKAM, J.T.; BELLANDI, R. & TIFFT Jr., E.C. (1989):

Equipment decontamination procedures for ground water and vadose zone monitoring programs: Status and prospects

Ground Water Monitoring Review, Vol. 9, No. 2, S. 100-115.

MILLER, G.D. (1982):

Uptake and release of lead, chromium, and trace level volatile organics exposed to synthetic well casings.

In: Proceedings of the Second National Symposium on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring, S. 236-245, by National Water Well Association.

Dublin, Ohio: NWWA

MINES, B.S. & STAUFFER, T.B. (1992):

Using the BAT probe.

The Military Engineer, März/April, S. 20-22.

MINES, B.S.; DAVIDSON, J.L.; BLOOMQUIST, D. & STAUFFER, T.B. (1993):

Sampling of VOCs with the BAT ground water sampling system.

Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 13, No. 1, S. 115-120.

MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1989):

Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg: Grundwasserüberwachungsprogramm - Konzept und Grundsatzpapiere.

Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Ba.-Wü.; Karlsruhe.

MOEHL, K.E. (1961):

Corrosion attack in water wells.

Corrosion, Vol. 17, No. 2, S. 26-27.

- NACHT, S.J. (1983):
Monitoring sampling protocol considerations.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 3, No. 3, S. 23-29.
- NAZAR, A.; PRIEUR, J. & THRELFALL, D. (1984):
Use of multi-level gas driven samplers and conventional monitoring wells for evaluation of groundwater contamination at an uncontrolled hazardous waste site.
Municipal and Industrial Waste, Annual Madison Waste Conference, S. 3-13.
- NIELSEN, D.M. & YEATES, G.L. (1985):
A comparison of sampling mechanisms available for small diameter ground water monitoring wells.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 5, No. 2, S. 83-99.
- NIELSEN, D.M. (1988):
Much ado about nothing: The monitoring well construction materials controversy.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 8, No. 1, S. 4-5.
- NIKOLAIDIS, N.P.; ROBBINS, G.A.; SHERER, M.; MCANINCH, B.; BINKHORST, G. & SUIB, S.L. (1994):
Vertical distribution and partitioning of chromium in a glacio-fluvial aquifer.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 14, No. 3, S. 150-159.
- NILSSON, B.; LERNER, D.N.; TEUTSCH, G. et al. (1992):
Demonstration and operationalization of sampling devices for level-accurate sampling of groundwater in existing water-supply wells.
Unpub. 3rd Periodic Rep., Nov. 1991. Cont. ACE8/DK5/D3 for the Commission of the European Communities Directorate - General for Environ., Nuclear Safety and Civil Protection, Geological Survey of Denmark, Copenhagen.
- NILSSON, B. & JAKOBSEN, R. (1993):
The separation pumping technique.
In: Olfenbittel, R. (Hrsg.), North Atlantic Treaty Organization Comitee on the Challenges of Modern Society, Final Rep., Demonstration of Remedial Action Technologies of Contaminated Land and Groundwater, Vol. 2, Part 2. NATO/CCMS, EPA/600/R-93/012a, S. 1231-1258.
- NILSSON, B.; JAKOBSEN, R. & ANDERSEN, L.J. (1995a):
Development and testing of active groundwater samplers.
Journal of Hydrology, Vol. 171, S. 223-238.
- NILSSON, B.; LUCKNER, L. & SCHIRMER, M. (1995b):
Field trials of active and multiport sock samplers in gravel-packed wells.
Journal of Hydrologie, Vol. 171, S. 259-289.
- NITSCHKE, C.; KRITZNER, W. & BARCZEWSKI, B. (1996):
Rezente Verfahren und Techniken zur tiefenorientierten Probenahme.
Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V.; Dresden.

- NITSCHKE, C. (1997):
Tiefenorientierte Probennahme
Teilnehmerunterlagen für Lehrgang III für Probennehmer:
Grundwasserprobennahme bei Altlasten, 15.07.1997, VEGAS; Stuttgart.
- OAKLEY, D. & KORTE, N.E. (1996):
Nickel and chromium in ground water samples as influenced by well construction
and sampling methods.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 16, No. 1, S. 93-99.
- OBERMANN, P. (1976):
Möglichkeiten der Anwendung des Doppelpackers in Beobachtungsbrunnen bei der
Grundwassererkundung.
Bohrtechnik, Brunnenbau, Rohrleitungsbau, Heft 3, S. 93-96
- OLIVEROS, J.P.; VROBLESKY, D.A. & LORAH, M.M. (1988):
Increasing purging efficiency through the use of inflatable packers.
In: Proceedings of the Second National Outdoor Action Conference on Aquifer
Restoration, Ground Water Monitoring and Geophysical Methods, S. 457-469, by
National Water Well Association. Dublin, Ohio: NWWA.
- PALMER, C.D.; KEELY, J. F. & FISH, W. (1987):
Potential for solute retardation on monitoring well sand packs and its effect on
purging requirements for ground water sampling.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No. 2, S. 40-47.
- PANKOW, J.F.; ISABELLE, L.M.; HEWETSON, J.P. & CHERRY, J.A. (1984):
A syringe and cartridge method for down-hole sampling for trace organics in ground
water.
Ground Water, Vol. 22, No. 3, S. 330-339.
- PANKOW, J.F. (1986):
Magnitude of artifacts caused by bubbles and headspace in the determination of
volatile compounds in water.
Analytical Chemistry, Vol. 58, S. 1822-1826.
- PAPIERNIK, T.D.; SHARON, K.W. & SPALDING, R.F. (1996):
Effect of various materials in multilevel samplers on monitoring commonly
occurring agrichemicals in ground water.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 16, No. 1, S. 80-84.
- PARKER, L.V.; JENKINS, T.F. & BLACK, P.B. (1989):
Evaluation of four well casing materials for monitoring selected trace level organics
in ground water.
U. S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, CRREL Report
89-18. Hanover, New Hampshire 03755-1290.

- PARKER, L.V.; HEWITT, A.D. & JENKINS, T.F. (1990):
Influence of casing materials on trace-level chemicals in well water.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 10, No. 2, S. 146-156.
- PARKER, L.V. (1992):
Suggested guidelines for the use of PTFE, PVC and Stainless steel in samplers and well casings.
In: Current practices in ground water and vadose zone investigations, Nielsen, D.M. und Sara, M.N. (Hrsg.), S. 217-229, ASTM STP 1118, American Society for Testing and Materials; Philadelphia.
- PARKER, L.V. & RANNEY, T.A. (1994a):
Softening of rigid PVC by aqueous solutions of organic solvents.
CRREL special report 94-27, U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory; Hannover, New Hampshire.
- PARKER, L.V. & RANNEY, T.A. (1994b):
Effect of concentration on sorption of dissolved organics by PVC, PTFE, and stainless steel well casings.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 14, No 3, S. 139-149.
- PARKER, L.V. & RANNEY, T.A. (1995):
Additional studies on softening of rigid PVC by aqueous solutions of organic solvents.
CRREL special report 95-8, U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory; Hannover, New Hampshire.
- PATTERSON, B.M.; POWER, T.R. & BARBER, C. (1993):
Comparison of two integrated methods for the collection and analysis of volatile organic compounds in ground water.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 13, No. 3, S. 118-123.
- PAUL, C.J. & PULS, R.W. (1992):
Comparison of ground-water sampling devices based on equilibration of water quality indicator parameters.
In: National groundwater sampling symposium proceedings, 21-39, by Grundfos Pumps Corp.; Washington, D.C.
- PAUL, C.J. & PULS, R.W. (1993):
Passive sampling of groundwater monitoring wells without purging: Multilevel well chemistry and tracer disappearance.
Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 12, S. 51-77.
- PAUL, C.J. & PULS, R.W. (1997):
Impact of turbidity on TCE and degradation products in ground water.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 17, No. 1, S. 128-133.
- PETTYJOHN, W.A.; DUNLAP, W.J.; COSBY, R. & KEELEY, J.W. (1981):
Sampling ground water for organic contaminants.

- Ground Water, Vol. 19, No. 2, S. 180-189.
- PICKENS, J.F.; CHERRY, J.A.; GRISAK, G.E.; MERRITT, W.F. & RISTO, B.A. (1978):
A multilevel device for ground water sampling and piezometric monitoring.
Ground Water, Vol. 16, No. 5, S. 322-327.
- PIONKE, H.B. & URBAN, J.B. (1987):
Sampling the chemistry of shallow aquifer systems - A case study.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No. 2, S. 79-88.
- PITKIN, S. E.; CHERRY, J. A.; INGLETON, R. A. & BROHOLM, M. (1997):
Assessment of cross contamination associated with the Waterloo Profiler for direct-
push groundwater sampling.
Ground Water Monitoring and Remediation (im Druck)
- PITKIN, S. E.; INGLETON, R. A. & CHERRY, J. A. (1994):
Use of a drive point sampling device for detailed characterization of a PCE plume
in a sand aquifer at a dry cleaning facility.
In: Proceedings of 8th Annual Outdoor Action Conference: NGWA, 23. - 25. Mai;
Minneapolis, Minnesota.
- PLASTICS DESIGN LIBRARY HANDBOOK (1994):
Chemical resistance. Vol. I-Thermoplastics.
Morris, New York: Plastics Design Library.
- POHLMANN, K.F.; BLEGEN, R.P. & HESS, J.W. (1990):
Field comparison of ground-water sampling devices for hazardous waste sites:
An evaluation using volatile organic compounds.
EPA 600/4-90-028, U.S. EPA, S. 1-102; Las Vegas (Nevada).
- POPE, G.A.; SEPEHRNOORE, K.; DELSHAD, M.; ROUSE, B.; JIN, M.;
DWARAKANATH, V.; LIM, M.H. & ABUBAKAR, A. (1994):
NAPL partitioning interwell tracer test in OU1 test cell at Hill Air Force Base,
Utah: Final report.
Austin, Texas: Department of Petroleum and Geosystems Engineering, The
University of Texas.
- POULSEN, M.M. & KUEPER, B. (1992):
A field experiment to study the behavior of tetrachloroethylene in unsaturated
porous media.
Environ. Sci. Technol., Vol. 26, No. 5
- POWELL, R.M. & PULS, R.W. (1993):
Passive sampling of ground water monitoring wells without purging: multilevel
well chemistry and tracer disappearance.
Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 12, No. 1, S. 51-77.
- „PRECISION“-Produktinformation (1997):
The Waterloo Profiler™ for groundwater sampling.

Technical Note No. 5, Precision Sampling Inc.; San Rafael (Kalifornien).

PRICE, M. & WILLIAMS, A. (1993):

A pumped double-packer system for use in aquifer evaluation and groundwater sampling.

Proc. Inst. Civ. Eng. Water Marit. Energ., Vol. 101, S. 85-92.

PRINZ, H. (1991):

Abriß der Ingenieurgeologie.

2. Aufl., 466 S.; Stuttgart.

PULS, R.W. & BARCELONA, M.J. (1989):

Ground water sampling for metals analysis.

EPA/540/4-89/001, Robert S. Kerr Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency; Ada (Oklahoma).

PULS, R.W. & EYCHANER, J.H. (1990):

Sampling ground water for inorganics - pumping rate, filtration, and oxidation effects. In: 4th National Outdoor Action Conference on Aquifer Restoration. Ground Water Monitoring and Geophysical Methods, Vol. 4, S. 313-327, National Water Well Association; Dublin, OH

PULS, R.W.; EYCHANER, J.H. & POWELL, R.M. (1990):

Colloidal-facilitated transport of inorganic contaminants in ground water: Part I: sampling considerations.

EPA/600/M-90/023, U.S. Environmental Protection Agency, 12 S., Order No. PB91-168419; Ada (Oklahoma).

PULS, R.W.; POWELL, R.M.; CLARK, D.A. & PAUL, C.J. (1991):

Facilitated transport for inorganic contaminants in ground water: Part II. Colloidal Transport.

EPA/600/M-91/040, 12 S.

PULS, R.W. & POWELL, R.M. (1992a):

Acquisition of representative ground water quality samples for metals.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 12, No.3, S. 167-176.

PULS, R.W.; CLARK, D.A. & BLEDSOE, B. (1992b):

Metals in ground water: sampling artifacts and reproducibility.

Hazardous Waste & Hazardous Materials, Vol. 9, No. 2, S. 149-162.

PULS, R.W. & PAUL, C.J. (1995):

Low-flow purging and sampling of groundwater monitoring wells with dedicated systems.

Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 15., No. 1, S. 116-123.

PULS, R.W. & BARCELONA, M.J. (1996):

Low-flow (minimal drawdown) ground water sampling procedures.

U.S. Environmental Protection Agency, Ground Water Iss. EPA/540/S-95/504.

- PULS, R.W. & PAUL, C.J. (1997):
Multi-layer sampling in conventional monitoring wells for improved estimation of vertical contaminant distributions and mass.
Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 25, S. 85-111.
- RANNEY, T.A. & PARKER, L.V. (1997):
Comparison of fiberglass and other polymeric well casings, Part 1: Susceptibility to degradation by chemicals.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 17, No. 1, S. 97-103.
- REYNOLDS, G.W. & GILLHAM, R.W. (1985):
Adsorption of halogenated organic compounds by polymer materials commonly used in ground water monitors.
In: Proceedings, Second Canadian/American Conference on Hydrogeology and Hazardous Wastes in Ground Water: A Soluble Dilemma, Banff, Alberta, Canada, 25. - 29. Juni 1985, National Water Well Association, S. 125-132; Worthington, OH.
- REYNOLDS, G.W.; HOFF, J.T. & GILLHAM, R.W. (1990):
Sampling bias caused by materials used to monitor halocarbons in ground water.
Environmental Science and Technology, Vol. 24, S. 135-142.
- RICH, C.A. & BECK, B.M. (1990):
Experimental screen design for more sediment-free sampling.
In: Ground Water and Vadose Zone Monitoring, ASTM STP 1053, Nielsen, D.M. und Johnson, A.I. (Hrsg.), American Society for Testing and Materials, S. 76-81; Philadelphia.
- RIDGWAY, W.R. & LARSSON, D. (1990):
A comparison of two multiple-level ground-water monitoring systems.
In: Ground Water and Vadose Zone Monitoring, ASTM STP 1053, Nielsen, D.M. und Johnson, A.I. (Hrsg.), American Society for Testing and Materials, S. 213-237; Philadelphia.
- RINALDO-LEE, M.B. (1983):
Small- vs. large-diameter monitoring wells.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 3, No. 1, S. 72-75.
- RIPPEN, G.; REIS, K.-H. & DÖRR, H. (1996):
Ausgasung flüchtiger Schadstoffe aus Grundwasser und Boden - Modell und Wirklichkeit.
Terra Tech, Vol. 5, S. 45-48.
- RIVETT, M.O.; LERNER, D.N. & LLOYD, J.W. (1990):
Temporal variations of chlorinated solvents in abstraction wells.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 10, No. 4, S. 127-133.
- ROBBINS, G.A. & MARTIN-HAYDEN, J.M. (1991):

- Mass balance evaluation of monitoring well purging,
Part 1: Theoretical models and implications for representative sampling.
Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 8, S. 203-224.
- ROBIN, M.J.L.; DYTYNSHYN, D.J. & SWEENEY, S.J. (1982):
Two gas-drive sampling devices.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 2, No. 1, S. 63-66.
- ROBIN, M.J.L. & GILLHAM, R.W. (1987):
Field evaluation of well purging procedures.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No.4, S. 85-94.
- ROBOLD, E. & PIROTH, K. (1997):
Erfahrungen über den Einsatz der SPR-Methode bei der Erkundung im
Altlastenbereich anhand von Beispielen.
Vortrag MVV Fachseminar für Anwender: „Tiefenorientierte Grundwasserprobe-
nahmen“, 18.06.1997; Mannheim.
- RONEN, D.; MAGARITZ, M. & LEVY, J. (1986):
A multi - layer sampler for the study of detailed hydrochemical profiles in
groundwater.
Water Resources Research, Vol. 20, S. 311-315.
- RONEN, D.; MAGARITZ, M. & LEVY, J. (1987a):
An in situ multilevel sampler for preventive monitoring and study of hydrochemical
profiles in aquifers.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, S. 69-74.
- RONEN, D.; MAGARITZ, M.; GVIRTZMAN, H. & GARNER, W. (1987b):
Microscale chemical heterogeneity in groundwater.
Journal of Hydrology, Vol. 92, S. 173-178.
- RUSHTON, K.R. & HOWARD, K.W.F. (1982):
The unreliability of open observation boreholes in unconfined pumping tests.
Ground Water, Vol. 20, S. 546-550.
- RYAN, J.N. & GSCHWEND, P.M. (1990):
Colloid mobilization in two Atlantic coastal plain aquifers: Field studies.
Water Resources Research, Vol. 26, No. 2, S. 307-322.
- SARA, M.N. (1986):
A review of materials used in monitoring and monitoring well construction
In: Proceedings of 6th National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration
and Ground Water Monitoring, S. 330-337; Columbus (Ohio).
- SARA, M.N. (1991):
Groundwater monitoring system design.
In: Nielsen, D.M. (Hrsg.), Practical Handbook of Groundwater Monitoring.
National Water Well Association; Dublin, OH.

- SCATURO, D.M. & WIDDOWSON, M.A. (1997):
Experimental evaluation of a drive-point ground-water sampler for hydraulic conductivity measurement.
Ground Water, Vol. 35, No. 4, S. 713-720.
- SCHALLA, R & OBERLANDER, P.L. (1983):
Variation in the diameter of monitoring wells.
Water Well Journal, Vol. 37, No. 5, S. 56-57.
- SCHALLA, R. (1986):
A comparison of the effects of rotary wash and air rotary drilling techniques on pumping test results.
Proceedings of the Sixth National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Groundwater Monitoring, Columbus, Ohio, S. 7-26, National Water Well Association; Dublin (Ohio).
- SCHALLA, R. & WALTERS, W.H. (1990):
Rationale for the design of monitoring well screens and filter packs.
In: Ground Water and Vadose Zone Monitoring, ASTM STP 1053, Nielsen, D.M. und Johnson, A.I. (Hrsg.), American Society for Testing and Materials, S. 64-75; Philadelphia.
- SCHIRMER, M.; JONES, I.; TEUTSCH, G. & LERNER, D.N. (1995):
Development and testing for multiport sock samplers for groundwater.
Journal of Hydrology, Vol. 171, S. 239-257.
- SCHMIDT, K.D. (1982):
The case of large-diameter monitoring wells.
Water Well Journal, Vol. 36, No. 12, S. 28-29.
- SCHMIDT, G.W. (1987):
The use of PVC casing and screen in the presence of gasolines on the ground water table.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No. 2, S. 94.
- SCHMIDTKE, J. & SORGE, H. (1994):
Passive Adsorptionsverfahren zur Altlastenuntersuchung.
Wasser, Luft und Boden, Vol. 9.
- SCHOCK, M.R. & SCHOCK, S.C. (1982):
Effect of container type on pH and alkalinity stability.
Water Research, Vol. 16, No. 10, S. 1455-1464.
- SCHUH, W.M.; CLINE, R.L.; KOSSE, M.J. & SLETTON, D.W. (1997):
Effect of rigid PVC bailer contact on detection of pesticides in water samples.
Ground Water Monitoring and Remediation, v. 17, no. 1, pp. 81-90.

- SCHWEITZER, P.A. (1991):
Corrosion resistance tables.
3rd ed. New York: Marcel Dekker Inc.
- SCHWILLE, F. (1988):
Dense chlorinated solvents in porous and fractured media - model experiments.
Translated by Pankow, J.F., Lewis Publishers Inc., Chelsea MI.
- SEGAR, D.A. (1993):
The effect of open boreholes on groundwater flows and chemistry.
Ph.D. Thesis, School of Earth Sciences, University of Birmingham.
- SEYMOUR, R.B. (1989):
Influence of long-term environmental factors on properties.
In: Engineered materials handbook, Vol. 2, S. 423-432, Metals Park, Ohio: ASM International.
- SHANKLIN, D.E.; SIDLE, W.C. & FERGUSON, M.E. (1995):
Micropurge low-flow sampling of uranium-contaminated ground water at the Fernald Environmental Management Project.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 15, No. 3, S. 168-176.
- SHENDRIKAR, A.D.; DHARMARAJAN, V.; WALKER-MERRICK, H. & WEST, P.W. (1976):
Adsorption characteristics of traces of barium, beryllium, cadmium, manganese, lead and zinc on selected surfaces.
Analytica Chimica Acta, Vol. 84, S. 409-417.
- SMITH, R.L.; HARVEY, R.W. & LeBLANC, D.R. (1991):
Importance of closely spaced vertical sampling in delineating chemical and microbiological gradients in groundwater studies.
Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 7, S. 285-300.
- SMITH, S.A. (1990):
Monitor well drilling and testing in urban environments.
In: Ground Water and Vadose Zone Monitoring, ASTM STP 1053, Nielsen, D.M. und Johnson, A.I. (Hrsg.), S. 55-63, American Society for Testing and Materials; Philadelphia.
- SMOLLEY, M. & KAPPEMEYER, J.C. (1991):
Cone penetrometer tests and hydropunch sampling: A screening technique for plume definition.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 11, No. 2, S. 101-106.
- „SOLINST“-Produktinformation (1990):
Model: 401; Waterloo Multilevel Groundwater Monitoring System.
Solinst Canada Ltd.; Glen Williams (Ontario).
- SORGE, H.; GÖTZELMANN, P. & NALLINGER, M. (1994):

Passives Adsorptionsverfahren zur Erkundung org. Kontaminationen, Einsatz des Gore-Sorber Screening Verfahrens zur Erkundung eines Grundwasserschadens.
Terra Tech, Vol. 4.

SPALDING, R.F.; BURBACH, M.E.; DIFFENDAL Jr., R.F.; EXNER, M.E. & PAPIERNIK, T.D. (1993):

Analysis of NO₃-N distribution beneath Nebraska MSEA blocks.

In: Proceedings, Agricultural research to protect water quality, S. 314-317, Soil and Water Conservation Society; Minneapolis (Minnesota).

SPANNE, F.A., Jr.; THORNE, P.S. & SWANSON, L.C. (1996):

Applicability of slug interference tests for hydraulic characterization of unconfined aquifers: Part 2 field test examples.

Ground Water, Vol. 34, No. 5, S. 925-933.

SPRENGER, F.J. (1978):

Konservierung von Wasserproben.

Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung, 11. Jahrgang, Nr. 3/4, S. 128-132.

STOLZENBERG, T. & NICHOLS, D. (1986.):

Effects of filtration method and sampling devices on inorganic chemistry of sampled well water.

In: Proceedings of the 6th National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring, S. 216-234, 19. - 22. Mai, Columbus, Ohio. National Water Well Association; Dublin (Ohio).

STRUTYNSKY, A.I. & SAINEY, T.J. (1990):

Use of piezometric cone penetration testing and penetrometer groundwater sampling for volatile organic contaminant plume detection.

Ground Water Management, Vol. 4, S. 71-84.

STRUTYNSKY, A.I. & SAINEY, T.J. (1992):

Use of piezometric cone penetration testing and penetrometer ground water sampling for volatile organic contaminant plume detection.

In: Current practices in ground water and vadose zone investigations, ASTM STP 1118, Nielson, D.M. und Sara, M.N. (Hrsg.); Philadelphia: American Society for Testing and Materials.

STUTMAN, M. (1993a):

A novel passive sorbent collection apparatus for site screening of semivolatile compounds.

In: 3rd International Conference on Field Screening Methods for Hazardous Waste & Toxic Chemicals, 24.-26.02.1993; Las Vegas, NV.

STUTMAN, M. (1993b):

A novel passive sorptive method for site screening of VOCs and SVOCs in soil and groundwater.

In: 8th Annual Conference of Contaminated Soils, 20. - 23.09. 1993; U. Massachusetts at Amherst.

- SYKES, A.L.; MACALLISTER, R.A. & HOMOLYA, J.B. (1986):
Sorption of organics by monitoring well construction materials.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 6, No. 4, S. 44-47.
- TANG, J.S. (1992):
Interwell tracer tests to determine residual oil saturation to waterflood at Judy Creek
BHL „A“ Pool.
The Journal of Canadian Petroleum Technology, Vol. 31. No. 8, S. 61-70.
- TAYLOR, B. (1993):
Persönliches Gespräch mit McCaulou et al. (1996), September 1993;
Watertown, Massachusetts.
- TELLAM, J.H. & EYRE, S.F. (1990):
Estimating rates and electrical conductivities of borehole inflows using a
logging/two-level pumping technique.
In: Bell, F.G., Culshaw, M.G., Cripps, J.C., and Coffey, J.R. (Hrsg.). Field Testing
in Engineering Geology, S. 335-343, Geological Society of London Special
Publication No. 6.
- TEUTSCH, G. & PTAK, T. (1989):
The In-Line-Packer-System: A modular multilevel sampler for collecting
undisturbed groundwater samples.
In: Kobus, H.E., Kinzelbach, W. (Hrsg.), Contaminant Transport in Groundwater.
Proceedings, International Association for Hydraulic Research, S. 455-456;
Rotterdam.
- TEUTSCH, G. (1990):
Das PWAB-Testfeld Wasser und Boden: Stofftransport im Untergrund.
Erkundungs- und Überwachungsmethoden.
In: Berichtsband zum 2. Statuskolloquium PWAB. Kernforschungszentrum
Karlsruhe, Februar 1990, Projekt-Wasser-Abfall-Boden, S. 17-28; Karlsruhe.
- TEUTSCH, G.; BARCZEWSKI, B. & KOBUS, H. (1990):
Evaluation of groundwater sampling techniques for the investigation and
monitoring of contaminated sites.
In: Arendt, F., Hinsenveld, M. und Van den Brink, W.J. (Hrsg.), Contaminated Soil.
Kluwer Academic, S. 563-573; Dordrecht.
- TEUTSCH, G. (1995):
Introduction.
Journal of Hydrology, Vol. 171, S. 219-221.
- TILLMAN, N. (1993):
Site investigation and remediation with direct push technology.
The National Environmental Journal, Vol. 3, No. 5, September/Okttober.
- TOMICH, J.F.; DALTON, R.L.; DEANS, H.A. & SHALLENBERGER, L.K. (1973):

- Singel-well tracer method to measure residual oil saturation.
Journal of Petroleum Technology, Vol. 25, No. 2, S. 211-218.
- TOPP, E. & SMITH, W. (1992):
Sorption of the herbicides atrazine and metolachlor to selected plastics and silicone rubber.
Journal Environ. Qual., Vol. 21, S. 316-317.
- TORSTENSSON, B.-A. (1984):
A new system for ground water monitoring.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 4, No. 4, S. 131-138.
- TORSTENSSON, B.-A. & PETSOK (1986):
A hermetically isolated sampling method for ground water investigation.
Prepared for ASTM Symposium on Field Methods for Ground Water Contamination Studies and Their Standardization, 2. - 7. Februar 1986, 23 S.; Cocoa Beach (Florida).
- TOUSSAINT, B. & PÜTZ, W. (1986):
Eignungsprüfung von Grundwassermeßstellen insbesondere im Zusammenhang mit Programmen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit.
Umweltplanung und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Heft 47; Wiesbaden.
- TRUDELL, M.R.; GILLHAM, R.W. & CHERRY, J.A. (1986):
An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer.
Journal of Hydrology, Vol. 83, S. 251-268.
- ULRICH, G. (1982):
Bohrtechnik.
3. Aufl., Teil 2, S. 323-358; Berlin.
- UNITES, D. (1993):
Persönliches Gespräch mit McCaulou et al. (1996), September 1993;
Colchester, Connecticut.
- UNIVERSITY OF WATERLOO (1996):
Workplan for semi-passive groundwater remediation demonstration project at site 1, Alameda Naval Air Station.
September 1996; Kalifornien.
- UNWIN, J. (1984):
A laboratory study of four methods of sampling groundwater for volatile organic compounds.
Technical Bulletin No. 441, National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvements, Inc., August 1984; New York.
- UNWIN, J. & MATTBY, V. (1988):

- Investigations of techniques for purging ground-water monitoring wells and sampling ground water for volatile organic compounds.
In: Ground-Water Contamination: Field Methods, ASTM STP 963, Collins, A.G und Johnson, A.I. (Hrsg.) S. 240-252.
- VanPELT, R.S.; ROSSABI, J.; JORDAN, J.E. & LOONEY, B.B. (1994)
Application of cone penetrometer technology in hydrogeological investigations at the Savannah River Site (SRS) South Carolina.
Proceedings 87th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association (AWMA), 19. - 24. Juni 1994, 94-RP143.04, S. 1-14; Cincinnati (Ohio).
- VILLAUME, J. (1993):
Persönliches Gespräch mit McCaulou et al. (1996), September 1993;
Pennsylvania Power and Light Co.
- VONK, M.W. (1985):
Permeatie en drinkwaterleidingen.
KIWA report 85. The Netherlands: KIWA, N.V., Nieuwegein. (In Niederländisch mit Englischer Zusammenfassung)
- VONK, M.W. (1986):
Permeation of organic soil contaminants through polyethylene, polyvinylchloride, asbestos cement and concrete water pipes.
In: Proceedings of the 13th American Water Works Association Water Quality Technology Conference, S. 701-714, by Water Quality Division, American Water Works Association; Denver (Colorado).
- VOYTEK, J.E., Jr., (1983):
Considerations in the design and installation of monitoring wells.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 3, No. 1, S. 70-71.
- VROBLESKY, D.A. & ROBERTSON, J.F. (1996):
Temporal changes in VOC discharge to surface water from a fractured-rock aquifer during well installation and operation, Greenville, South Carolina.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 16, No. 3, S. 196-201.
- VROBLESKY, D.A. & HYDE, W.T. (1997):
Diffusion samplers as an inexpensive approach to monitoring VOCs in ground water.
Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 17, No. 3, S. 177-184.
- WALTON-DAY, K.; MACALADY, D.L.; BROOKS, M.H. & TATE, V.T. (1990):
Field methods for measurement of ground water redox chemical parameters.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 10, No. 4, S. 81-89.
- WELCH, S.J. & LEE, D.R. (1987):
A multi-packer/standpipe system for groundwater monitoring in consolidated media.
Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No. 3.

- WELLINGTON, S.L. & RICHARDSON, E.A. (1994):
A single-well tracer test with in-situ-generated CO₂ as the oil tracer.
SPE Reservoir Engineering, Vol. 9, No. 4, S. 85-91.
- WELLS, C.E. (1988.):
Design and installation of a simple, cost effective, multilevel monitoring system.
In: Proceedings of the 2nd National Outdoor Action Conference on Aquifer Restoration, Ground Water Monitoring and Geophysical Methods, National Water Well Assoc., Vol. 1, S. 415-433; Dublin, OH.
- „WESTBAY“-Produkt-Information
The leader in deep multi-level groundwater monitoring.
Westbay Instruments Inc., North Vancouver, BC, Canada.
- WIDDOWSON, M.A.; MOLZ, F.J. & MELVILLE, J.G. (1990):
An analysis technique for multilevel and partially penetrating slug test data.
Ground Water, Vol. 28, No. 6, S. 937-945.
- WIDDOWSON, M.A.; SUDDETH, C.K. & SCATURO, D.M. (1994):
Cost-effective contaminant plume delineation using multilevel drive point samplers.
Remediation, Vol. 4, No. 1, S. 59-76; New York.
- WILSON, D.C.; YOUNG, P.J.; HUDSON, B. C. & BALDWIN, G. (1982):
Leaching of cadmium from pigmented plastics in a landfill site.
Environmental Science and Technology, Vol. 16, S. 560-566.
- WILSON, J.L.; CONRAD, H.; MASON, W. R.; PEPLINSKI, W. & HAGAN, E. (1990):
Laboratory investigation of residual liquid organics from spills, leaks, and the disposal of hazardous wastes in groundwater.
U.S. EPA report 600/6-90/004, R.S. Kerr Laboratory; Ada, OK.
- WILSON, R.F. & MACKAY, D.M. (1995):
Direct detection of residual nonaqueous phase liquid in the saturated zone using SF₆ as a partitioning tracer.
Environmental Science and Technology, Vol. 29, No. 5, S. 1255-1258.
- WOOD, W.W. (1976):
Guidelines for collection and field analysis of water samples for selected unstable constituents.
Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geol. Surv., Buch 1, Kapitel D-2, 24 S.
- YU, J.K. (1989):
Should we use a well foot (sediment trap) in monitoring wells?
Ground Water Monitoring Review, Vol. 9, No. 2, S. 59-61.
- ZAPICO, M.M.; VALES, S. & CHERRY, J.A. (1987):

A wireline piston core barrel for sampling cohesionless sand and gravel below the water table.

Ground Water Monitoring Review, Vol. 7, No. 3, S. 74-82.

ZEMO, D.A.; PIERCE, Y.G. & GALLINATTI, J.D. (1994):

Cone penetrometer testing and discrete-depth ground water sampling techniques: A cost-effective method of site characterization in a multiple-aquifer setting.

Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 14, No. 4, S. 176-182.

ZEMO, D.A.; DELFINO, T.A.; GALLINATTI, J.D.; BAKER, V.A. & HILPERT, L.R. (1995):

Field comparison of analytical results from discrete-depth ground water samplers.

Ground Water Monitoring and Remediation, Vol. 15, No. 1, S. 133-141.