

2.6 Methoden zur direkten und indirekten Bestimmung der räumlichen Ausbreitung von MKW in Boden und Grundwasser, Einsatzbereiche und Anwendungsgrenzen

2.6.1 Bohrverfahren

Die Bohrverfahren sind unter dem Aspekt der Probengewinnung bzw. zur Errichtung von Grundwassermessstellen ausführlich in den Materialien der ad hoc Arbeitsgruppe „Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung“ – Teilthema 2.2 Gewinnung von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben“ (LABO, 2000), in den **Materialien zur Altlastenbearbeitung Land Brandenburg Band 10 „Anforderungen und Handlungsempfehlungen für die Errichtung und den Betrieb von Grundwassermessstellen im Rahmen der Altlastenbearbeitung (Lockergestein) (LUA, 1999)** dargestellt, so dass in diesem Kapitel lediglich ergänzend auf Aspekte eingegangen werden soll, die in Hinblick auf die Untersuchung von MKW-Schadensfällen von Relevanz sind.

Güteklassen

Die DIN 4021 (siehe Tabelle 2.6-1) definiert v.a. im Hinblick auf bodenmechanische Kennwerte fünf Güteklassen zur Qualitätsbewertung von Bodenproben. Dabei bedeutet Güteklasse 5 eine durch die Probengewinnung stark veränderte Probe, Güteklasse 1 eine kaum beeinflusste Probe.

Tab. 2.6-1: Auflistung der Güteklassen anhand der unveränderten Eigenschaften

Güteklasse	Bodenproben unverändert in
1	Korngefüge, Schichtgefüge, Schichtenfolge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt, Dichte des feuchten Bodens, Wasserdurchlässigkeit, Steifemodul, Scherfestigkeit
2	Schichtenfolge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt, Dichte des feuchten Bodens, Wasserdurchlässigkeit
3	Schichtenfolge, Kornzusammensetzung, Wassergehalt
4	Schichtenfolge, Kornzusammensetzung
5	Hierbei handelt es sich um eine unvollständige (d.h. auch in der Kornzusammensetzung veränderte) Bodenprobe, die nur im Hinblick auf die Schichtenfolge unverändert ist.

Die erreichbare Güteklasse ist vom verwendeten Bohrverfahren, der Geometrie und den Oberflächeneigenschaften des Bohrwerkzeugs und von den Eigenschaften (vor allem Bodenart und Wassergehalt) des durchbohrten Bodens abhängig.

Die Güteklassen beinhalten keine Aussage zur Beeinflussung chemischer Eigenschaften (hier insbesondere die MKW-Konzentration); die Aussagekraft hierzu muss gesondert betrachtet werden. Ist das Ziel der Bohrung nur das Auffinden von MKW-Verunreinigungen (orientierende Untersuchung), so ist als Mindestanforderung eine unveränderte Schichtenfolge (und eine sichere Zuordnung zur Tiefe) zu fordern (Güteklasse 3).

Für eine Bewertung des Ausbreitungsverhaltens der Kontamination ist die Kenntnis der Durchlässigkeit (k_f -Wert) unerlässlich und dementsprechend ist die Güteklasse 2 zu fordern.

Die Tabelle 2.6-2 gibt eine Übersicht über Aufschlussverfahren bei der Altlastenuntersuchung, die Einordnung in die o.g. Güteklassen, ihre Vor- und Nachteile, sowie ihre Einsatzmöglichkeiten in den Bearbeitungsphasen der Altlastenerkundung.

Grundsätzlich wird in allen deutschen Richtlinien den Trockenbohrverfahren bei der Altlastenerkundung der Vorrang gegenüber Spülbohrverfahren eingeräumt.

Dieser pauschalen Diskretisierung der Spülbohrverfahren kann jedoch nicht zugestimmt werden. Voigt & Wippermann (1998) beschreiben die Gewinnung von milieugerechten Sedimentproben mittels Rotary-Spülbohrverfahren bei schrittweiser Nachführung der Verrohrung, wobei eine minimale Beeinträchtigung der natürlichen Verhältnisse nachgewiesen werden konnte.

Tab. 2.6-2: Übersicht über Aufschlussverfahren bei der Altlastenerkundung (nach ITVA-Papier, 1995)

Verfahren	Durchmesser in mm		Güteklasse		Nachteile	Fehlerquellen	Erkundungsphase
Handbohrung	15 - 80	D/5	5 oder schlechter	sehr schnell und kostengünstig	nicht immer repräsentativ, nur bis max. 2 m	Randkontaminationen ungenaue Profilsprache, Verluste flüchtiger Stoffe	Orientierung, Abgrenzung
Kleinrammbohrung	35 - 80	D/5	bestenfalls 2 in bindigem, bis 3 in rolligem Boden	kostengünstig, schnell, auch in Kellern, Häusern etc.	Kernverluste durch Stauungen, Nachfall, Ausgasung	Ungenauigkeit im Profil, Randkontamination, Verluste flüchtiger Stoffe	Orientierung, Abgrenzung
Rammkernbohrung	80 - 300	D/3	2 in bindigem, 3-2 in rolligen Böden	gute Kerne, auch unter Grundwasser einsetzbar	Erwärmung in festen Böden, Verwischung beim Auspressen in nichtbindigen Böden	Verluste flüchtiger Stoffe, Verschleppung von Schadstoffen	Orientierung, Abgrenzung, Detailuntersuchung, Sanierung
Rotationskernbohrung	65 - 200	D/3	bestenfalls 4 über GW, 5 unter GW	kostengünstig, große Probenmengen	Störung der Proben, Entmischung rolliger Böden, Erwärmung in festen Böden	Vermischung von Probengut, Verlust von Feinkorn unter GW-Oberfläche, Verlust leichtflüchtiger Schadstoffe	Abgrenzung, Sanierung
Greiferbohrung	400 - 2500	D/2	3 über GW, 5 bis 4 unter GW	große Durchmesser, große Probenmengen, auch größtes Material	ungenauere Profile, Störung der Proben, Entmischung unter GW, Entsorgung	Vermischung von Probengut, Verlust von Feinkorn unter GW-Oberfläche	Detailuntersuchung, (Sanierung)
Schlauchkernbohrung	80 - 200	D/3	2 bis 1	exakte Profile, kein Luft- und Wasserzutritt zum Probenmaterial, Schutz vor Entgasung	aufwendiges Verfahren, anfällig gegen Störkörper	Wechselwirkung mit Schlauchmaterial	Detailuntersuchung, Sanierung
Schurf (begehrbar)	Beliebig		2 bis 1	exakte Profile, Lagerung erkennbar, jede Probenmenge und -güte	Arbeitsschutz, Verbau, Entsorgung, Platzbedarf	Luftzutritt, Ausgasung	Abgrenzung, Detailuntersuchung, Sanierung
Sonderprobe (ungestörte Probenahme)	50 - 200	D/3	1	Hydraulische und bodenmechanische Parameter	aufwendiges Verfahren		Detailuntersuchung, Sanierungsplanung

Zur Sedimentprobengewinnung wird eine Rammkernbohrsonde in der Verrohrung zur Bohrlochsohle abgesenkt. Anschließend wird ein 500 kg schwerer Freifallhammer in die Verrohrung eingelassen und das Kernrohr mit 40 - 80 Schlägen in das „spülungsunbeeinflusste“ Sediment getrieben. Nach Beendigung des Schlagvorganges wird der Hammer ausgebaut und das gefüllte Kernrohr überbohrt. Im Anschluss an das Überbohren wird die Außenverrohrung mit Hilfe des Kraftspülkopfes hochgefahren und damit das Rammkernrohr vorsichtig von der Bohrsohle gelöst. Nach dem Ziehen des gefüllten Kernrohres wird die Verrohrung auf die Bohrlochsonde abgesetzt, um eventuelle Verunreinigungen des Bohrloches durch Nachfall aus der Bohrwand zu vermeiden. Das Kernrohr wird dann mit Hilfe der Fangvorrichtung geborgen. Der somit erzielte qualitätsgerechte Bohrkerngewinn betrug 50 - 70 %.

Wesentlich größere Beeinträchtigungen der natürlichen anoxischen Bedingungen im Grundwasserleiter wurden dagegen bei Aufschlüssen in herkömmlichen Trockenbohrverfahren beobachtet. Bei diesen Verfahren muss zur Verhinderung eines Grundbruches mit Wasserauflast gebohrt werden. Entscheidend ist nun, wie „verträglich“ das eingesetzte Wasser mit der Beschaffenheit des Grundwassers ist. Im Normalfall wird Leitungswasser eingesetzt, das insbesondere bei Untersuchungen im Altlasten-

bereich mit anoxischen Grundwasserverhältnissen zu erheblichen und meist nicht kontrollierbaren Verfälschungen (Veränderungen) des natürlichen Milieus führt. Davon ist nicht nur der Grundwasserleiter, sondern auch das Porenwasser der z.B. für Migrationsversuche benötigten Kerne betroffen. Gemindert werden kann dieser gravierende Eingriff nur dadurch, dass das Fremdwasser nach Möglichkeit aus einer benachbarten Messstelle mit ähnlicher Beschaffenheitszusammensetzung des Grundwassers gewonnen wird.

Der Einfluss des Fremdwassers ist im klüftigen und grobkörnigen Gebirge besonders groß. Bei der Errichtung einer Messstelle waren trotz gezielter Minimierung der Fremdwasserzugabe im Bohrprozess an einem Standort im Berliner Urstromtal im Durchschnitt 250 l pro Bohrmeter erforderlich (Voigt & Wippermann, 1998).

Die Verfälschung der Grundwasserbeschaffenheit während des Trockenprozesses durch den Eintrag unbelasteten, sauerstoffreichen Wassers war sehr intensiv und hielt einige Monate an.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass mit dem ausgewiesenen Spülbohrverfahren mit mitgeführter Verrohrung weitestgehend unbeeinflusste Sedimentproben (etwa die Hälfte eines 1 m langen Rammkerns) sowie ein weitestgehend unbeeinflusster Grundwasserzustrom zum Filter erreicht werden kann.

Bei Anwendung von Trockenbohrverfahren sollten zur Sicherung einer weitestgehend repräsentativen Grundwasserprobenahme folgende Randbedingungen beachtet werden:

- Minimierung und Kontrolle der zugeführten Fremdwassermengen,
- Abstimmung der Fremdwasserzugabe auf die Grundwasserbeschaffenheit,
- Durchführung von Langzeitpumpversuchen zur Rückgewinnung des in den Untergrund eingedrungenen Fremdwassers,
- Durchführung von Grundwasserprobenahmen nach einer Messstellenkonsolidierungsphase von einigen Wochen.

2.6.2 Drucksondierv Verfahren

Im Abschnitt 4.3 des Bandes 10 der Materialien zur Altlastenbearbeitung Land Brandenburg sind die Drucksondierwerkzeuge, die bei der Altlastenerkundung zum Einsatz kommen, ausführlich beschrieben (LUA 2000). Sie sind in nachfolgender Tabelle geordnet nach 4 Gruppen zusammengefasst.

Gruppe 1 sind Werkzeuge mit denen Boden- und Grundwasserparameter gemessen werden. Gruppe 2 – Werkzeuge zum indirekten bzw. direkten Schadstoffnachweis, Gruppe 3 – Werkzeuge zur Probenahme und Gruppe 4 – Zusatzwerkzeuge.

Tab. 2.6-3: Drucksondierwerkzeuge (Heitmann, 2000)

Gruppe	Werkzeug	Gemessene Parameter	Anwendung
1	Elektrische Drucksonde/Standardsonde/ Cone Penetrometer	Spitzendruck/ Mantelreibung/Neigung	Ermittlung geomechanischer Kennwerte, manuelle oder automatische Interpretation des Schichtenaufbaus
1	Porenwasserdrucksonde/Piezocone	Porenwasserdruck mit Spitzendruck/ Mantelreibung	Feinschichtengliederung Grundwasserleiter/-stauer, Grundwasserspiegel
1	In-situ-Permeameter (BAT-Permeameter)	In-situ-Permeabilitätsbestimmung	Direktbestimmung des k_f -Wertes zur Prognose der Schadstoffausbreitung u. Versickerungsfähigkeit
2	Leitfähigkeitssonde/ Conductivity Cone	Elektrische Leitfähigkeit	Zusatzinformation zur Feinschichtgliederung, indirekter Kontaminationsnachweis
2	LIF-Sonde (ROST®, FMG 300)	Laserinduzierte Fluoreszenz (LIF)	Direktnachweis fluoreszierender (ringförmiger) Kohlenwasserstoffe
2	Fluoreszenzsonde/ Mercury probe (FMG 600)	UV-Lampeninduzierte Fluoreszenz	Direktnachweis fluoreszierender (ringförmiger) Kohlenwasserstoffe
2	Membransonde/ Membrane Interface Probe (MIP)	Gehalt an leichtflüchtigen KW (PID, FID)	Screening von LHKW-Kontaminationen in Boden und Grundwasser
3	Eindrückfilter (BAT-Enviroprobe)	Grundwasserprobenahmesystem	Entnahme von Grundwasser oder Bodenluft aus definiertem Zielhorizont zur Kontaminationsanalyse
3	Bodenprobenehmer/ soil sampler MOSTAP	Bodenprobenahme	Entnahme von Bodenproben aus definiertem Zielhorizont zur Kontaminationsanalyse
4	Sondiercasing	Installation von 1"-Filtern, Minifiltern und BAT-Permanentfiltern	Errichtung eines dauerhaften Grundwasser- oder Bodenluft-Monitoringnetzes, Installation von Messrohren für geophysikalische Bohrlochmessung
4	Roddecont	Gestängedekontamination	Vorrichtung zur unmittelbaren Heißwasserdekontamination des Sondiergestänges beim Ausfahren
4	Grouting shoe	Sondierlochverfüllung	Vorrichtung zur sofortigen Abdichtung des Sondierloches beim Ausfahren

International sind inzwischen noch weitere Sondenspitzen z.B. ein Seismocone entwickelt worden, wobei dazu jedoch noch keine Anwendungsbeispiele beschrieben sind.

Besonders hinzuweisen ist auf das Grundwasserprobenahmesystem BAT-Enviroprobe, mit dem es möglich ist, direkt unterhalb der aufschwimmenden Ölphase ungestörte Grundwasserproben zu entnehmen und Informationen über den Schadstoffinput ins Grundwasser zu gewinnen.

Für die Ausweisung der MKW-kontaminierten Sedimentbereiche im Grundwasserschwankungsraum bieten sich vor allem die Fluoreszenzmessungssonden an (FMG 300, FMG 600 und ROST).

In Abbildung 2.6-1 sind beispielhaft die Untersuchungsergebnisse an einem Raffineriestandort dargestellt. Deutlich erkennbar ist, dass neben einer freien Phase oberhalb des Grundwasserspiegels ein erheblicher Teil der Mineralölkohlenwasserstoffe unterhalb des Grundwasserspiegels in Restsättigung am Sediment vorliegt.

Die Untersuchungen an diesem und anderen Standorten haben gleichzeitig ergeben, dass weniger die aktuelle Phasenmächtigkeit als vielmehr die Mächtigkeit des Bereiches, in dem die Phase in Restsättigung am Sediment vorliegt und hiervon wieder der Teil, der sich aktuell im Grundwasser befindet, entscheidend für den Eintrag der organischen Substanzen ins Grundwasser ist.

Somit steht mit den vorgestellten Sondiervorfahren ein Messverfahren zur Verfügung, dass die Erfassung dieses für den Schadstoffaustrag relevanten Bereiches möglich macht.

Durch Kombination mit anderen Bohrlochmessverfahren muss es in der Perspektive auch gelingen, den Kapillarsaum und die in ihm wechselnden Sättigungsanteile der Phasen zu bestimmen.

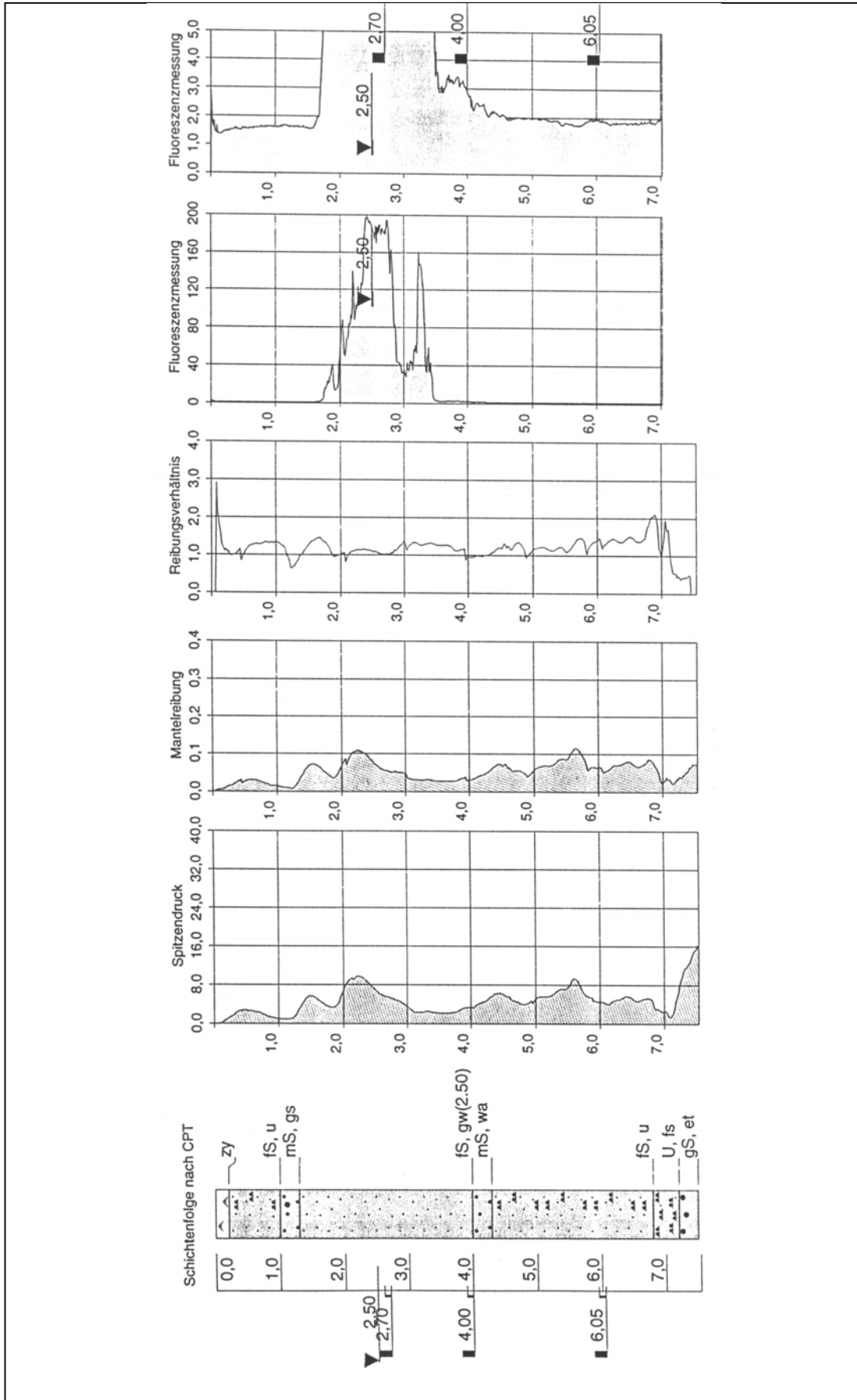


Abb. 2.6-1: Bewertung von MKW-Schäden durch Fluoreszenzmessung (FUGRO, 1999)

Zusammenfassend werden nachfolgend noch einmal die Vorteile der Drucksondierungstechnologie herausgestellt, die nicht nur eine wirtschaftliche Alternative bzw. sinnvolle Ergänzung zu konventionellen Verfahren darstellt, sondern eine neue und erweiterte Möglichkeit bietet, die Sanierung kontaminierter Standorte auf der Grundlage zuverlässiger Informationen zu planen, durchzuführen und zu kontrollieren.

Diese Vorteile sind:

- Gewinnung objektiver kontinuierlicher Echtzeitinformationen über physikalische Bodenparameter mit hoher Auflösung.
- Informationen stehen sofort in aufbereiteter Form am Standort für die Lenkung der Feldarbeiten zur Verfügung und werden gleichzeitig zur Weiterverarbeitung gespeichert.
- Genaue geologische Positionierung von Probenahmeintervallen während der Feldarbeiten.
- Es werden keine Medien (Wasser, Spülung) eingetragen, die die Probenahme verfälschen.
- Es entstehen keine Abfälle (Bohrgut, Wasser bei Pumpversuch), die kostenintensiv zu entsorgen wären.
- Keine vertikale Kontaminationsverschleppung durch Bohrprozess oder Bohrmedien in Probenmaterial oder Untergrund.
- Möglichkeit der sofortigen Abdichtung des Sondierloches zur Verhinderung vertikaler Schadstoffmigration.
- Geschützte Datengewinnung im Sondierfahrzeug, keine wetterbedingte Qualitätsbeeinträchtigung der Daten.
- Hohe Produktivität (10 Sondierungen oder 150 m/Tag) und damit geringe Kosten für Feldarbeiten.

Nachteile sind vor allem:

Generell sind zwei D.-P.-Verfahren zu unterscheiden – **Cone Penetration Testing (CPT)** und **dynamische Perkussion**.

- nur im Lockergestein einsetzbar
- technologiebedingte maximale Sondiertiefe zwischen 30 m (Perkussionshammer) und 60 m (CPT) die geringe Aufschlusstiefe von max. 20 m
- Gefahr der Schadstoffverschleppung bzw. –verlagerung vor allem bei Schadstoffen in Phase (DNAPL bzw. LNAPL) in einem Direct-Push-Kanal
- CPT-Fahrzeug sehr schwer und groß → nicht in kleinflächigen Gebieten und auf sensiblen Oberflächen einsetzbar
- bes. Perkussionshammer: Eintrag von Vibrationen während des Abteufens in den Untergrund und daraus resultierende Gefahr der Phasenmobilisierung (DNAPL bzw. LNAPL)
- Schwierigkeiten beim Durchörtern trockener festgelagerter Sande

2.6.3 Bodengasuntersuchungen

2.6.3.1 Vorkommen von Bodengasen

Unter Bodenluft versteht man die Gesamtheit der gasförmigen Stoffe im Boden, die im Austausch mit den im Grundwasser gelösten Gasen und der Atmosphäre stehen. Die Bodenluft füllt den nicht mit Wasser gefüllten Porenraum des Bodens.

Die freie Gasphase des Bodens setzt sich vor allem aus

- thermischen und radiogenen Gasen (geogen), welche aus dem tieferen Untergrund aufsteigen,
- im Boden bakteriell gebildeten Gasen und
- dem anthropogenen Eintrag von flüchtigen Schadstoffen zusammen.

Die wichtigsten geogenen Gase sind:

- aliphatische, aromatische, heterogene Kohlenwasserstoffe,
- Stickstoff (N₂),
- Schwefelwasserstoff (H₂S),
- Kohlendioxid (CO₂),
- Radon (²²²Rn), Thoron (²²⁰Rn), Actinon (²¹⁹Rn),
- Helium (⁴He).

Bakteriell werden hauptsächlich die folgenden Gase erzeugt:

- Kohlendioxid (CO₂),
- Methan (CH₄),
- ungesättigte Kohlenwasserstoffe (Alkene),
- Schwefelwasserstoff (H₂S),
- Wasserstoff (H₂),
- Ammoniak (NH₃),
- Stickstoff (N₂).

Die Möglichkeit, dass sich bestimmte Bodengase, wie z.B. Methan, sowohl geogen als auch bakteriell bilden können, bereitet bei Bodenluftuntersuchungen besondere Schwierigkeiten. Zur Erkennung der jeweiligen Bildungsmechanismen sind isotopengeochemische Untersuchungen erforderlich.

Die anthropogen in den Boden eingebrachten Gase entstehen bei der Freisetzung von Schadstoffen in Deponien oder in kontaminierten Böden.

Die wichtigsten auftretenden Stoffgruppen bei Altlast-Standorten sind:

- BTEX,
- LHKW,
- Chlorbenzole,
- Lösemittel,
- Waschbenzin, Kaltreiniger, Erdgaskondensat,
- Alkane, Aromaten, heterocyclische Verbindungen.

Die Verteilung, Konzentration und Zusammensetzung der Bodenluft werden hauptsächlich durch

- die Temperatur und den Feuchtigkeitsgrad des Bodens,
- den Luftdruck,
- die Permeabilität des Bodens,
- die Salinität des Bodenwassers,
- die Adsorptionseigenschaften der inneren Oberfläche und der Lithologie,
- Schwankungen des Grundwasserspiegels und
- Einflüsse der Bodenatmung (Gasaustausch der Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln mit der Atmosphäre) bestimmt.

Der Gasgehalt des Bodens beträgt je nach Wassersättigung zwischen 0 und 40 Vol.-%.

Neben der freien Gasphase (Bodenluft) können Bodengase auch als gelöste Gasphase oder adsorbierte Gasphase vorliegen.

Als gelöste Gase werden solche Gase bezeichnet, die im Wasser (Porenwasser, Stauwasser) der Bodenmatrix gelöst sind. Für die Speicherung von Stoffen im Boden sind daher deren Wasserlöslichkeit und der Wassergehalt des Bodens von Bedeutung.

Die Adsorption von Gasen in der Bodenmatrix wird durch einen lang andauernden Transport von gasförmigen Stoffen aus dem tieferen Untergrund hervorgerufen. Hierbei handelt es sich überwiegend um geogene Kohlenwasserstoffe, welche durch thermokatalytische Prozesse in tief abgesenkten organischen Muttergesteinen bei der Erdöl- und Erdgasbildung oder aus vorhandenen Lagerstätten abgespalten werden.

2.6.3.2 Probenahme von Bodengas

Bei Untersuchungen freier Bodenluft richtet sich die Entnahmetiefe nach dem Untergrundaufbau. Kenntnislücken hierzu können vor Durchführung der Bodenluftuntersuchungen durch Sondierungen geschlossen werden.

Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des Grundwassers, z.B. für die Kartierung von Schadstofffahnen im Grundwasserabstrom, sollte die Probenentnahme stets im gleichen Abstand zur Grundwasser Oberfläche erfolgen.

Sind in der wasserungesättigten Bodenzone geringdurchlässige Schichten (Ton oder Schluff) eingelagert, so ist die Probenahme aus dem Horizont zwischen Grundwasser Oberfläche und Sperrschicht durchzuführen.

Ist primär die Abgrenzung von Eintragsstellen Ziel der Bodenluftuntersuchung, so ist eine Probenahme mit konstantem Abstand zur Geländeoberfläche ebenfalls sinnvoll. Bei einem Schadstoffeintrag von oben ist die Probenahme dann grundsätzlich über einer evt. vorhandenen Sperrschicht durchzuführen, wobei ein Durchteufen des Sperrhorizontes aufgrund der Verschleppungsgefahr von Kontaminationen vermieden werden sollte.

Der laterale Abstand der Messpunkte sollte 30 m nicht überschreiten. In Abhängigkeit von den erhaltenen Messergebnissen kann das Messnetz bei Einsatz einer Vor-Ort-Analytik zeit- und kostensparend gezielt verdichtet werden.

Ist die Grundbelastung in der Bodenluft eines Gebietes durch Eintrag über Atmosphärenluft nicht gesichert bekannt, sollte zu deren Ermittlung eine Stelle gewählt werden, die nicht in unmittelbarer Nähe des Eintrags (Entfernung größer 100 m) und dessen Abstrombereiches liegt.

Bodenluftuntersuchungen werden sowohl zur ersten Eingrenzung von Bodenluftkontaminationen als auch in Vorbereitung von Bodenluftsanierungen durchgeführt. Die Probenahme von freier Bodenluft ist mit temporären Bodenluft- oder kombinierten Bodenluft-Grundwassermessstellen möglich. Weiterhin ist die Entnahme mit zwei- und einphasigen Entnahmesystemen möglich.

Bei einem zweiphasigen Entnahmesystem wird eine Probenahmesonde in ein vorher abgeteuftes Bohrloch eingeführt und zur Atmosphäre abgedichtet. Die Aussage derart gewonnener Proben sollte immer angezweifelt werden, da bei diesen Systemen ein Zutritt von Atmosphärenluft nicht ausgeschlossen werden kann. Aus diesem Grund wurden einphasige Entnahmesysteme entwickelt, die Beeinflussungen der Bodenluftzusammensetzung weitestgehend ausschließen und Probenahmen aus definierten Teufen gestatten.

Bei diesen Verfahren wird jeweils eine ausgeheizte Sonde (hierbei werden die flüchtigen Stoffe durch das Ausheizen ausgetrieben, so dass keine Verschleppungen von Messpunkt zu Messpunkt auftreten können) mit Hilfe eines Bohrhammers bis in eine definierte Tiefe abgeteuft. Das folgende Öffnen der Sondenspitze sollte überprüfbar sein. Mittels einer druck- und volumenstromgeregelten Kolbenmembranpumpe, deren Sauggeschwindigkeit und -volumen in Abhängigkeit vom Substrat wählbar sind, wird die Bodenluft im unmittelbaren Bereich der Sondenspitze angesaugt. Der Aufbau eines geringen Un-

terdruckes kann über ein Vakuumeter kontrolliert werden. Die Abdichtung gegen Atmosphärenluft erfolgt über die gesamte Bohrlochwand. Hohe Volumenströme bei der Entnahme erweisen sich als nicht sinnvoll, da hierbei je nach Untergrundbeschaffenheit ein zu hoher Unterdruck entsteht, der zu verfälschten Messwerten führt.

Für die Probengewinnung können die Techniken

- Adsorption von organischen KW an ein spezielles Sorbens und
- direktes Abfüllen der Bodenluft in geeignete Behältnisse unterschieden werden.

Die wichtigsten Parameter, welche die Bodenluftuntersuchungen beeinflussen, sind Entnahmetiefe, Durchflussrate, Durchflussmenge und Unterdruck.

Bei höheren Schadstoffkonzentrationen, wie sie im Zentrum von Schadensfällen häufig vorhanden sind, können bei der Adsorptionsmethode deutliche Minderbefunde auftreten, weil die Gefahr der Überschreitung der Adsorptionskapazität besteht. In diesem Fall ist die Bodenluft mittels der Direktmethode zu entnehmen.

Beim direkten Abfüllen der Bodenluft wird die Probe mittels einer gasdichten Spritze in zuvor evakuierte Headspace-Gläschen überführt, was vor allem unter Feldbedingungen ein praktikables Verfahren darstellt.

Bei Bodenluft-Untersuchungen werden auch passive Adsorptionsverfahren sowie halbquantitative Teströhrchen eingesetzt. Passive Adsorptionsverfahren können als reine Screening-Methode eingesetzt werden, wobei eine Stoffdifferenzierung möglich aber eine Quantifizierung nicht möglich ist.

Halbquantitative Teströhrchen erlauben keine Stoffdifferenzierung, sondern nur eine Gruppenzuordnung mit grober Mengenschätzung.

Da die zu untersuchenden Stoffgruppen in Anwesenheit von UV-Strahlung zersetzbar sind, müssen die gewonnenen Proben kühl und dunkel (Kühlbox, mindestens 4°C) transportiert werden. Die Proben müssen spätestens am Tag nach der Probenahme im Labor eintreffen und dort binnen 48 h extrahiert bzw. untersucht werden.

Bei Untersuchungsprogrammen mit größeren Probenzahlen ist der Einsatz von Vor-Ort-Untersuchungseinrichtungen zur Minimierung des Transportaufwandes sowie der Reduzierung des Probenaufkommens von Vorteil.

Zusammenfassung von möglichen Fehlerquellen bei der Bodenluftentnahme:

- Ungeeignete Entnahmetiefen führen zu Fehlinterpretationen der Messwerte.
- Durch Niederschläge und entsprechende Feuchtegänge werden die Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft wesentlich beeinflusst. Unter unbefestigten Oberflächen kann die Bodenluftuntersuchung deshalb nicht als absolutes Messverfahren eingesetzt werden.
- Bei unvollständiger Abdichtung der Entnahmestelle kann atmosphärische Luft angesaugt werden und je nach Beschaffenheit die Messergebnisse verfälschen. Kontrollen und Korrekturen können über Argonbestimmungen vorgenommen werden.
- Verschleppungen von Schadstoffen von Messpunkt zu Messpunkt müssen durch Dekontaminieren der Probenahmeausrüstung vermieden werden, da sonst zu große Ausdehnungen der Kontaminationen vorgetäuscht werden.
- Schadstoffminderbefunde können durch den Einsatz ungeeigneter Septen beim Verschließen von Headspace-Gläschen auftreten. Hier sollten PTFE-beschichtete Septen zum Einsatz kommen, die diese Adsorptionserscheinungen weitgehend vermeiden.
- Adsorptionsverfahren sollten bei der Ersterkundung eines Geländes möglichst nicht eingesetzt werden, da es bei hohen Schadstoffgehalten in der Bodenluft zu einem Überschreiten der Adsorptionskapazität des eingesetzten Adsorbens kommen kann. Bei Einsatz von Desorptionsverfahren sollte regelmäßig die Wiederfindungsrate für die einzelnen Substanzen bestimmt werden.
- Auf die notwendige Sorgfalt bei der Protokollierung der durchgeführten Maßnahmen wie z.B. eindeutige Kennzeichnung der Entnahmestellen bzw. der gewonnenen Proben sei an dieser Stelle ergänzend hingewiesen.

2.6.3.3 Analytik

Direktentnahme

Unmittelbar vor Durchführung der Messung werden die mit der Bodenluft gefüllten Headspace-Gläschen im Headspace-Probengeber für etwa 30 bis 60 min. erwärmt. Dabei ist darauf zu achten, dass die gewählte Equilibrierungstemperatur unter den Siedepunkten der erwarteten Schadstoffe liegt. Diese Art der Probenvorbereitung gewährleistet die notwendige Gleichbehandlung von externem Standard und Probe, da die verwendeten Standards meist LHKW-/BTEX-Lösemittel-Gemische sind, zur deren vollständiger Verdampfung im Headspace-Gläschen eine erhöhte Temperatur notwendig ist.

Adsorption

Zur Vorbereitung der Messung von an Aktivkohle adsorbierten LHKW und BTEX werden die Aktivkohle-Röhrchen geöffnet, vollständig in ein Headspace-Gläschen übergeführt, mit einem Desorptionsmittel überschichtet und sofort verschlossen. Um eine vollständige Desorption der Schadstoffe von der Oberfläche der Kohle sicherzustellen, müssen die Gläschen anschließend für mehrere Stunden bei Raumtemperatur geschüttelt werden (Schüttler). Wie bei der Direktbestimmung werden dann unmittelbar vor der Messung die Gläschen im Headspace-Probengeber auf Temperaturen zwischen 60 und 80 °C erwärmt. Im Gegensatz zur Direktmessung führt diese Konditionierung über die Erhöhung des Dampfdruckes zu einer Anreicherung der Schadstoffe in der Dampfphase (Headspace), was die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen deutlich verbessert.

Die quantitative Bestimmung der BTEX-Gehalte erfolgt über die Gaschromatographie mit FID.

Die Trennung der einzelnen Stoffe erfolgt auf Kapillarsäulen mit Längen zwischen 30 und 50 m und mittel- bis unpolaren Filmen. Zur Erzielung eines Optimums an Trennleistung bei möglichst geringer Analysenzeit werden in vielen Fällen Temperaturprogramme angewendet.

Als Probenaufgabeverfahren hat sich in den letzten Jahren die statische Dampfphaseanalyse (Headspace-Technik) gegenüber der manuellen Probenaufgabe durchgesetzt. Dies gilt sowohl für die Direktmessung als auch für die Anreicherungsverfahren.

Die Untersuchungen können auch mittels GC-MSD (massenselektiver Detektor) durchgeführt werden. Diese Methode hat den Vorteil, dass eine Stoffidentifizierung nicht nur durch einen Retentionszeitenvergleich, sondern darüber hinaus durch einen Vergleich des Massenspektrums mit den Daten einer Stoffbibliothek vorgenommen werden kann.

Eine MS-Detektion wird deshalb vorzugsweise bei Fragestellungen eingesetzt, bei denen es auf un-zweifelhafte Substanzidentifikationen ankommt.

Die unteren Bestimmungsgrenzen für die BTEX-Aromaten im FID liegen bei etwa 600 µg/m³ für die Direktmessung, wobei die oberen Bestimmungsgrenzen des Detektors in der Praxis nicht erreicht werden.

Berücksichtigt werden muss, dass die Nachweisgrenzen für BTEX in der Regel um den Faktor 4 - 5 niedriger liegen als die Bestimmungsgrenzen, welche die statistisch abgesicherten unteren Konzentrationsangaben darstellen. Für die Praxis bedeutet dies, dass wesentlich geringere Gehalte in der Bodenluft quantitativ und halbquantitativ nachgewiesen werden können.

Durch die weitgehend automatisierte Probenaufgabe bei der Headspace-Technik liegen die Standardabweichungen bei 10 Wiederholungen bei 10 - 15 %.

Bei Anreicherungsverfahren werden je nach extrahiertem Bodenluftvolumen geringere Bestimmungsgrenzen erreicht, was jedoch durch die Beladungskapazität der Aktivkohle bei Auftreten hoher Belastungen stark nach oben beschränkt ist. Hinzu kommt, dass der Fehler in der analytischen Bestimmung durch den weiteren Probenaufarbeitungsschritt größer ist als bei der Direktmessung und das Adsorptionsverhalten der einzelnen Komponenten stark von der Qualität der verwendeten Aktivkohlen abhängt.

Sättigungskonzentrationen für BTEX liegen im 10-er bis 100-er-g/m³-Bereich. Lediglich für Toluol liegt die Sättigungskonzentration in der Bodenluft bei Temperaturen von 10 °C deutlich unter 1 g/m³.

2.6.4 Nachweis von Mineralölkohlenwasserstoffen durch indirekte Verfahren – Literaturrecherche

Die Erkundung und Abgrenzung von MKW-Kontaminationen erfolgt in der Regel durch **punktueller Aufschlüsse** (Bohrungen, Schürfe) mit einer Probenahme und einer umfangreichen Laboranalytik. Die Ergebnisse sind sehr genau in ihrer Aussagerelevanz. Für eine flächenhafte und räumliche Abgrenzung einer Kontamination werden jedoch sehr schnell die Grenzen bezüglich der Aussagesicherheit und der Kosten erreicht. Bei der Interpretation und Bewertung der konkreten Situation wird stillschweigend davon ausgegangen, dass zwischen den Aufschlusspunkten eine lineare Abhängigkeit bzw. Homogenität besteht. In der Realität ist dies in den wenigsten Fällen zutreffend. Die Folge sind unzutreffende Sanierungsmethodiken und höhere Sanierungskosten.

Zur Vermeidung solcher Überraschungen muss eine in sich abgestimmte Erkundungsmethodik entwickelt werden, mit welcher der Nachweis von Inhomogenitäten und die räumlichen Abgrenzungen von Kontaminationen sicher möglich sind. Dazu eignen sich die **indirekten Erkundungsmethoden** der Oberflächengeophysik, bestimmte chemische Sensoren und kostengünstigere Sondierverfahren. Erstere müssen im Vorlauf zur flächenhaften Abgrenzung und zur Erkennung von Unregelmäßigkeiten durchgeführt werden. Darauf aufbauend sind dann gezielt die Punktaufschlüsse festzulegen. Das Ergebnis einer solchen Untersuchung hat eine sehr hohe Aussagerepräsentanz und gleichzeitig eine gute Detailaussage. Diese bereits in der Lagerstätten- und Baugrunderkundung angewandte komplexe Erkundungsmethodik ist sinngemäß auch hier durchzuführen, wobei immer eine objektspezifische Anpassung vorzunehmen ist. Den oberflächennahen Bereich kann man dann kostengünstig, schnell und flächendeckend erkunden.

Das Ziel dieses Abschnitts ist es, auf der Grundlage einer Recherche festzustellen, welche indirekten Verfahren unter welchen Randbedingungen zum Nachweis von Kontaminationen mit Mineralölkohlenwasserstoffen geeignet sind, und somit eine kostengünstige Alternative zur alleinigen Anwendung direkter Verfahren darstellen können.

Die **Voraussetzungen** für eine erfolgreiche Anwendung einer geophysikalischen Methode sind:

- ein ausreichender Unterschied im **petrophysikalischen Parameter** und
- ein günstiges Verhältnis zwischen **Schichtmächtigkeit und Teufe**.

An der Erdoberfläche werden die physikalischen Felder gemessen, welche durch die Objekte im Untergrund hervorgerufen werden. Bei der Interpretation der Potenzialverfahren sind immer Mehrfachaussagen möglich. Deshalb sollten die gemessenen Ergebnisse komplex in Kombination mit Bohrungen oder Sondierungen interpretiert werden, um dann ein möglichst naturnahes Modell des Untergrundes erstellen zu können.

Somit ist auch klar, dass mit Hilfe der oberflächengeophysikalischen Verfahren i.A. nur in Phase vorliegende MKW-Kontaminationen, und nicht oder nur selten Kontaminationen in der ungesättigten Zone festgestellt werden können. Geeignet sind die Verfahren häufig auch zum indirekten Nachweis der Kontaminationen, so z.B. für den Nachweis von Tanks, oder zum Erhalt von Informationen über das geologische Umfeld des Schadens.

2.6.4.1 Vorstellung der Verfahren

Geomagnetik

Bei dieser Methode wird der Vektor des Erdmagnetfeldes gemessen, welcher u.a. durch die Magnetisierung der Gesteine oder anderer Materialien im Untergrund beeinflusst wird. Die Anomalien ($\Delta\Phi$) werden durch magnetisierte Körper, also im Wesentlichen Eisenteile, aber auch durch die Untersuchung von Körpern, die zwar nicht magnetisch nachweisbar sind, aber deren Auftreten unzweifelhaft mit Eisenteilen verbunden ist (z.B. Tanks) hervorgerufen. Durch Eisenteile im Untergrund wird ein Maximum und ein Minimum der Abweichung vom Normalfeld gemessen. Der wirksame gesteinsphysikalische Parameter ist hier die magnetische Suszeptibilität κ .

Ein direkter Nachweis von MKW-Schäden ist mit diesem Verfahren nicht möglich. Es ist jedoch gut geeignet für das Auffinden von Quellen solcher Kontaminationen, wie z.B. Tanks.

Geoelektrik

Gleichstromgeoelektrik

Dem Untergrund wird über 2 Elektroden ein elektrisches Feld aufgeprägt (Gleichstrom oder niederfrequenter Wechselstrom), dessen Spannungsverlauf entlang der Oberfläche mit 2 Sonden gemessen wird. Durch den Aufbau eines räumlichen Potenzialfeldes, welches von den Leitfähigkeitsstrukturen des Untergrundes abhängig ist, kann die räumliche Verteilung der Leitfähigkeit und des spezifischen Widerstandes (Kehrwert der Leitfähigkeit) ermittelt werden. Für den Fall eines inhomogenen Untergrundes werden die Messwerte als scheinbare spezifische Widerstände bezeichnet. Ohne bekannte Daten über den Aufbau des Bodens, wie z.B. aus Bohrungen, sind mit dieser Methode nur qualitative Aussagen möglich, d.h. Widerstand, Teufe und Mächtigkeit einer Schicht können nicht aus den Ergebnissen der Geoelektrik gleichzeitig bestimmt werden.

Eine MKW-Kontamination bewirkt eine Erhöhung des spezifischen Widerstandes der Schicht. Laut Grinat et al. (2000) liegen die spezifischen Widerstände von Petroleum im Bereich von 10^{10} - 10^{12} Ωm , und die von Benzol im Bereich von 10^{15} - 10^{16} Ωm . Literaturangaben zu den spezifischen elektrischen Widerständen des Untergrundes und von organischen Verbindungen finden sich in Göbel (1998). In dieser Studie wurde festgestellt, dass der spezifische elektrische Widerstand und dessen Frequenzeffekt am stärksten vom Elektrolyt- und Wassergehalt sowie der Bodenart abhängig sind. Kokereispezifische Kontaminationen (v.a. aromatische Kohlenwasserstoffe) hingegen zeigten nur einen geringen Einfluss auf diese Kenngrößen, wirkten generell widerstandserhöhend, jedoch konnte bei geringen Gehalten (< 5 % des Porenvolumens), zunehmender Porosität und sinkendem Elektrolytgehalt des Wassers im Porenraum sogar ein gegenteiliger Effekt beobachtet werden. Bei wasserfreien Proben war kein durch die Kontaminationen hervorgerufener Effekt erkennbar, in wasserhaltigen erst ab einem Gehalt von > 20 % des Porenraumes. Bei Kontaminationen < 20 % wurde insbesondere in feinkörnigen Bodenarten mit niedrigen Elektrolytgehalten des Wassers (vermutlich durch elektrische Grenzflächeneffekte) eine Erniedrigung des Widerstandes gegenüber dem unbelasteten Zustand festgestellt. So wird hier erkannt, dass die Detektion z.B. von kokereispezifischen Kontaminationen mit Hilfe von ingenieurgeophysikalischen Messmethoden prinzipiell möglich ist, meist jedoch die Messungen durch hydrogeologische Daten aus Bohrungen kalibriert werden müssen. Als vielversprechend wird die Methode der geoelektrischen Tomographie (Gewinnung zweidimensionaler Bilder der Widerstandsverteilung im Untergrund zwischen zwei Bohrlöchern) bezeichnet.

Bei Messungen auf dem Gelände des Flughafens Schwerin-Parchim (Grinat et al., 2000) wurden durch geoelektrische Sondierungen und Kartierungen zwar hochohmige Schichten nachgewiesen, jedoch konnten diese nicht sicher auf eine MKW-Kontamination zurückgeführt werden.

Zur Ortung von MKW-Phasen mit ausreichender Mächtigkeit und im Falle ausreichend vorhandener Daten aus Bohrungen ist dieses Verfahren also zum Nachweis von MKW-Kontaminationen als geeignet anzusehen, jedoch besteht noch Forschungsbedarf z.B. zum Einfluss der Gehalte von Tonmineralen, von organischem Kohlenstoff und Calcit auf die zu messenden Parameter.

Elektromagnetik

Die Elektromagnetik ist ein Induktionsverfahren, bei dem das durch das elektromagnetische Primärfeld (erzeugt durch Spulen oder Dipole) im leitfähigen Untergrund induzierte Sekundärfeld gemessen wird. Der Frequenzbereich liegt zwischen 100 Hz und 60 kHz.

Laut Knödel et al. (1997) sind einige Fälle bekannt, wo sehr hohe Schadstoffgehalte oberhalb der Grundwasseroberfläche mit elektromagnetischen Messungen nachgewiesen wurden, so dass mit MKW belastete Bereiche abgegrenzt werden konnten.

Bei der Untersuchung nicht-seismischer Methoden zur Ortung von Kohlenwasserstoffablagerungen (Beke et al., 1991) wurde festgestellt, dass die WEGA-D elektromagnetische Methode für die Feststellung jeglicher Veränderungen durch Kohlenwasserstoffablagerungen (Widerstand oder induzierte Polarisation-Anomalien) genutzt werden kann. In derselben Studie wurde bemerkt, dass mit Öl oder Gas gefüllte Schichten aufgrund ihres im Vergleich hohen Widerstandes zwar durch Widerstandsmessungen direkt nachweisbar sein müssten, dies aber häufig nicht möglich ist, da sich die Schichten aufgrund ihrer geringen Mächtigkeit im Verhältnis zu ihrer Teufe nicht abzeichnen. Daher wurden hier vor allem die sogenannten "Schornstein-Effekte" untersucht. In den Schichten über Kohlenwasser-

stoffablagerungen kommt es zu Effekten, die nach allgemeiner Meinung dadurch verursacht werden, dass

- die IP-Parameter der oberen Schicht aufgrund von (durch CH₄) entstehendem Pyrit ansteigen, während die Prozesse, welche das Pyrit produzieren, eine Verringerung des Widerstandes hervorrufen können,
- CaCO₃ und Teile der sekundären Minerale die Poren füllen, und somit zu einem Anstieg des Widerstandes führen.

Diese "Schornstein-Effekte" haben eine große Ausdehnung, und können teilweise sogar die Oberfläche erreichen.

Eigenpotenzialmethode

Durch elektrochemische und elektrokinetische Vorgänge im Untergrund entstehen Fließ-, Strömungs- und Redox-Potenziale. Diese können an der Oberfläche als lokale Gleichstromfelder mit zwei oder mehreren („Sondenarray“) unpolarisierbaren Sonden, welche durch ein Kabel verbunden sind, gemessen werden. Eine der Sonde wird als Bezugspunkt gesetzt, während man mit den anderen Sonden auf Untersuchungsprofilen das Gebiet vermessen wird. Mit diesem Verfahren können Teufen bis zu einigen zehn Metern erreicht werden.

Untergrundkontaminationen mit MKW bewirken negative Eigenpotenzialwerte (Knödel et al., 1997). Dies kann vor allem auf Diffusions- und Membranpotenziale zurückgeführt werden, welche durch elektrochemische Vorgänge und Ionenaustauschprozesse an Grenzflächen zwischen festen Gesteinsbestandteilen und Porenwässern entstehen. Die Diffusion von Ionen wird durch Tonminerale beeinflusst, die durch ihre Fähigkeit, Ionen zu adsorbieren, einen Membraneffekt hervorrufen.

Die in o.g. Literatur erwähnte Studie von Oritz et al. (1972) untersuchte die Erscheinung, dass bei mit Kohlenwasserstoffen gefüllten Porenräumen sandiger Speichergesteine in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad Effekte auftreten, die den Auswirkungen zunehmenden Tongehalts auf das Diffusionspotenzial entsprechen.

Hollinderbäumer (1991) simulierte über Erdgasspeichern beobachtete Potenzialanomalien, und kam zu dem Schluss, dass es möglich ist, durch Messung von Anomalien an der Erdoberfläche (Messung der Feldstärke in der Luft) Kohlenwasserstofflagerstätten zu orten und deren Volumen zu bestimmen, falls die Teufe der Lagerstätten bekannt ist oder durch ein „trial and error“-Verfahren bestimmt werden kann.

Durch unterirdisch verlegte Leitungen o.ä. muss mit korrosionsbedingten Redoxpotenzialen gerechnet werden. Um eine Trennung der Ursachen von Potenzialunterschieden zu gewährleisten, müssen für dieses geophysikalische Verfahren Sand- und Tongehalte des Untergrundes bekannt sein. Des Weiteren kann es auch in Kombination mit anderen, wie z.B. der induzierten Polarisation, angewendet werden. Für die Erklärung von Eigenpotenzialanomalien, die durch MKW-Kontaminationen hervorgerufen wurden, besteht laut Knödel et al. (1997) noch erheblicher Forschungsbedarf.

Induzierte Polarisation

Bei der induzierten Polarisation (IP) wird die Frequenzabhängigkeit des spezifischen Widerstandes berücksichtigt. Zu unterscheiden sind hier das Zeitbereichsverfahren (Messung des Abklingens der Spannung nach Abschalten des Quellstroms) und Frequenzbereichsverfahren (Amplitude der gemessenen Spannung bzw. der Widerstände bei unterschiedlichen Frequenzen). Die Methode der spektralen induzierten Polarisation (SIP oder Complex Resistivity) gehört zu den Frequenzbereichsverfahren. Die induzierte Polarisation beruht auf elektrochemischen Vorgängen, welche durch Variationen in der Beweglichkeit der Ionen eines Elektrolyten im Porenraum bzw. den Wechsel zwischen elektrolytischer und elektronischer Leitfähigkeit in erzhaltigen Gesteinen zurückzuführen sind. Gemessen wird die Geschwindigkeit der Dipolbildung, mit der ein polarisierbares Medium auf ein äußeres elektrisches Feld reagiert. Fließt ein Strom durch ein polarisierbares Medium, so wird in diesem Energie gespeichert, welche in einer Auf- und einer Entladekurve erkennbar ist. Bei hohen Frequenzen entsteht aufgrund der Abnahme des Widerstandes zusätzlich eine Phasenverschiebung zwischen Erregerstrom und Spannung. Laut Knödel et al. (1997) besteht bezüglich der Anwendbarkeit dieses Verfahrens zum Nachweis von Kohlenwasserstoffkontaminationen noch Forschungsbedarf, jedoch ist zahlreiche Literatur zur Anwendung der Methode auf diese Problematik zu finden.

So konnte aus Gruhne (1999) eine Zusammenstellung der bisherigen Forschung in diesem Bereich entnommen werden, welche in Tabelle 2.6-4 wiedergegeben wird.

Tab. 2.6-4: Übersicht zur Beeinflussung der komplexen Leitfähigkeit poröser Gesteine durch organische Schadstoffe (Labor- und Feldmaßstab) (Gruhne, 1999)

Schadstoff	Material	Verfahren/ Frequenz- bereich	Indikation	Bemerkung	Quelle
Rohöl	Sandsteine	1 Hz – 1 kHz	Verringerung von Real- und Imaginärteil der elektr. Leitfähigkeit infolge verringerter Wassersättigung	Untersuchung der Sättigungsabhängigkeit von Real- und Imaginärteil	VINEGAR & WAXMANN, 1984
Organische Mischkontamination	Tone (Smectite, Montmorillonit)	1 mHz – 1 MHz	Relaxationspeak bzw. Verschiebung eines Relaxationspeaks	Ursache ist so genannte Clay-organic-reaction	Olhoeft, 1985
Toluol	Tone	1 mHz – 1 MHz	Relaxationspeak im Phasenspektrum	Ursache ist Polymerisation von Toluol bei Kontakt mit Tonoberflächen	Sadowski, 1988
Organische Mischkontamination (Deponieabstrom)	tonhaltige Lockergesteine	10 mHz und 10 Hz	Markante Phasenerhöhung bei 10 Hz im Vergleich zu 10 mHz	Kartierung mit Laborapparatur (Wenner-Array)	Olhoeft & King, 1991
Ethylenglycol, Heptan, Toluol	Geschiebemergel	16 mHz – 51 kHz	Verringerung der Phase bei Ethylenglycol; Relaxationspeak oberhalb 10 Hz bei Toluol	Qualitativer Vergleich von Phasenspektren	Vanhala et al., 1992
Methanol, Hexan, Benzol, Motoröl, Mischkontamination	Sandsteine, Tone	1 mHz – 1 kHz	Verringerung des Imaginärteils (z.T. geringfügig); bei Mischkontamination Erhöhung des Imaginärteils bei $f > 10$ Hz	Vergleich von Phasenspektren; Quantifizierung der Kontaminationseffekte u.a. anhand ihrer Dielektrizitätszahl	Börner et al., 1993
Altöl, Motoröl	glaziale Sedimente	16 mHz – 51 kHz	Verringerung der Amplitude; Phase wird erhöht oder verringert (abh. von der Wirkzeit)	Untersuchung der zeitlichen Veränderung nach der Kontamination; Vergleich Labor – Feld	Vanhala, 1997

In seiner Arbeit kommt Gruhne (1999) zu dem Schluss, dass das Verfahren der induzierten Polarisation in Verbindung mit tomographischen Auswerteverfahren geeignet ist, um die räumliche Verteilung des Wassergehaltes, und damit indirekt Restgehalte von in Phase vorliegenden Schadstoffen zu quantifizieren.

Olhoeft (1985) beschreibt, dass die Polarisationsantwort von mit Kohlenwasserstoffen kontaminierten Tonen geringer ist, als die von unkontaminierten Böden.

Laut Vanhala et al. (1992) ist die Anwendbarkeit der Methode abhängig von der Anwesenheit von Tonmineralen im Boden. So zitiert er Olhoeft (1985), welcher beschreibt, dass bei Frequenzen < 10 Hz sich ein Phasenmaximum zu geringeren Frequenzen hin bewegt oder komplett verschwindet, während bei Frequenzen > 10 Hz durch die Kontamination ein deutliches Phasenmaximum hervorgerufen wird. Die spektralen Effekte werden darauf zurückgeführt, dass die organischen Moleküle die Tonpartikel ummanteln, und somit den Kationenaustausch behindern. Der Phasenanstieg von mit Toluol kontaminiertem Montmorilloniten wurde von King & Olhoeft (1989) auf die Ton-katalysierte Polymerisation von Toluol zurückgeführt.

In der Arbeit von Vanhala et al. (1992) wird festgestellt, dass die entscheidenden Reaktionen, die in Böden, welche hauptsächlich aus Tonmineralen bestehen, ablaufen, auch in glazialen Böden ablaufen können.

Georadar

Bei diesem elektromagnetischen Impulsreflexionsverfahren (Frequenzbereich 10 MHz bis 2 GHz) werden kurze elektromagnetische Impulse über eine Sendeantenne in den Untergrund abgestrahlt, wo sie an Schichtgrenzen und Objekten reflektiert bzw. an Einlagerungen gestreut werden. Diese Reflexionen entstehen, wenn größere Unterschiede der Dielektrizitätskonstanten ϵ und der elektrischen Leitfähigkeit σ (Kehrwert des spezifischen Widerstandes) auftreten. Die durchschnittliche Dielektrizitätskonstante für Lockergesteine und Böden beträgt $\epsilon = 9$ (Knödel et al., 1997) und die für Kerosin 2,1 (Grinat et al., 2000). Auch für die Leitfähigkeit bestehen Unterschiede zwischen Kohlenwasserstoffen und dem unkontaminierten Untergrund (s.o.). Um Diskontinuitäten nachweisen zu können, müssen diese allerdings einen Abstand von einer Wellenlänge, bei optimalen Bedingungen von einer Viertelwellenlänge aufweisen. Laut Knödel et al. (1997) besteht für die Anwendung dieser Methode zur Detektion organischer Schadstoffe noch Forschungsbedarf.

In Van der Roest et al. (1997) wurden folgende Ergebnisse erzielt:

- Ergebnisse (in Kombination mit Laboranalysen) als Basis für einen gezielten und effektiven Beprobungs-/Bebohrungsplan,
- Eindringtiefen in sandigen und tonigen Böden in den Niederlanden: 20 - 40 feet (entspricht 6 - 18 m),
- abhängig von den lokalen Gegebenheiten sind die Nachweisgrenzen hier 200 - 500 mg/(kg TS) (ppm) in Böden und 50 Mikrogramm pro Liter (ppb) im Grundwasser,
- Einsatzbeispiel: ehemaliges Ölerkundungs- (oil exploration) Gebiet mit MKW-Kontaminationen bis zu 1.000 ppm im Boden und 500 ppb im Grundwasser; Feinsand bis 7 m unter GOK und sandiger Lehm zwischen 3 und 6 m, Grundwasserspiegel bei 1,5 m unter GOK,
- Für dieses Gebiet existierte bereits ein Sanierungsplan (also ist anzunehmen, dass bereits ausführliche Daten aus Bohrungen etc. vorhanden waren),
- GPR-Messungen wurden mit einer 100 MHz-Antenne und einem Raster von 2 x 2 m durchgeführt, die Eindringtiefe lag bei ca. 7 m; bei der Auswertung der Daten wurde der Untergrund in Schichten von 0,7 m unterteilt,
- es wurden weitere Bohrungen zur Überprüfung der erhaltenen Daten durchgeführt, welche eine hohe Übereinstimmung mit den GPR-Daten hatten und wodurch ein Modell der Kontamination erstellt werden konnte,
- die Kontamination konnte (in unterschiedlichen Konzentrationen) in einer Tiefe von 2,1-2,8 m nachgewiesen werden.

Bei der Erkundung des Schadensfalles Parchim (Grinat et al., 2000) wurde Georadar in einem Frequenzbereich von 100 MHz bis 500 MHz eingesetzt, wobei insgesamt drei Profile gemessen wurden. Durch Messungen wurde zunächst die Ausbreitungsgeschwindigkeit der elektromagnetischen Welle auf dem Gelände bestimmt (ca. 12 cm/ns). Aus dieser Geschwindigkeit und einer relativen Dielektrizitätszahl für Kerosin von 2,1 ergibt sich eine Wellenlänge von 2 m in diesem Medium. Erwartet wurden Reflexionshorizonte der Oberfläche der Kerosinphase und der Grundwasseroberfläche. In diesem Fall hätte die Mindestmächtigkeit der Kerosinschicht bei einer Frequenz von 100 MHz 0,7 m betragen müssen. Dies war allerdings zum Zeitpunkt der Messung nicht gegeben (die Mächtigkeit betrug nur ca. 0,2 m), so dass sich nur ein einziger Reflexionshorizont abzeichnete. Bei Messungen mit höheren Frequenzen verringert sich die Eindringtiefe, so dass die in diesem Fall erforderliche Eindringtiefe von etwa 5 m bei einer Frequenz von 500 MHz nicht mehr erreicht werden konnte, die 23 cm mächtige Schicht wäre bei dieser Frequenz jedoch auflösbar gewesen.

Drucksondierungen / Fluoreszenzverfahren

Hierbei handelt es sich um Fluoreszenzmesssonden, die mittels Drucksondierungen in den Untergrund eingebracht werden. Ursprünglich wurde die Technologie der Drucksondierung zur Ermittlung von bodenmechanischen Kennwerten und zur Baugrunderkundung eingesetzt, kann aber in Kombination mit anderen Sonden zunehmend auch zur Altlastenerkundung verwendet werden.

Als Fluoreszenzmessgeräte stehen ROSTTM (= Rapid Optical Screening Tool), FMG 300 und FMG 600 zur Verfügung. Das in den Boden geleitete Licht der Laser- oder UV-Quelle wird von aromatischen KW absorbiert, welche danach Licht einer größeren Wellenlänge emittieren (fluoreszieren). Das Fluoreszenzlicht wird als Tiefenprofil der Fluoreszenzintensität (Fluorescence versus depth = FVD)

dargestellt, wobei ROST™ noch zusätzlich die Möglichkeit bietet, durch eine Wellenlängen/Zeit-Matrix Typen von Kohlenwasserstoffen zu differenzieren.

Die Nachweisgrenzen liegen bei einigen mg/kg im Boden, und bei einigen 10 µg/l im Grundwasser, abhängig vom Gerätetyp, der Art des Schadstoffes und teilweise auch der Bodenmatrix.

Im Untergrund durch die MIP-Sonde (siehe Tab 2.6-3) verdampfte LHKW und BTEX werden über eine semipermeable Membran geleitet, und über das Sondeninnere zu Photo- oder Flammenionisationsdetektoren (PID, FID) geleitet, wobei als Ergebnis ein Profil der Kohlenstoffkonzentration erhalten wird. Eine Kombination mit GC-Analysen zur qualitativen Kohlenwasserstoffanalyse ist möglich.

Bei dem mit MKW kontaminierten Gebiet des Flughafens Schwerin-Parchim sind Drucksondierungen in Tiefen von 10-17 m abgeteuft worden (Dietrich et al., 2000). Mittels FMG 600 und MIP (mit PID und FID-Detektoren) wurde die MKW-Kontamination auf diesem Standort untersucht, des Weiteren kam das BAT- und das MOSTAP-System zum Einsatz. Hierbei gelang die Detektion von MKW-Belastungen in der sowohl gesättigten als auch in der ungesättigten Zone mit hoher Auflösung. Inwieweit ein Anstieg der Fluoreszenzintensitäten durch Änderungen der mineralischen Zusammensetzung der Schichtenfolge beeinflusst wird, wurde nicht untersucht. Bei Erreichen der freien MKW-Phase kann es zu einer Sättigung der FID- und PID-Detektoren kommen, wodurch die Detektion der Kontamination im weiteren Profilverlauf erschwert wird. Daher wird empfohlen, entweder die Empfindlichkeit des MIP-Systems entsprechend einzustellen, oder bei gleichzeitiger Anwendung der FMG- und MIP-Verfahren zuerst die FMG-Messung zur Bestimmung der Phasengrenze durchzuführen. Es wurde festgestellt, dass durch rasterartig ausgelegte Drucksondierungen die Volumina der freien Phase und der kontaminierten Lockersedimente ermittelt werden können.

Bei der Erkundung der MKW-Kontamination auf dem Gelände der PCK Raffinerie GmbH in Schwedt (FUGRO, 1999) wurde mittels FMG 600 erfolgreich der Residualsättigungsbereich des MKW-Schadens abgegrenzt und daraus wesentliche Erkenntnisse über die Wechselbeziehung dieses Bereiches zum Grundwasserspiegelschwankungsregime abgeleitet. Zur Anwendung der Leitfähigkeitssonden zur Ermittlung der Phasenanteile Öl – Wasser – Luft im Bereich des kapillaren Schwankungsbereiches besteht akuter Forschungsbedarf. Die Kosten von Drucksondierungen machen ca. 30 - 50 % der Kosten einer orientierenden oder Detailuntersuchung mit konventioneller Bohr- und Probenahmetechnik aus.

Sensortechnik

In Voigt & Wippermann (1998) werden die in Tabelle 2.6-5 dargestellten Verfahren zum alternativen Vor-Ort-Nachweis für Schadstoffe aufgeführt. Es wird erwähnt, dass die Analysentechniken einerseits weiterentwickelt werden, aber andererseits in diesem Prozess auch an Grenzen stoßen, so dass diese Verfahren ihre zunehmende Bedeutung hauptsächlich als Ergänzung der Laboranalyse haben.

Tab. 2.6-5: Einteilung chemischer Sensoren nach dem Wirkungsprinzip (Nießner in Voigt & Wippermann, 1998)

Bildung des Sensorsignals		Sensortyp
A. Elektrische Signalerzeugung		
Leitfähigkeitsänderung		Homogene-Metalloxid-Halbleiter, Organische Halbleiter, Pellistor Anorganische Festkörperelektrolyte, Chemisch sensitive Metalloxid-Halbleiter-Strukturen Piezoelektrische Waage, Surface-acoustic-wave-Sensoren (SAW) Laufzeit-Massenspektrometer
Elektrochemische Strom- bzw. Potenzialbildung		
Resonanzfrequenzänderung		
Elektrische Mobilität		
B. Optische Signalerzeugung		
Transmission Fluoreszenz Phosphoreszenz Lichtstreuung Ramanstreuung Optothermische Wechselwirkung Plasmonen-Anregung	hervorgerufen durch optische	Faseroptiken, Lichtleiter, Miniatur-Spektrometer Photoakustischer Sensor Optothermischer Sensor Surface-plasmon-resonance-Detector (SPR)

Bildung des Sensorsignals	Sensortyp
C. Biochemische Signalerzeugung	
Enzymatische Detektion	Substratumsatz Aktivierung durch Analyt Inhibierung durch Analyt
Immunologische Detektion	Kompetitiver Immunoassay (direkte oder indirekte Variante) Mikrotiterplatte, Immunfiltration

Als die vielversprechendste Technik werden die faseroptischen Sensoren – in Verbindung mit leistungsstarker Spektroskopie – genannt (vgl. Abschnitt Drucksondierungen/Fluoreszenzverfahren). Die Fluoreszenzverfahren werden für mit Mineralöl kontaminierte Wässer als geeignet eingestuft.

Zur Detektion von BTEX-Aromaten und LHKW könnten elektrische Halbleitersonden in Bodensonden für die Bodengasanalyse bald eingesetzt werden.

Prinzipiell wird die Sensortechnologie als noch nicht breit einsetzbar beschrieben, und nur wenigen Verfahren wird eine Aussicht auf Feldtauglichkeit zugeschrieben. Jedoch wird als Ausblick ein robustes optisches System für die kontinuierliche Überwachung als gegenüber einem chemikalienfreien elektrochemischen Bauteil überlegen beschrieben.

Für den Einsatz von Chromatographen und Immunoassays zur Dauerüberwachung ist ein hoher Personalaufwand erforderlich.

Von der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, wurde 1992 das Projekt „Studie über die Anwendungsmöglichkeiten der Vor-Ort-Analytik mit Sensortechnik“ gestartet, um alternative Möglichkeiten zur zeit- und kostenintensiven Laboranalytik bei der Untersuchung von Altlasten zu erforschen. Durch eine Literaturstudie wurden 1992 zunächst Geräte ausgesucht, die für die Fragestellung in Frage kamen, und mit elf dieser Geräte wurden 1994 Feldtests auf dem Gelände eines ehemaligen Sägewerks mit Holzimprägnierung in Sinsheim, dessen Untergrund u.a. mit Mineralöl kontaminiert war, durchgeführt.

Tab. 2.6-6: Auswahl feldtauglich eingeschätzter Analysegeräte nach Literaturrecherche und Markterhebung (ohne Anspruch auf Vollständigkeit); (Quelle: www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/tba23-95/snh-Contents.html, Stand 1996)

Messprinzip	Gerät (Hersteller)	Parameter													
		Toxizität	organische Verbindungen	Cyanid	VOC	Methan	Metalle	BSB	CKW	BTEX	PAK	MKW	PCB	PCP	Nitroverbindungen
Lumineszenz	Lumis Tox (Dr. Lange)	x													
	Microtox (Microbics/Heyl)	x													
Immunoassay	Rapid Assay (Baker)									x		x	x		
	Envicheck (Dräger)								x	x	x	x	x		
	D-Tech (Merck)								x	x		x			
	Envirogard (Millipore)								x	x	x	x	x		
Photometrie	CN-Autoanalyzer (Skalar)			x											
Fiberoptische Spektrometer	SPEC (O.K.TEC)				x										
	Fiberoptische Sonden (Polytec)	x													

Messprinzip	Gerät (Hersteller)	Parameter													
		Toxizität	organische Verbindungen	Cyanid	VOC	Methan	Metalle	BSB	CKW	BTEX	PAK	MKW	PCB	PCP	Nitroverbindungen
Flammenionisationsdetektion (FID)	OAV 128 (Ansyco)					x									
Elektrochemie	PDV 2000 (GAT)						x								
	BSB5-Kurzzeit (LAR)							x							
Infrarotspektrometrie (IR)	OCMA 220 (Horiba)		x						x						
	TPH-Analysator (Wolters)		x								x				
	Multigasmonitor 1301/1302 (Bruel&Kjaerl)				x				x	x					
	Miran 1b (Ansyco)				x				x	x					
Fluoreszenz	Feldfluorometer 10-AU (GAT)				x										
Laserinduzierte Fluoreszenz	PAK-Lasersonde (LaserLab Berlin)									x					
Röntgenfluoreszenz (XRF)	SpecTrace 6000 (Noran)						x								
	SpecTrace 9000 (Noran)						x								
	X-Mol 920 (Outokumpu)						x								
Kapillarelektrophorese	Quanta 400 (Waters)						x								
ICP/OES	SpectroPrep (CEM)						x								
Gaschromatographie (GC)	Quad 400 (MIT)				x				x	x					
	8610 (SRI)				x				x	x					
	Scentograph (Sentex)				x				x	x					
	Modell 311 (hnu)				x				x	x					
	HC 1010 (Air montec)				x				x	x					
Gaschromatographie mit Massenspektrometrie (GC/MS)	MM1 (Bruker)		x		x				x	x	x	x	x	x	
	EM 640 (Bruker)		x		x				x	x	x	x	x	x	
	Spectra Trak (Viking)		x		x				x	x	x	x	x	x	
Ionenmobilitätsspektroskopie (IMS)	AVM Grasby (Air montec)				(x)										x
	Raid 1 (Bruker-Saxonia)				x										x
	Raid 2 (Bruker-Saxonia)				x										x

Von den für die MKW-Analytik ausgewählten Geräten (GC/MS: MM1, IR-Photometer, Lasersonde, Immunoassay: Dräger Envi-Check, Biolumineszenztest) wiesen alle im Vergleich mit Labordaten zumindest den richtigen Trend der Daten auf, wobei die besten Ergebnisse durch GC/MS, IR-Photometrie und Immunoassay (bei dem die Messstufe durch Verdünnung angepasst werden kann) erzielt (siehe Abbildung 2.6-2).

Radiometrie - Bodenluftmessungen

Bei Bodenluftuntersuchungen können u.a. der Radongehalt ermittelt werden. Das Edelgas Radon ist Tochternuklid des Radiums in der Zerfallsreihe von Uran und Thorium. Das Isotop Radon ist nicht im Kristallgitter der Minerale gebunden. Es kann daher leicht in den Porenraum übergehen (Emanationsvermögen). Dieses Porengas diffundiert im Gestein zur Erdoberfläche. Deren Konzentration wird im Tiefenbereich bis ca. 0,7 m durch spezielle Sonden, mit welchen die Bodenluft abgesaugt wird, ermittelt.

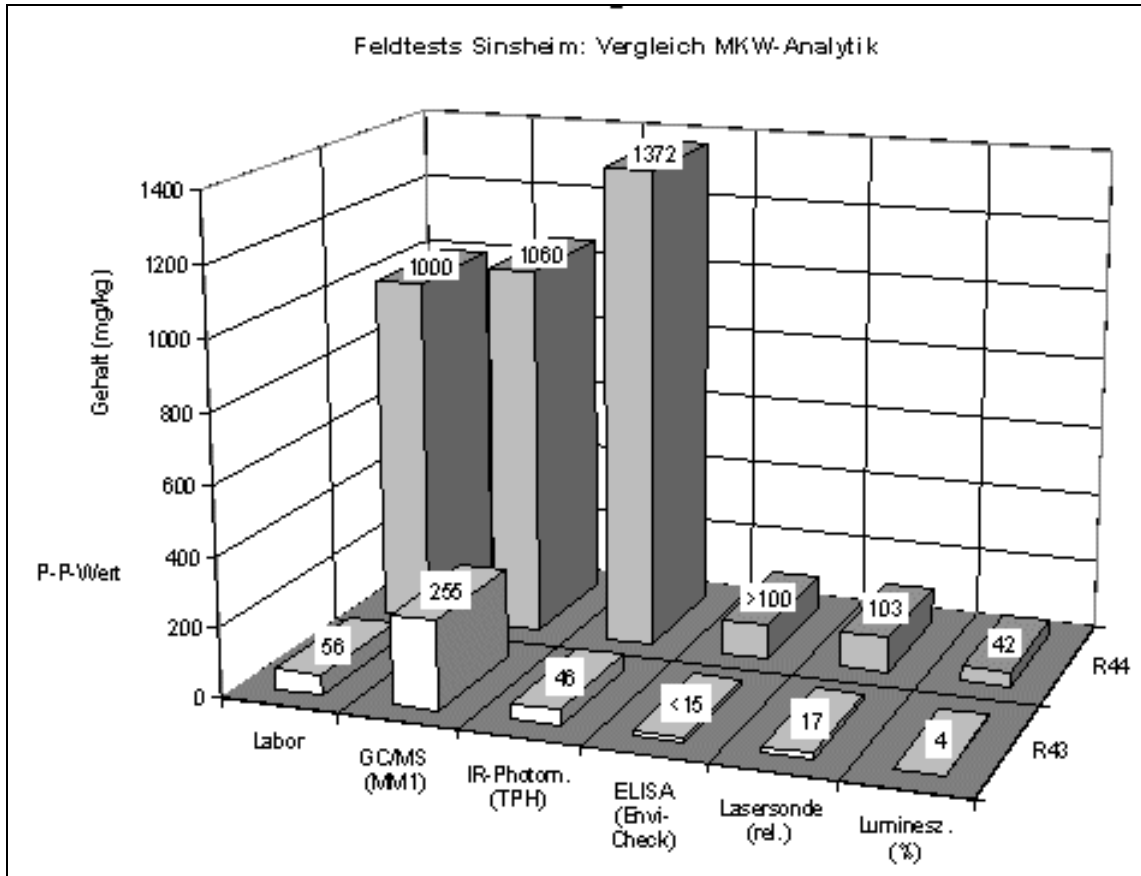


Abb. 2.6-2: Ergebnisse der MKW-Bestimmung für die Vergleichsproben R43, R44; Angaben in mg/kg (Lasersonde: relative Werte, Lumineszenztest: % Hemmung); (Quelle: www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/tba23-95/snh-Contents.html, Stand 1996)

Aus der Konzentrationsverteilung des Radons in den oberflächennahen Bodenschichten können Gesteinstypen, Wasserwegsamkeiten in Störungszonen u.a. nachgewiesen werden. Über einen empirischen Zusammenhang zwischen Radon- und Kohlenwasserstoffgehalt können KW-Kontaminationen erkundet werden (Knödel et al., 1997).

Erstmals wurden derartige Zusammenhänge bei der Erkundung von Erdöl- und Erdgaslagerstätten beobachtet. In den letzten Jahren wurde diese Methode auch erfolgreich für Umweltuntersuchungen eingesetzt. So konnte bei der Untersuchung einer ehemaligen Lackfabrik ein Zusammenhang zwischen erhöhten BTEX-Gehalten und hohen Radongehalten nachgewiesen werden. Ähnliche Ergebnisse wurden bei der Verunreinigung des Bodens mit Rohöl, Benzin, Diesel und Kerosin erhalten.

Durch eine flächenhafte Vorerkundung mit dieser kostengünstigen Methode kann eine optimale Probestandortfestlegung und Reduzierung der chemischen Analytik erfolgen (Eichung).

Es besteht jedoch erheblicher Forschungsbedarf, um das Verfahren routinemäßig einsetzen zu können.

Milieusonde

Durch in Reihe geschaltete Sensoren oder eine Multifunktionssonde werden in Grundwassermessstellen (Mindestdurchmesser 2") die Milieuparameterelektrische Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotenzial und Sauerstoffgehalt als Funktion der Tiefe gemessen. Daraus lassen sich u.a. Rückschlüsse auf die chemische Beschaffenheit der Wässer, das Lösungsverhalten, die Mobilität von Stoffen, die Aktivität gelöster oxidierender und reduzierender Stoffe und auf die oxidierenden und reduzierenden Bedingungen ableiten (Knödel et al., 1997).

Die Messungen können in Teufenbereichen von 0 bis 100 m, teilweise bis zu 200 m durchgeführt werden.

2.6.4.2 Zusammenfassung

Im Ergebnis der umfangreichen Recherche und aufgrund eigener Erfahrungen bei der praktischen Nutzung sind als relevante Messverfahren die in nachfolgender Tabelle zusammengefassten Verfahren zu nennen. Ihre prinzipielle Eignung wurde in verschiedenen Projekten der Forschung vor allem theoretisch und in definierten Labortests nachgewiesen. Die Bewertung der generellen Eignung bezieht sich auf eine Praxisanwendung bzw. auf deren Einführung in die Feldmesspraxis. Einige Verfahren werden bereits erfolgreich eingesetzt, wobei der Nutzungsumfang noch sehr unterschiedlich ist. Bei den erzielten Ergebnissen gibt es auf Grund der komplexen Einflussfaktoren oft Interpretationsprobleme. Das betrifft vor allem die quantitative Zuordnung von Messwerten zu den umweltrelevanten Parametern. Hier ist in den meisten Fällen noch eine gezielte Testung und Einführung in der Praxis notwendig. Dabei sind vor allem die Randbedingungen nachvollziehbar und konkret zu definieren. Bei den oberflächengeophysikalischen Verfahren sind induzierte Polarisation und das Eigenpotenzial ausbaufähig und erfolgversprechend.

Bei den chemischen Sensoren muss noch zielgerichtet ausgetestet werden, welche unter robusten Feldbedingungen gute Ergebnisse vorweisen.

Die Drucksonde mit Fluoreszenzsonden ist bereits ein ausgereiftes und anwendungsbereites Verfahren.

Für die weitere Bearbeitung dieser Problematik sollten neben Laboruntersuchungen in erster Linie gezielte Felduntersuchungen an entsprechenden Objekten erfolgen. Auf dieser Grundlage können dann die jeweilig weiteren geeigneten Verfahren in der Praxis eingeführt werden, wobei immer von der eingangs genannten komplexen Erkundungsmethodik auszugehen ist.

Tab. 2.6-7: Eignung der einzelnen geophysikalischen Methoden unter Praxisbedingungen

Methode	Parameter	prinzipiell geeignet	generell geeignet	bereits eingesetzt worden
Geomagnetik	mag. Suszeptibilität	ja	nein	ja
Gleichstromgeoelektrik	spez. Widerstand	ja	nein	ja
Elektromagnetik	Leitfähigkeit	ja	nein	ja
Eigenpotenzialmethode	Eigenpot.	ja	nein	ja
Induzierte Polarisation		ja	ja	ja
Georadar	Dielektrizitätskonstante	ja	nein	ja
Fluoreszenzverfahren	Spektrometrie	ja	ja	ja
Chemische Sensoren		ja	ja	ja
Bodenluftmessungen	Radongehalt	ja	ja	ja
Milieusonde	pH-Wert, LF, Redoxpotenzial., Temp.	ja	ja	ja

2.6.5 Analyse der Laborverfahren zur Ermittlung von Migrationsparametern

Eine ausführliche Beschreibung der Verfahren zur Ermittlung migrationsrelevanter Parameter ist im Kapitel 3 des Bandes 6 Geochemie (Voigt & Wippermann, 1998) des Handbuches zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten enthalten.

Daneben sei insbesondere unter dem Aspekt der Nutzung laborativer Verfahren im Rahmen der Sanierungsuntersuchungen auf die nachfolgenden Schriften verwiesen:

- Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung (DECHEMA, 1992) und
- Sanierung kontaminierter Böden, DVWK Schriften, Heft 116, 1997 (DVWK, 1997a).

Bezüglich der Zielstellung lassen sich die laborativen Verfahren in

- Elutionsversuche,
- Migrationsversuche und
- Abbauprobversuche unterscheiden.

2.6.5.1 Eluatuntersuchungen

Elutions- oder Perkolationsversuche dienen in erster Linie zur Klärung, ob aus einem kontaminierten Bodenkörper unter welchen geochemischen bzw. geohydraulischen Randbedingungen in welchem Umfang Schadstoffe ausgetragen werden können.

In Anlage 2 sind die bisher in Deutschland gebräuchlichsten Elutionsverfahren aufgeführt, die aus der Stoffsammlung Laboranalytik bei Altlasten der Hessischen Anstalt für Umwelt (1996) entnommen wurde.

Insbesondere sei auf die EPA-Methode 1311 hingewiesen, bei der das Lösungspotenzial organischer Schadstoffe mittels Essigsäure- bzw. einer Essigsäure-Acetatlösung ermittelt wird.

In der Tabelle nicht enthalten ist eine von der Universität GH Essen in Zusammenarbeit mit dem LWA Nordrhein-Westfalen entwickelte „Routinetest zur Elution von organischen Komponenten aus Abfällen und organischen Böden“, der eine Weiterentwicklung des bekannten pHSTAT-Verfahrens darstellt (Schriever & Hirner, 1994). Als sogenannter Modifier wird dabei Ethanol als Lösungsvermittler der organischen Verbindungen eingesetzt.

Generell muss eingeschätzt werden, dass die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der in Elutionsversuchen gewonnenen Ergebnisse in den meisten Fällen nicht gewährleistet werden kann. Standardisierte Verfahren, beginnend von der Probenvorbereitung, der einzusetzenden Wasser-Boden-Verhältnisse, sowie ihrer Durchführung in entsprechenden Versuchsanlagen (s.u.). Abbildung 2.6-3 zeigt den schematischen Ablauf von Elutionsversuchen.

Für vertiefende Studien zu den Elutionsverfahren wird auf den Abschnitt 5.5 des Handbuches /Chemie und Biologie der Altlasten (1997) verwiesen.

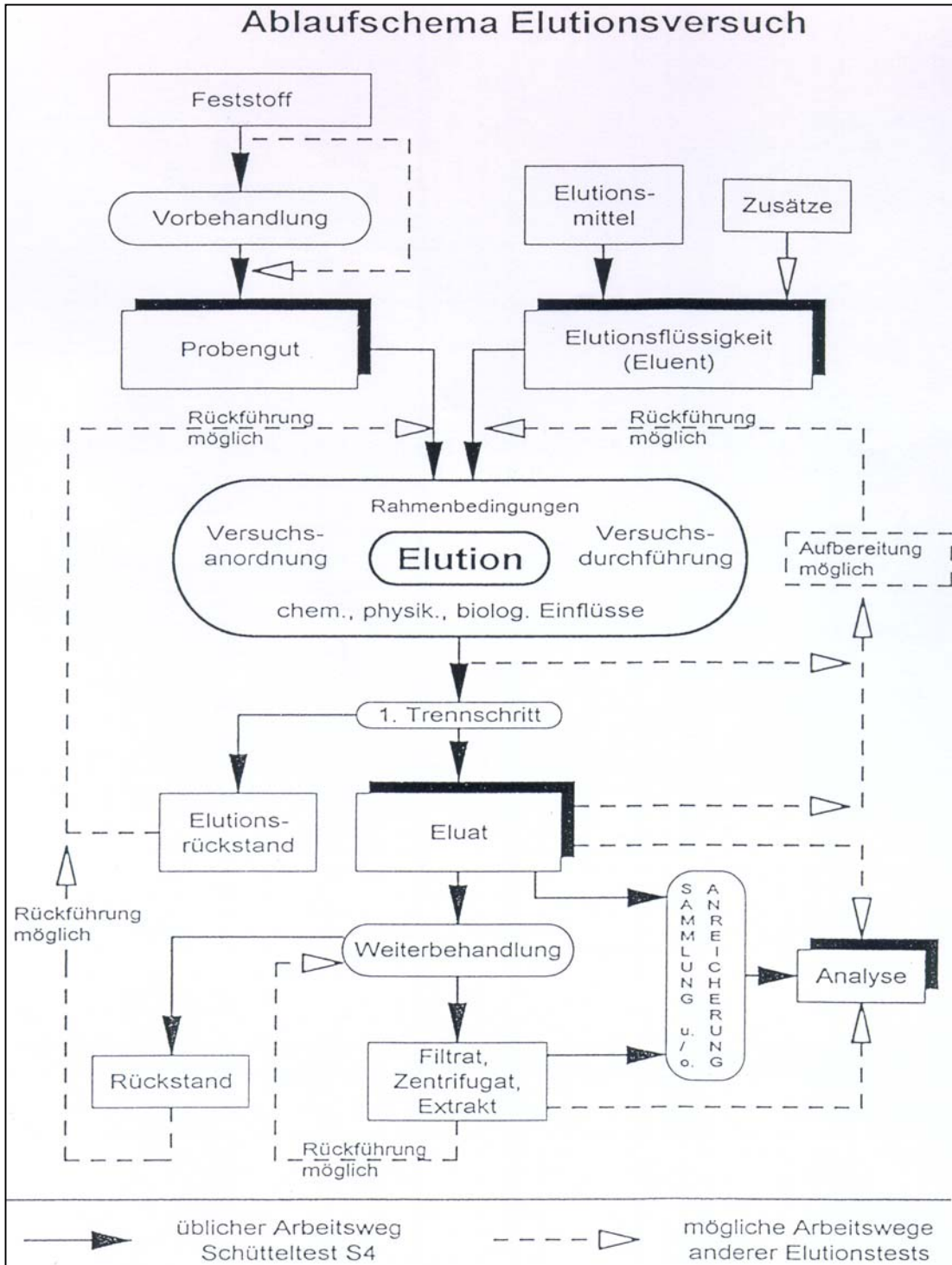


Abb. 2.6-3: Schematischer Ablauf von Elutionsversuchen (Obst & Seidel, 1997)

2.6.5.2 Migrationsversuche

Migrationsversuche sind im Unterschied zu Elutionsverfahren prozessorientierte Versuche, die zur Ermittlung von Parametern der Ausbreitung bzw. Wechselwirkung von Wasserschadstoffen dienen. Gleichzeitig sind sie integraler Bestandteil von Sanierungsverfahren, indem sie diese im Labormaßstab vorbereiten helfen, sie optimieren und begleiten.

In den DVWK Schriften Heft 116 (DVWK, 1997a) sind erstmalig Angaben zur Einordnung der unterschiedlichen laborativen Verfahren und Vorrichtungen im Rahmen der Sanierungsuntersuchungen enthalten.

Die laborativen Verfahren und Vorrichtungen zur Durchführung von Migrationsversuchen können in 2 Hauptgruppen eingeteilt werden:

- Batch-Versuche und
- Säulen-Versuche.

Batch-Versuche

Die im Allgemeinen als Batch-Tests bezeichneten Laboruntersuchungen sollen neben der punktbezogenen repräsentativen Untersuchung von Transport- und Speicherprozessen sowie interner Reaktionen und externer Senken/Quellen auch den demonstrativen Nachweis von Szenarien (z.B. Szenarien der Grundwasserbewegung und des daran gekoppelten Schadstofftransportes) sowie die Überprüfung, ob die zu untersuchenden Prozesskennwerte dem geforderten Gleichgewichtszustand zwischen den Phasen des Mehrphasensystems entsprechen, ermöglichen (Nitsche et al., 1997).

Eine Übersicht der Batchversuche bei der Planung hydraulischer Sicherungsmaßnahmen bzw. von Dekontaminationsmaßnahmen ist in den Tabellen 2.6-8 und 2.6-9 aus Nitsche et al. (1997) dargestellt.

Säulenversuche

Säulenversuche stellen die nächst höhere Untersuchungsstufe zu den Reaktorversuchen dar, da sie von der punktbezogenen, zeitunabhängigen Betrachtung zur örtlichen, eindimensionalen, zeitabhängigen Betrachtung überleiten.

Nach Nitsche et al. (1997) ermöglichen sie:

- die Ermittlung **transportabhängiger Prozessgrößen** (z.B. der hydrodynamischen Dispersion, der mit mobilen Fluid gefüllten Porosität – hydraulisch wirksame Porosität),
- die Ermittlung von Prozesskennwerten von Austauschprozessen (Geschwindigkeitskonstanten z.B. der Austauschkinetik 1. Ordnung),
- die Ermittlung von Prozesskennwerten von internen Reaktionen (Geschwindigkeitskonstanten z.B. der Austauschkinetik 1. Ordnung),
- eine demonstrative Nachweisführung von Sanierungsverfahren,
- die Verifizierung und Validierung eindimensionaler Migrationsmodelle und
- die demonstrative Prognose der Migration von Kontaminanten.

In Tabelle 2.6-10 wurden die zur Planung von Sanierungsmaßnahmen einsetzbaren Säulenversuche zusammengefasst.

Tab. 2.6-8: Zur Planung hydraulischer Sanierungsmaßnahmen verwendbare Batchversuche (Nitsche et al., 1997)

Verfahren	Schemata	Bemerkungen
<p>Klassischer Batch-Test</p> <p>(Auswertung des Gleichgewichtszustandes)</p> <p>Drucktopfapparatur</p> <p>pF-Wertanlage (Sandbett-Kaolinbett-Drucktopfanlage)</p>		<p>teilweise gestörte Struktur und Textur (US-Standard), hohe Anforderungen an die Probenteilung; bei mehrfacher Entkopplung der Bodenprobe vom Separator (Keramikplatte; Sandbett) entstehen Unstetigkeitsstellen in der pF-Funktion</p>
<p>dynamischer Batch-Test</p> <p>(Auswertung der Nicht-Gleichgewichts-Phase)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verdunstungsmethode • Infiltrationsmethode 		<p>praktisch geringer Arbeitsbereich</p>
<ul style="list-style-type: none"> • one-step outflow test 		<p>Einsetzbar für nicht bis schwach bindige Erdstoffe,</p>
<ul style="list-style-type: none"> • multi-step outflow/ inflow test 		<p>Einsetzbar für nicht bindige bis bindige Erdstoffe</p>

Tab. 2.6-9: Zur Planung von Dekontaminationsmaßnahmen verwendbare Batchversuche (Nitsche et al., 1997)

Verfahren	Schemata	Bemerkungen
KLASSISCHER BATCH-TEST		bewegte Feststoffphase bewegte fluide Phase
BIOREAKTORTEST/ FESTBETTREAKTOR- TEST		bewegte bzw. stark auf- lockerte Feststoffphase bewegte fluide Phase
STATISCHER BATCH-TEST		nicht bewegte Feststoff- phase nicht bewegte fluide Phase
DYNAMISCHER BATCH-TEST REV-FLUID- PERKOLATIONSTEST (KLOTZ)		nicht bewegte Feststoff- phase; mittels Perkolation bewegte fluide Phase
REV-FLUID- ZIRKULATIONSTEST (LUCKNER)		nicht bewegte Feststoff- phase; mittels Pumpe bewegte fluide Phase

REV - repräsentatives Elementarvolumen (entspricht einer Bodenkernprobe)

Tab. 2.6-10: Zur Planung von Sanierungsmaßnahmen verwendbare Säulenversuche (Nitsche et al., 1997)

Verfahren	Schemata	Bemerkungen
<p>KLASSISCHE SÄULEN-ANLAGE</p> <p>Einsäulensystem mit einem Entnahmeport für die Wasserproben</p>		<p>keine vertikal differenzierte Entnahmemöglichkeit von Wasserproben;</p> <p>hydraulisch stabil;</p>
<p>Einsäulensystem mit mehreren, entlang des Strömungsweges seitlich angebrachten Entnahmeports für Wasserproben</p>		<p>vertikal differenzierte Entnahmemöglichkeit von Wasserproben - daraus bedingte Veränderung der Filtergeschwindigkeit entlang des Gesamtströmungsweges;</p> <p>hydraulisch instabil;</p>
<p>DISKRETISIERTE SÄULEN-ANLAGE (NITSCHKE)</p> <p>Mehrsäulensystem mit je einem Entnahmeport für die Wasserproben</p>		<p>vertikal differenzierte Entnahmemöglichkeit von Wasserproben, ohne Veränderung der Filtergeschwindigkeit entlang des Gesamtströmungsweges;</p> <p>hydraulisch stabil;</p> <p>Möglichkeit einer hydraulisch gesteuerten "Verlängerung" des Fließweges;</p>

Q: Durchfluß in ml/min; C: Konzentration in mg/l; t: Zeit in h

Generell ist bei der Planung, Durchführung und Auswertung laborativer Untersuchungen stets die Abhängigkeit aller Teilprozesse, die auf die Migration von Kontaminanten im Mehrphasensystem „Boden“ einwirken von der Temperatur, den Phasendrücken und den Stoffaktivitäten zu beachten!

Für unterschiedliche Zielstellungen werden sich Inhalt, Umfang und die Laborverfahren der Migrationsuntersuchungen unterscheiden. In jedem Fall ist stufenförmiges Vorgehen angebracht, wie es z.B. in DVWK (1997a) im Rahmen der Sanierungsuntersuchungen gefordert wird. Diese Vorgehensweise auf verschiedenen Ebenen wurde von Nitsche et al. (1997) in einem Ablaufschema verarbeitet, das in nachfolgender Abbildung 2.6.4 dargestellt ist.

Auch für Migrationsversuche gilt ebenso wie für Elutionsversuche, dass eine bundeseinheitliche Standardisierung der Verfahren dringend geboten ist.

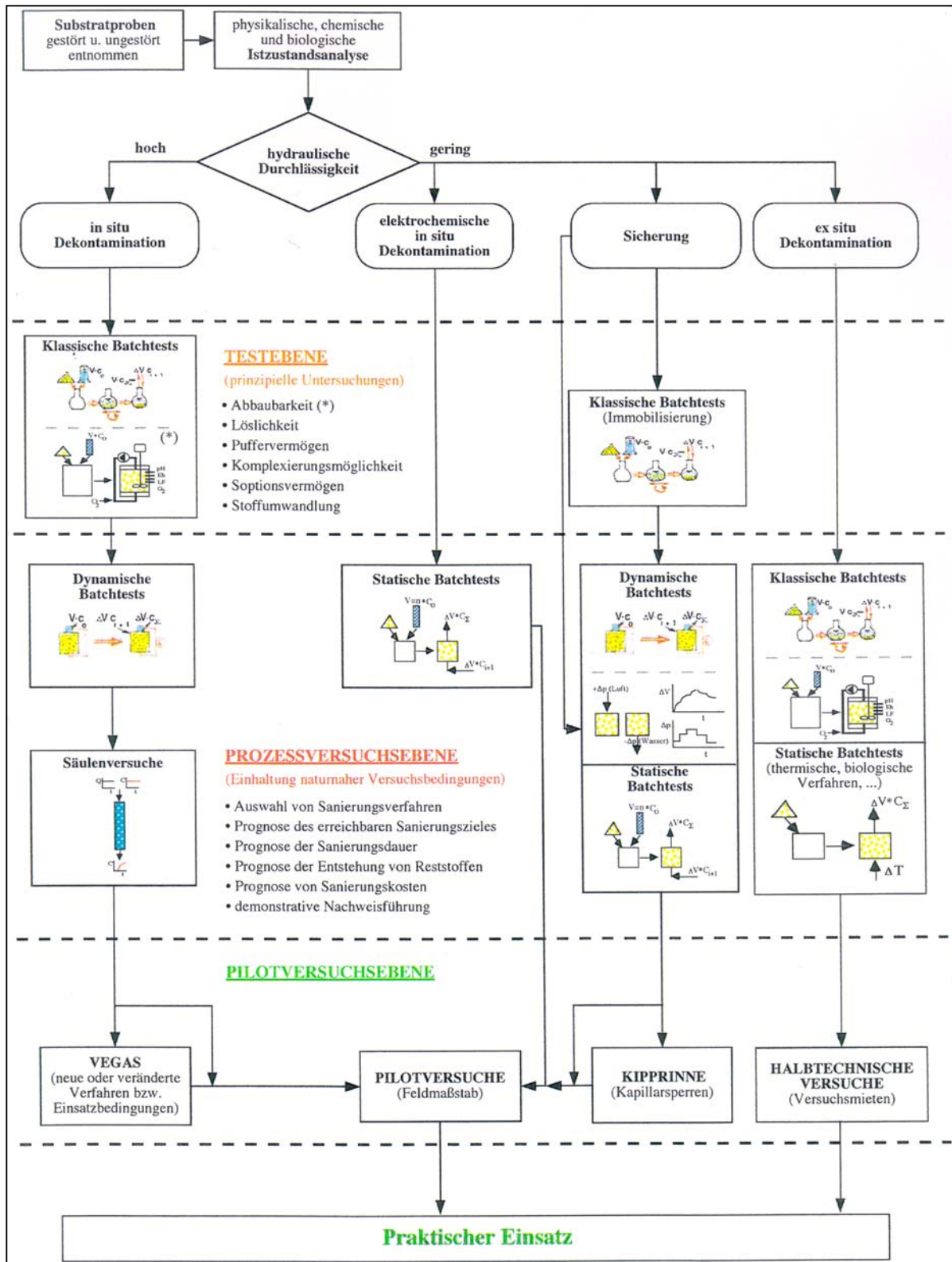


Abb. 2.6-4: Ablaufplan zur Einordnung laborativer Vorversuche im Rahmen der Sanierungsplanung (Nitsche et al., 1997)

2.6.5.3 Abbauversuche

Der zweite Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiotechnologie – Boden“ steht unter der Überschrift „Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung“ und wurde von einem adhoc Arbeitskreis unter Leitung von Dott (1992) erarbeitet.

Tabelle 2.6-11 zeigt die Labormethoden, die zur Untersuchung des mikrobiologischen Abbaus unter Sanierungsaspekten durchgeführt werden. Wie aus Tabelle 2.6-11 ersichtlich, spielt dabei das Wasser-Boden-Verhältnis eine entscheidende Rolle.

Tab. 2.6-11: Labormethoden zur Prüfung der verschiedenen mikrobiologischen Sanierungstechniken

Wasserhaltekapazität	Unterschriften		Labormethode		
	(3.1) Standgefäß	(3.2) Lysimeter	(3.2) Perkolator	(3.3) überstaute Säule	(3.4) Suspens.- Reaktor
in situ			X	X	
Feuchtmiete		X	X		
Trockenmiete	X	X			
Suspensionsbioreaktor					X
Bodenreaktor	X				

Für orientierende Abbauversuche unter „bodennahen“ Bedingungen eignen sich einfache Versuche im Weckglas (siehe Abb. 2.6-5).

Auf einer nächsten Versuchsebene werden analog zu den Migrationsversuchen statistische bzw. dynamische Batchversuche eingesetzt. Als Beispiel für eine statistische Batchversuchsanlage möge der Glasbioreaktor nach Nitsche et al. (1997) stehen.

Abbildung 2.6-6 zeigt schematisch den Aufbau einer dynamischen Batchanlage zur Durchführung mikrobieller Abbauversuche.

Die Säulenversuchsanlagen unterscheiden sich bei biologischen Abbauversuchen nicht von den in Voigt & Wippermann (1998) beschriebenen.

Grundsätzlich ist bei mikrobiologischen Abbauversuchen zu beachten, dass die Versuche in einem abgedunkelten Raum durchgeführt werden bzw. die Versuchsanlagen vom Licht abgeschirmt sind, um Algenwachstum zu vermeiden. Gleichzeitig müssen die Bodenproben für die Versuche gefrostet und in abgeschlossenen Behältern (ohne O₂-Zufuhr) konserviert werden.

Nachfolgende Abbildung 2.6-6 zeigt beispielhaft den Ablaufplan laborativer Untersuchungen zum mikrobiologischen Abbau im Rahmen der Sanierungsuntersuchungen.

Eine Zusammenfassung zur Einordnung laborativer Tests im Rahmen der Sanierungsplanung gibt die Abbildung 2.6-7.

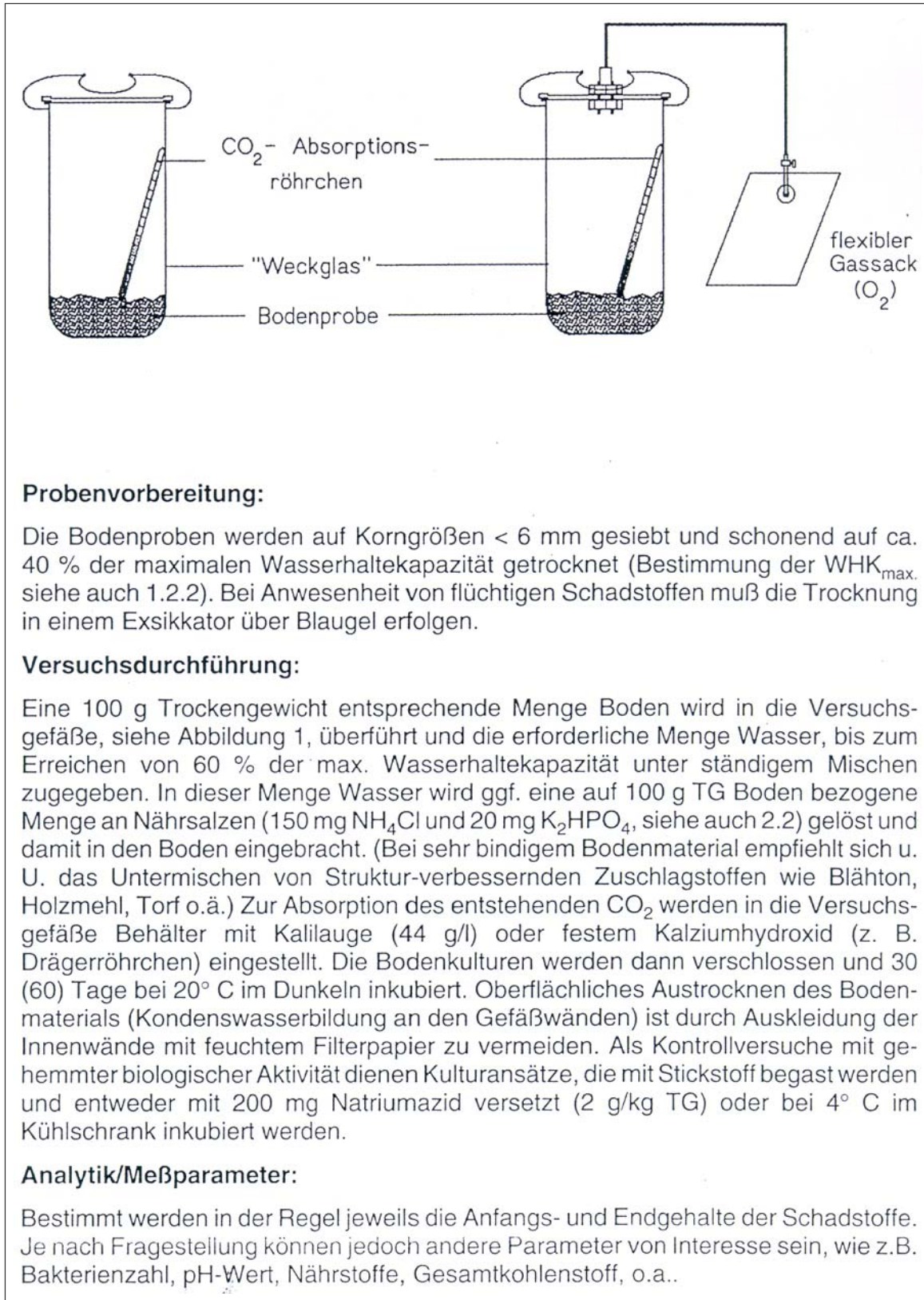


Abb. 2.6-5: Einfache Versuchsdurchführung im Weckglas

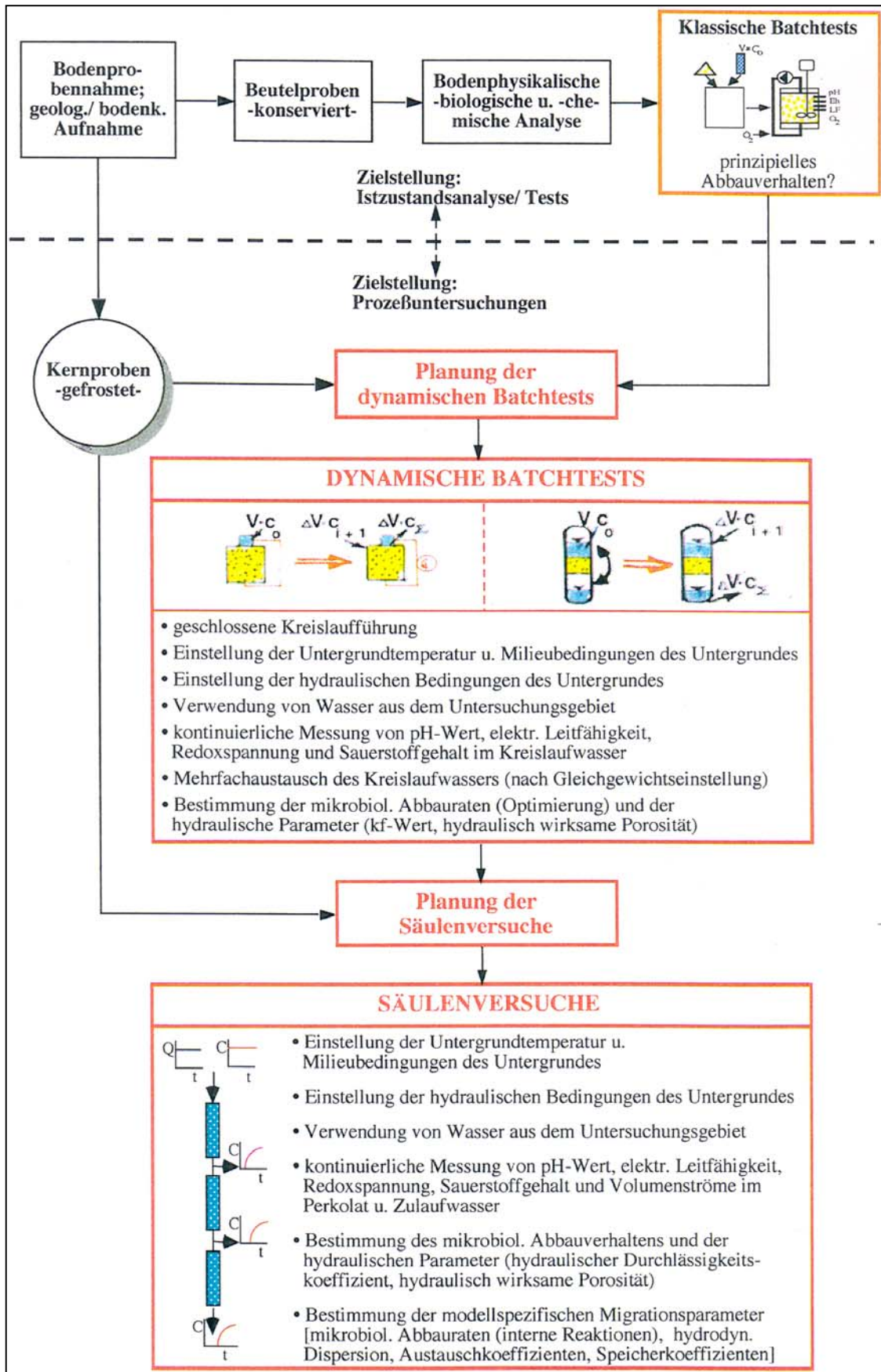


Abb. 2.6-6: Ablaufplan zur Durchführung laborativer Untersuchungen zum mikrobiologischen Abbau (Nitsche et al., 1997)

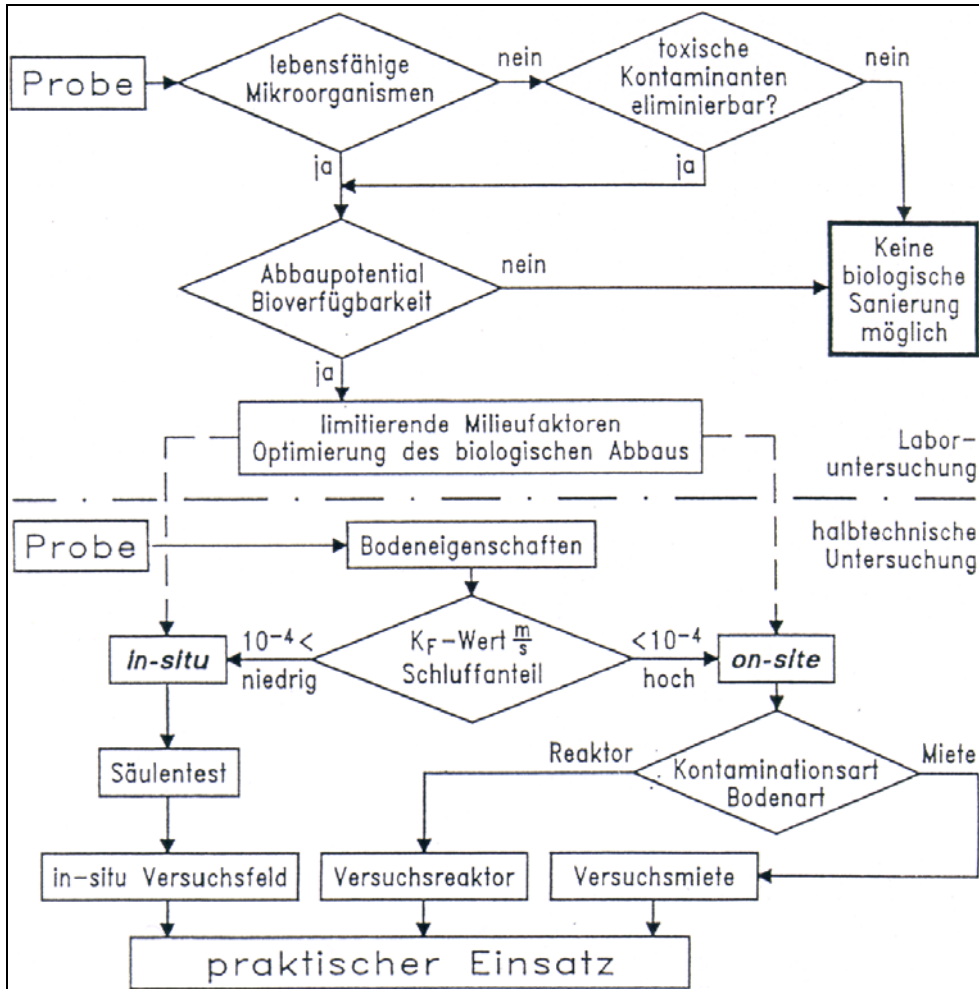


Abb. 2.6-7: DECHEMA-Ablaufplan zur Durchführung laborativer Tests im Rahmen der Sanierungsplanung (DECHEMA, 1992)

2.6.6 Spezifische Anforderungen an GW-Messstellenausbau und Probenahme insbesondere bei aufschwimmender Phase, Phasenstandsmessungen

2.6.6.1 Ausbau von Grundwassermessstellen

Bei Beschaffenheitsuntersuchungen insbesondere bei aufschwimmender Produktphase ist vor allem die Art des Messstellenausbaus von besonderer Bedeutung. Grundsätzlich werden entsprechend nachstehender Abbildung mehrere Messstellentypen unterschieden:

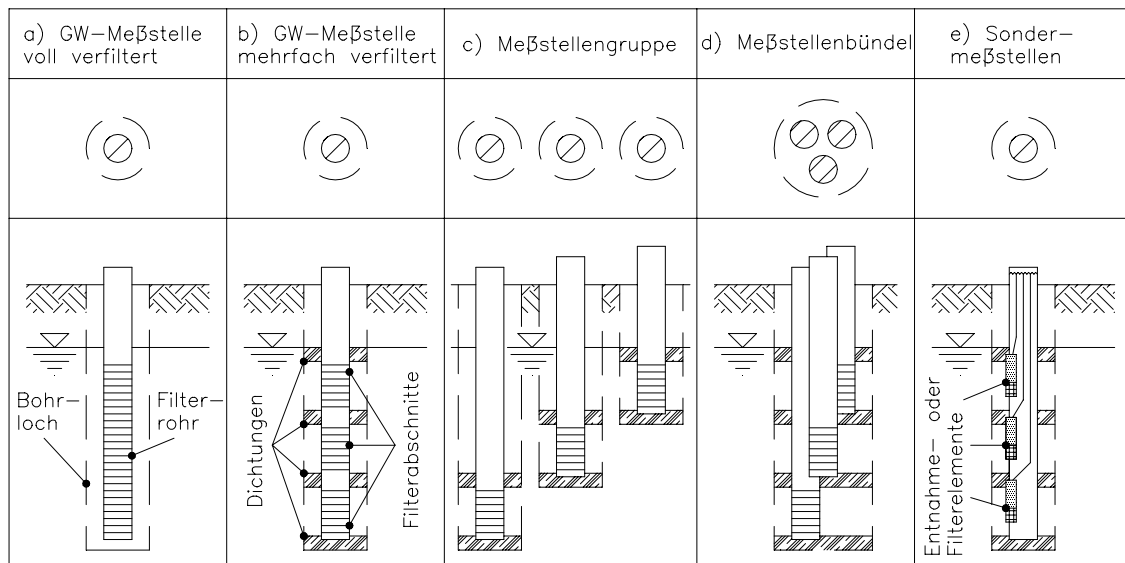


Abb. 2.6-8: Systematisierung der Messstellentypen nach (DVWK, 1997b)

Bei den meist über größere Teufenabschnitte vollverfilterten Messstellen (a) werden unerwünschte Vertikalströmungen begünstigt, so dass repräsentative Probenahmen ohne Verhinderung dieser Kurzschlussströmungen nicht möglich sind. Eine Entnahme tiefenorientierter repräsentativer Wasserproben ist mit konventioneller Technik nicht möglich. Dafür muss die Probenahme mit einer Schutzprobenahme bei abschnittsweiser Abpackerung des Filterrohres kombiniert werden, was Routinemessungen erschwert.

Bei mehrfach verfilterten Messstellen (b) sind mehrere Filterstrecken durch Vollrohre getrennt. Die einzelnen Filter und damit die unterschiedlichen Grundwasserleiter müssen durch Ringraumdichtungen vollständig getrennt sein. Ist das nicht der Fall, wirkt die Messstelle wie voll verfiltert, so dass auch dafür die genannten Forderungen von (a) an die Probenahmetechnik zu stellen sind. Sind allerdings vertikale Strömungen ausschließlich im Pegelrohr vorhanden, wird eine repräsentative Probenahme nur durch dauerhafte Maßnahmen (stationäre Packersysteme) erreicht.

Ein hohe Funktionssicherheit bei Minimierung der Störung des Gebirges bietet die Messstellengruppe (c). Durch den Ausbau von tiefenorientierten Pegeln in separaten Bohrungen, kann jede Messstelle den hydrogeologischen Bedingungen einzeln angepasst und den Anforderungen einer repräsentativen Probenahme gerecht werden.

Das Messstellenbündel (d) ist durch mehrere, in unterschiedlichen Tiefen verfilterte und in einer Bohrung installierte Pegel charakterisiert. Die Abdichtung der einzelnen Horizonte erfolgt oftmals ohne genügende Sicherheit beim Bau der Messstelle, so dass ein Nachweis der Wirksamkeit der Ringraumdichtungen unbedingt erforderlich ist. Ein Nachteil sind die großen Bohrdurchmesser, durch die das natürliche Bodengefüge in Pegelnähe stärker gestört wird. In größeren Tiefen bereitet außerdem das exakte Einbringen der Ringraumdichtungen zwischen den Vollrohren Schwierigkeiten.

Bei Sondermessstellen (e) sind die Förderelemente im Bohrloch punktförmig und meist stationär angeordnet. Ihr Einsatz erfolgt insbesondere bei komplizierter Schichtung des Bohrprofils und bei der Forderung einer streng tiefenorientierten Probenahme mit hohen Qualitätsanforderungen. Diese Messstellen sind vor allem zur tiefenorientierten Beprobung des kontaminierten Grundwassers unterhalb einer aufschwimmenden Produktphase geeignet, Phasenstandsmessungen sind nicht möglich.

Prinzipiell sind Messstellen bei MKW-Schäden im Grundwasser so auszubauen, dass zur Erfassung einer frei aufschwimmenden Phase der Filtereinbau und die Filterlänge gewährleisten, dass das Grundwasser und die aufschwimmende Phase sowohl bei Hochwasserständen als auch bei Niedrigwasserständen in den Filterbereich eintreten können. Damit ist es möglich, dass ggf. sehr große Filterlängen entstehen, welche für eine repräsentative Probenahme ungünstig sind. Daher sollte in diesen Fällen eine Messstellengruppe errichtet werden.

Bezüglich des Ausbaumaterials von Grundwassermessstellen bei MKW-Kontaminationen sei auf die Materialempfehlungen der DVWK-Mitteilung Nr. 20 (1990) verwiesen. Daraus wird ersichtlich, dass für aliphatische und aromatische KW ein PVC-Ausbau ungeeignet ist. Empfohlen wird als Ausbaumaterial HDPE oder Edelstahl.

2.6.6.2 Grundwasserprobenahme

Für die Probenahme sind die DIN 38402 sowie die DVWK-Merkblätter 245/1997 anzuwenden. Folgende Punkte sollten dabei unbedingt berücksichtigt werden:

- Die beprobten Pegel müssen sich in einem einwandfreiem Zustand befinden (große Schlamm-Mengen oder zugesetzte Filterstrecken können zu falschen Ergebnissen führen).
- Bei inhomogener Verteilung der Schadstoffe im Grundwasser ist der Pegelausbau auf seine Eignung zu prüfen (Filterstrecken in der entsprechenden Tiefe, Tonsperren usw.).
- Die Probenahme-Apparatur muss gut gereinigt sein, um Verschleppungen von vorherigen Probenahmen auszuschließen.
- Die Probe sollte nur mit Edelstahl, Teflon oder Hart-PVC in Berührung kommen damit es zu keiner Adsorption von Schadstoffen kommt. Weich-PVC ist für die Grundwasserprobenahme nicht geeignet.
- Als Probenahmegefäße sind die in der jeweiligen DIN-Vorschrift geforderten Gefäße (vorwiegend Glasgefäße) zu verwenden, die bis zum Rand gefüllt werden müssen, um ein Verdampfen leichtflüchtiger Bestandteile, zu vermeiden.
- Wenn für die analytische Bestimmung erforderlich, sind die Gefäße vorher mit entsprechenden Stabilisierungsmitteln zu versehen.
- Headspace-Proben sollten vor Ort in die Gefäße gefüllt und sofort gut verschlossen werden, um Verdampfungsverluste leichtflüchtiger Komponenten zu vermeiden.
- Treten in der Probe zwei Phasen auf, so sind Headspace-Analysen nicht möglich.
- Zu jeder Probenahme gehört ein ausführliches Probenahme-Protokoll, in dem die Vor-Ort-Parameter und alle Probenahme-Bedingungen eingetragen werden, damit bei evt. Zweifeln auf diese Eintragungen zurückgegriffen werden kann.
- Die Proben sind bis zur Abgabe im Labor zu kühlen und auf schnellstem Weg in das Labor zu bringen, da es u.U. zu Veränderungen (Verdampfen leichtflüchtiger Substanzen, Zersetzung, biol. Abbau u.a.) kommt.

Problematisch ist die Grundwasserprobenahme unterhalb einer frei aufschwimmenden Phase, da es beim Einbau der Probenahmetechnik leicht zu ihrer Verschmutzung und während des Pumpversuches zum Mitreißen von Ölbläschen (Bubbles) kommen kann. Für bereits existierende Brunnen und Messstellen hat sich die in nachfolgender Abbildung dargestellte Beprobungstechnologie als die einfachste und sicherste herausgestellt. Ansonsten sind stationäre Packersysteme bei mehrfach verfilterten Messstellen oder Sondermessstellen entsprechend DVWK (1997b) zu projektieren.

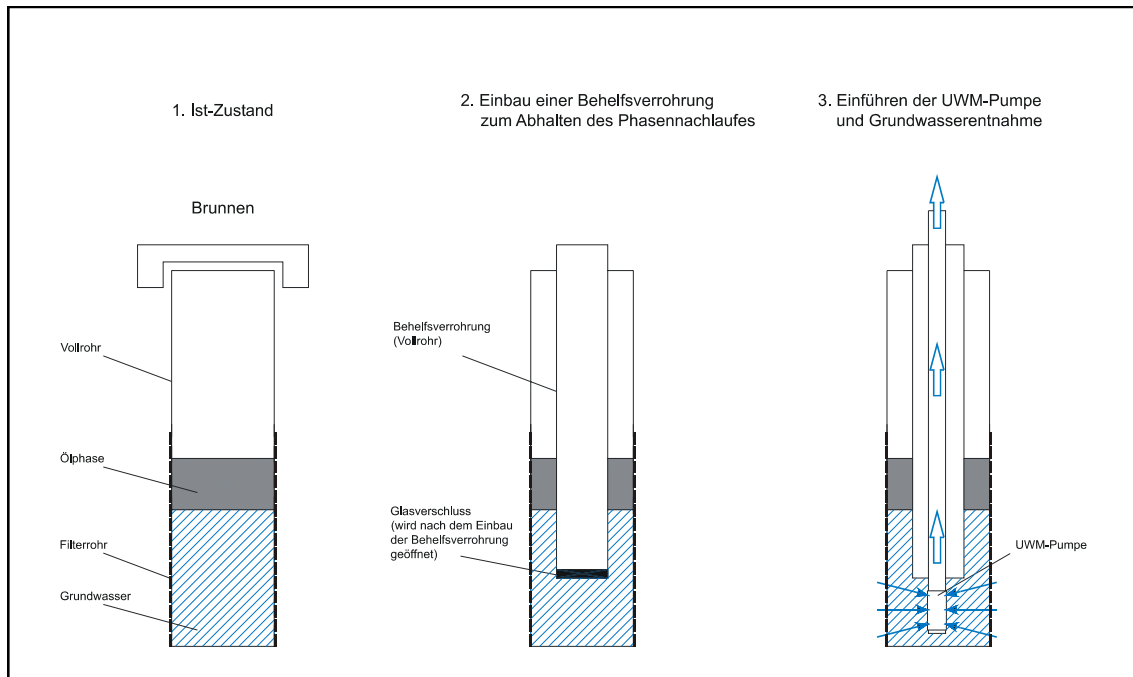


Abb. 2.6-9: Schema der Beprobungstechnologie bei Brunnen und Grundwassermessstellen mit freier Phase (Voigt & Wippermann, 1998).

Für bereits existierende Brunnen und Messstellen sind somit bei der Probenahme bei Vorhandensein von aufschwimmenden Phasen prinzipiell die folgenden Verfahren anwendbar:

- Installation eines stationären Vollrohres bis mindestens unterhalb des zu erwartenden niedrigsten Grundwasserstandes und Beprobung des Grundwassers im Rohr. Dies setzt einen Grundwassermessstellenausbau von \geq DN 100 voraus.
- Einbau von stationären Packersystemen bei mehrfach verfilterten Messstellen: Dies setzt das Vorhandensein und die volle Funktion von Ringraumdichtungen zwischen den Filterstrecken voraus.

Für die Grundwasserprobenahme unterhalb freischwimmender Phasen hat sich besonders in den USA und in Skandinavien die sogenannte BAT-Probenahmetechnik mittels Drucksonde bewährt. Mit Hilfe einer Drucksonde wird eine Sondenspitze in den Untergrund gedrückt, welche ein geschlossenes Filtersystem beinhaltet. Erst ab dem Zielhorizont wird der Filter geöffnet, so dass es auf der gesamten Sondierstrecke zu keiner Kolmatierung des Filters kommt.

Die Grundwasserprobenahme erfolgt mit Hilfe eines „shuttle“. Die aus dem Probenahmehorizont in Head-space-Qualität entnommene Grundwasserprobe beinhaltet weitestgehend die natürlichen Phasenanteile. Diese Probenahmetechnik ist deshalb besonders gut geeignet, um operativ druckkonstante Grundwasserproben aus dem Grundwasserleiter zu gewinnen.

2.6.6.3 Phasenstandsmessungen

Die Messung der Trennflächen zwischen Grundwasser und einer aufschwimmenden Phase der MKW erfolgt mit Hilfe von optoelektronischen Messgeräten. Der optische Sensor erfasst die Grenze Luft/MKW-Phase und der Leitfähigkeitssensor erfasst die Grenze MKW-Phase/Wasser durch den Unterschied elektrisch-nichtleitendes Öl und elektrisch-leitendes Wasser. Mit diesen Messgeräten sind sehr genaue Aussagen zu den Spiegellagen von MKW- und Wasseroberfläche und damit zur Schichtdicke der aufschwimmenden MKW-Phase möglich.

Mit der Kenntnis der Schichtdicke der MKW-Phase und ihrer Raumdichte ist man in der Lage, die Druckhöhe des Grundwassers ohne MKW-Phase zu berechnen. Bedingung für diese Berechnung ist der einwandfreie hydraulische Kontakt des Grundwassers im Beobachtungsrohr mit seiner Umgebung.

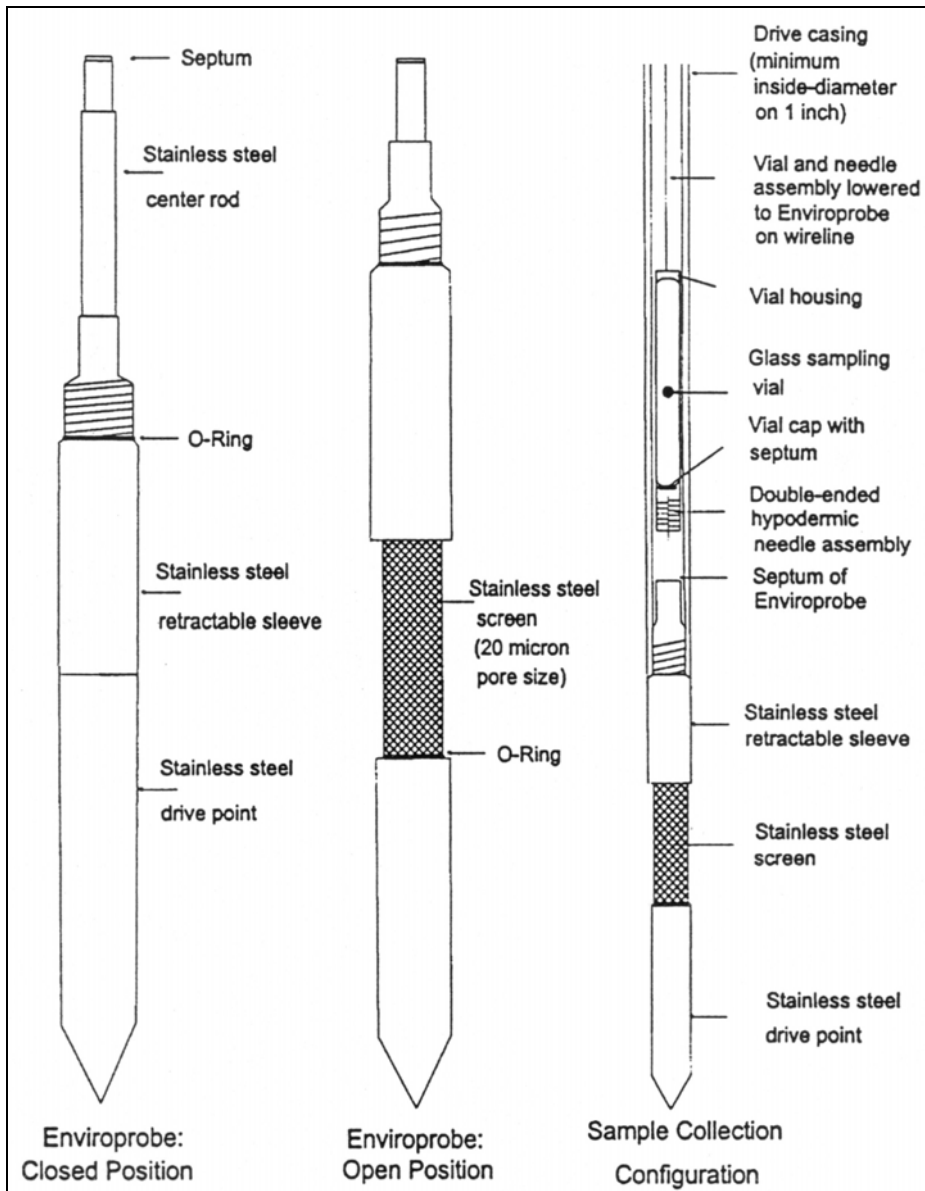


Abb. 2.6-10: Enviroprobennehmer (Voigt & Wippermann, 1998)

Unter Berücksichtigung der Bedingung:

$$\rho_{MKW} \cdot g \cdot h_{MKW} = \rho_{GW} \cdot g \cdot h_{GW}$$

ergibt sich die hierfür anzuwendende Beziehung:

$$H_{KORR} = H_{UNKORR} - h_{MKW} \left(\frac{\rho_{GW} - \rho_{MKW}}{\rho_{GW}} \right)$$

- mit $\rho_{MKW} / \rho_{GW} \dots$ Raumdichte des Produktes/ des Wassers [g/cm³]
 $h_{MKW} / h_{GW} \dots$ Höhe (Mächtigkeit) der Produktphase/ des Grundwassers
 $g \dots$ Fallbeschleunigung
 $H_{KORR} \dots$ korrigierter Wasserspiegel [mNN]
 $H_{UNKORR} \dots$ unkorrigierter Wasserspiegel [mNN] (Oberkante Produktphase)

Allein aus der Lage der Phasengrenzflächen in der Grundwassermessstelle ist es nicht möglich, quantitative Aussagen über die vertikale Verteilung der Phasen Wasser und MKW im benachbarten Untergrund zu treffen (siehe Kapitel 2.4.2.3).

2.6.7 Anwendung numerischer Modelle zur Simulation von Phasen- und GW-Transportprozessen

Die Kenntnis zu den Möglichkeiten der Grundwassermodellierung sowie zu den Grenzen der modellierbaren Sachverhalte sowie der Belastbarkeit der Modellierungsarbeiten ist die Grundlage für die Entscheidung, ob im Einzelfall eine Grundwassermodellierung das geeignete Mittel ist und ob der Einsatz im Vergleich zum angestrebten Ziel verhältnismäßig ist. Basis muss in jedem Fall eine klare Formulierung der Aufgabenstellung sein. Gemäß dem Anliegen der Handlungsempfehlung wird der Schwerpunkt der Ausführungen auf die Modellierung von MKW-Schadensfällen gelegt.

Zielstellung einer Modellierung

Ausgangspunkt der Modellierung muss zunächst die Frage sein, welcher Sachverhalt mit welchem Ziel modelliert werden soll. Hierzu sind folgende Fragen zu beantworten:

- Formulierung Untersuchungsraum (hier ist insbesondere auch die Frage des Quellverhaltens zu beantworten)
- Darstellung der Ausgangssituation (Schadstoffe, Quelle, Transferpfade, Schutzgut) inkl. vorhandenem Beweismiveau
- Darstellung des konkreten Kenntnisstandes zur Schadstoffausbreitung (systematische Aufbereitung der vorliegenden Untersuchungsergebnisse)
- Übergeordnetes Untersuchungsziel
 - Gefährdungsabschätzung, Sanierungsuntersuchung, Überwachung, Kontrolle Sanierungserfolg
 - Untersuchung Hydraulik oder Schadstofftransport
- Ableitung detailliertes Untersuchungsziel inkl. dem zu erreichenden Beweismiveau

Möglichkeiten und Grenzen vorhandener Grundwassermodelle

Eine umfassende Zusammenstellung von Programmen zur Simulation von Grundwasserströmungs- und Transportprozessen in Bezug auf deren Leistungsspektrum ist LUA (1998) zu entnehmen.

Die Einsatzgrenzen der Grundwassermodelle werden prinzipiell bestimmt durch:

- Untergundaufbau
- Stoffeigenschaften (Freisetzungsverhalten, Verhalten im Untergrund)
- Schadstoffquellen (Freisetzungsmechanismen, Lösungsvermittler)
- Adsorption, mikrobiologischer Abbau, Alterung der Schadstoffe und damit Veränderung der Eigenschaften
- Wechselwirkung zwischen Schadstoffen
- Modellierung reaktiver Schadstofftransport

Zur Charakterisierung dieser Parameter ist die Erarbeitung eines Untersuchungsprogramms erforderlich, welches fünf Blöcke umfasst (klimatische Verhältnisse, Oberflächengewässer, Grundwasserleiter, Bodenschichten, Chemismus) und in Tabelle 2.6-12 dargestellt ist.

Tab. 2.6-12: *Untersuchungsprogramm zur Bestimmung von Modellparametern (DGGT, 1997)*

Block	Programmpaket (Raster)	Untersuchungs-Verfahren	Zu bestimmende Modell-Parameter
1	Bodenschichten unterhalb des GW-Spiegels (gesättigte Zone)	Schürfen, Bohrungen	Schichtung, Klüftung
		Rammsondierungen Drucksondierungen	Lagerungsdichten, Schichtung
		flächige geophysikalische Messungen, ggf. in Verbindung mit Tragmessungen	Schichtung, Grundwasserspiegel, Durchlässigkeiten, Fließrichtungen, Anisotropien, Geschwindigkeiten, Wassergehalte
		geophysikalische Messungen in Bohrungen	Schichtwechsel, Durchlässigkeiten, Durchflüsse, Porenraum, Geschwindigkeiten, Anisotropien, Wassergehalte, Leitfähigkeiten
		Pumpversuche	Durchlässigkeiten, Speicherkoeffizient
		kurzfristige Tests in Bohrungen (Einschwingungsversuche, Slugtests, Pulstest, Wasserabpressversuch, Versickerungsversuche)	Durchlässigkeit, Speicherkoeffizienten
		WD-Test (Fels)	Klüfte, Homogenität, Durchlässigkeiten
	(Raster: Anzahl der Stützstellen richtet sich nach Anforderungen. Anhaltswerte: 1/3 der Stützstellen an Modellrändern; 1/3 in Bereichen mit besonderer Bedeutung, 1/3 sinnvoll verteilt im Untersuchungsgebiet)	Tracermessungen	Fließrichtung, Fließgeschwindigkeit, Dispersions-/Diffusionskoeffizient
		Piezometermessungen (Grundwassermessstellen)	Hydraulisches Potenzialfeld, Drücke, Wasserspiegel, Gefälle, Reichweiten, Absenkmaße
		Abflussmessungen (z. B. Dränagen, Brunnen), Sickerstellen	Abflüsse von Grundwasserteilmengen, Grundwasserentnahmen
		Absaugmethode	Zusammensetzung der Porenluft oder Luftgemische, Abbauraten
		Laboruntersuchung von Bodenproben	Körnungslinien, Durchlässigkeit, Wassergehalte, Porositäten, Lagerungsdichten
		Laboruntersuchung von Grundwasserproben	chemophysikalische und biologische Analysewerte, Abbauraten
		spezielle Laborversuche	spezielle Parameter (z. B. Adsorptionsverhalten)
2	Bodenschichten über Grundwasser (ungesättigte Zone)	Bohrungen, Schürfe	wie bei 1.
		flächige geophysikalische Messungen	wie bei 1.
2	Bodenschichten über Grundwasser (ungesättigte Zone) (Raster: Anzahl der Stützstellen geringer als bei 1; Feldbereiche wichtiger als Ränder)	Versickerungsversuche an der Oberfläche	Durchlässigkeiten der Deckschichten
		Deckschichtensondierungen (Schlitzsonde)	Dicken der Schicht, Beschaffenheit, Körnung, bodenkundliche Beschreibung
		Laboruntersuchungen von Bodenproben	wie bei 1.
		Laboruntersuchungen von Wasser-/Luftgemischen	Analysewerte wie bei 1.
		spezielle Laborversuche	wie bei 1.
3	Oberflächengewässer	Pegelmessungen (Stichtage, Zeitreihen)	Wasserstände

Block	Programmpaket (Raster)	Untersuchungs-Verfahren	Zu bestimmende Modell-Parameter
		Tiefenmessungen, Geometrische Aufnahmen	benetzte Querschnitte
		Geschwindigkeitsmessungen (Stichtage, Zeitreihen)	Abflüsse
	stehende Gewässer: 1 Pegel Fließgewässer: Pegelanzahl längsschnittabhängig, Achtung bei Überflutungsflächen)	Sondierung der Gewässer- sohle	Leakagefaktoren
		chemisch/biol. Wasserbeprobung (Stichtage, Zeitreihen)	Wasserzusammensetzung Schadstoffbelastung Temperaturen
4	Klimadaten	Regenmesser (Stichtage, Zeitreihen)	Grundwasserneubildung
		Verdunstungsmessungen	Verdunstungsrate
	(Grobraster)	Analyse des Niederschlags (Stichtage, Zeitreihen)	Chemismus
5	Chemismus	Laboruntersuchungen	hydrochemische Analysewerte

Möglichkeiten und Grenzen der Grundwassermodellierung

Basis der Grundwassermodellierung ist einerseits das mathematische Modell, andererseits die Datenbasis für die Modellierung:

- Es sind grundsätzlich nur die Sachverhalte modellierbar, die im Modell abgebildet sind (Ergebnisse sind also dahingehend zu prüfen, ob sie auch wirklich Ergebnis eines Modellansatzes sind).
- Ein Modell basiert stets auf konkreten Ausgangsinformationen zum Modellobjekt. Je geringer der Informationsstand, um so niedriger ist das Beweiseniveau der Modellierung. Zur Modellierung gehört somit auch eine gezielte Datenermittlung.

Ein Grundwassermodell ist ein Prognosehilfsmittel (ggf. auch retrospektiv) und somit nur ein Baustein einer Untersuchungsstrategie. Erst die gezielte Kopplung von Erkundung, Modellierung und Bewertung führen zum Gesamterfolg. Hierbei ist die Modellierung ein wertvolles Instrument sowohl zur Prognose von Ergebnissen als auch zur Ableitung von Untersuchungsstrategien. Modellierung wird somit in aller Regel in Verknüpfung mit der Untersuchungsstrategie ein mehrstufiger Prozess sein.

Die richtige Auswahl des Modells, das dem Wissenstand (Informationsgrad) zur standortspezifischen Variabilität der geologischen Parameter (siehe Abbildung 2.6-11), den hydrogeologischen Strukturverhältnissen und der Zielstellung der Untersuchung entspricht, ist eine der Grundaufgaben, die vor jeder Modellierung zu lösen ist. Davon hängen in entscheidendem Maße auch die bereitzustellenden Mittel ab.

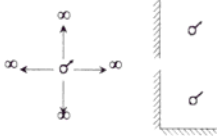
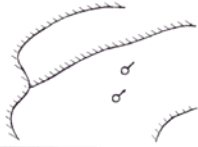
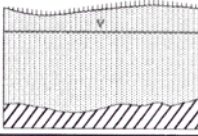
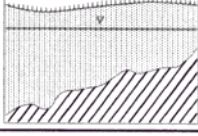


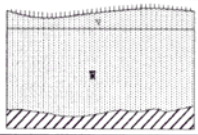
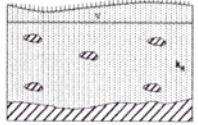
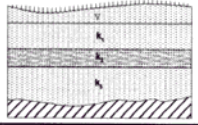
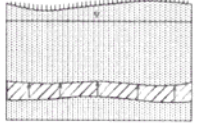
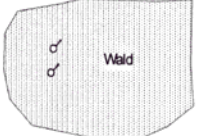
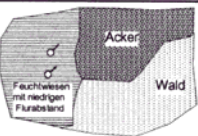
Randbedingungen geometrisch idealisierbar	
Randbedingungen geometrisch unregelmäßig	
Mächtigkeit geringe Variation	
Mächtigkeit große Variation	
Horizontale Heterogenität des k_f -Wertes statistisch vertretbar zu mitteln	
Horizontale Heterogenität des k_f -Wertes stark ausgeprägt	
Vertikale Heterogenität statistisch vertretbar zu mitteln	
Vertikale Heterogenität über k- oder T-Werte erfaßbar	
Vertikale Heterogenität, ausgeprägte Schichtung	
Speisung aus benachbarten Grundwasserleitern	
Heterogenität der Grundwasserneubildung statistisch mittelbar	
Heterogenität der Grundwasserneubildung stark ausgeprägt	

Abb. 2.6-11: Strukturquantifizierung der standortspezifischen hydrogeologischen Verhältnisse (NLÖ/NLFB, 1997)

Tabelle 2.6-13 zeigt die verschiedenen Modellhierarchien mit steigendem Berechnungs-(Kosten-) Aufwand.

Tab. 2.6-13: Gliederung der geohydraulischen Berechnungsverfahren, nach steigendem arbeits- und rechentechnischen Aufwand sortiert (NLÖ/NLfB, 1997)

Gruppe	Erläuterung	Berechnungsmethoden, Simulationsprogramme	↓ zunehmender Berechnungsaufwand ↓
A1	analytische Berechnung von Fließzeitmarken	(Zylinder-Formel) Iteration nach LILLICH/LÜTTIG DVWK 1982 (Formel 5.20) Iteration nach WYSSLING NAHRGANG (1965) Simulationsprogramme: PAT, WSG, BVI I-x; Stromer	
A2	Berechnung mit konzentrierten Parametern (keine örtliche Variation von Parametern)	analytisch: WAP89, WALTAN, Stromer numerisch: ASM, FAST, MINIHO	
N2	zweidimensional ortsdiskrete Modellierung	Simulationsprogramme: ASM, FAST, MINIHO, MODFLOW, GEOFIM, FEFLOW, SICK100 u.a.	
N3	zweidimensional geschichtete ortsdiskrete Modellierung	Simulationsprogramme: MODFLOW, MINIHO, GEOFIM, FEFLOW, SICK100 u.a.	
	dreidimensional ortsdiskrete Modellierung	Simulationsprogramme: MODFLOW, GEOFIM, FEFLOW, SICK100 u.a.	

Die hydrogeologischen Kriterien für die Modellauswahl sind in Tabelle 2.6-14 dargestellt.

Tab. 2.6-14: Kriterien für die Auswahl eines Strömungsmodells (NLÖ/NLFB, 1997)

Art des GW-Leiters	Homogenität	Isotropie	Druckverh. des GW-Sp.	Zeitabhängigkeit	GW-Neubildung	Zugaben/Entnahmen	Gewässer	Modelldimension	Programmbeispiel
Lockergestein	Homogen (Tiefe << Ausdehnung)	Isotrop	Gespannt (frei, wenn $\Delta h \ll m$)	Stationär	Nein	Ja	Nein	2 D (analytisch)	PAT
Lockergestein	Vertikal homogen	Isotrop	Gespannt und frei	Stationär und instationär	Ja	Ja	Ja	2 D horizontal	ASM
Lockergestein	Vertikal homogen komplexe Randgeometrie	Horizontal anisotrop	Gespannt und frei	Stationär und instationär	Ja	Ja	Ja	2 D horizontal	FEM
Lockergestein	In eine horizontale Richtung homogen	anisotrop	Gespannt und frei	Stationär und instationär	Ja	Ja	Ja	2 D vertikal	ASM, FEM
Lockergestein	Vertikal heterogen und/oder große Tiefe	Voll anisotrop	Gespannt und frei	Stationär und instationär	Ja	Ja	Ja	3 D	ModFlow FeFlow
Festgestein	Vertikal heterogen und/oder große Tiefe	Voll anisotrop	Gespannt und frei	Stationär und instationär	Ja	Ja	Ja	3 D	RockFlow

Als Entscheidungshilfe zur Modellauswahl sollte das Ablaufschema aus Abbildung 2.6-12 Berücksichtigung finden.

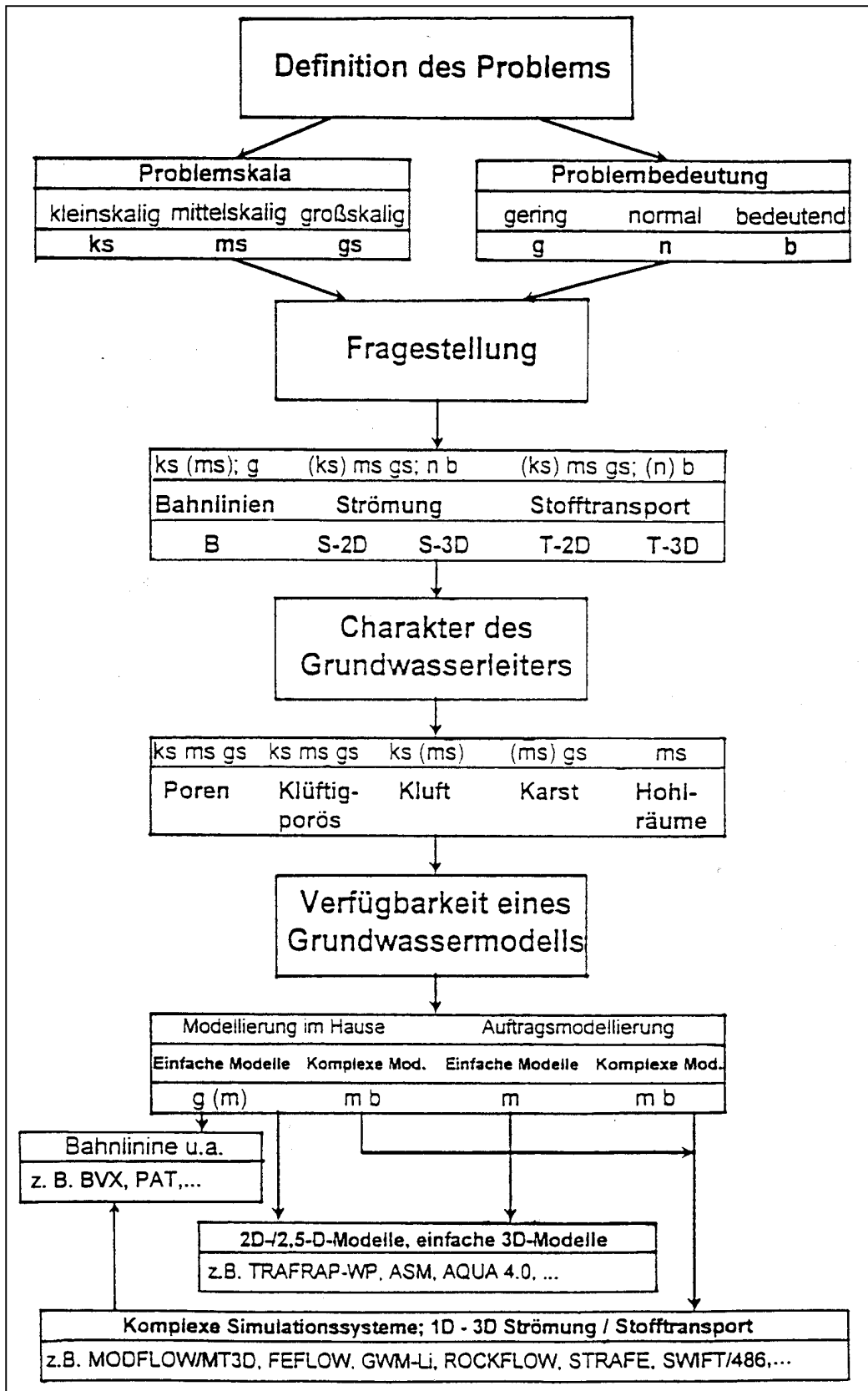


Abb. 2.6-12: Entscheidungshilfe zur Modellauswahl (SMUL, 1997)

2.6.8 Chemisch-analytische Bestimmungsmethoden für Mineralölkohlenwasserstoffe

Für die Analytik von Schadstoffen in Wasser und Feststoffen stehen die „Deutschen Einheitsverfahren für Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen, einige DIN EN ISO-Normen, einige LAGA-Vorschriften, die BBodSchV sowie eine Vielzahl nicht genormter Hausmethoden der Gerätehersteller und der analytischen Laboratorien zur Verfügung.

Es existieren sowohl Bestimmungsmethoden für die quantitative Analyse von Summenparametern als auch Methoden für die quantitative Analyse von Einzelstoffen.

Für entsprechende Übersichtsanalysen werden außerdem halbquantitative Screeningmethoden eingesetzt (GC-MS-Screening, GC-FID-Fingerprint).

Für die Analyse von

- Kohlenwasserstoffprodukten (VK, DK, Heizöle, Flugturbinenkraftstoffe, Motorenöle, Schmieröle, Rohöle),
- gefährlichen Additiven (vor allem giftige, krebserregende bzw. wassergefährdende Zusätze),
- wichtigen Betriebsstoffen, die beim Zusammentreffen mit MKW im Erdreich oder im Grundwasser für eine Veränderung der Eigenschaften der Kohlenwasserstoffe sorgen könnten und
- wichtigen Abbauprodukten der Mineralölkohlenwasserstoffe

kommen die im Folgenden vorgestellten Übersichtsanalysenmethoden und Detailuntersuchungsmethoden zur Anwendung.

Bei der Bestimmung von Schadstoffen in Wasser und Boden, speziell im Spurenbereich, müssen die Probenahme, der Probentransport, die Probevorbereitung und die analytische Bestimmung als Einheit betrachtet werden. Für die Bewertung der Ergebnisse ist die Dokumentation aller Einzelschritte erforderlich.

2.6.8.1 Probenvorbereitung im Labor

Die Probenvorbereitung im Labor ist ein wichtiger Schritt im Analysenverfahren, bei dem es durch unterschiedliche Aufbereitungsbedingungen zu Abweichungen im Ergebnis kommen kann. Es ist deshalb sehr wichtig, sämtliche durchgeführten Vorbereitungsschritte und deren Bedingungen zu dokumentieren, um Ergebnisse von mehreren Laboratorien vergleichen zu können und gegebenenfalls Ursachen für Unterschiede zu finden. Vor allem bei nicht genormten Analysenverfahren können unterschiedliche Vorbereitungen zu abweichenden Ergebnissen führen.

Probenvorbereitung von Wasserproben

1. Bestimmung gelöster Stoffe in einer klaren Probe ohne Feststoffanteil: bei der direkten Bestimmung gelöster Komponenten in Wasser sind keinerlei Vorbereitungen erforderlich, weshalb Fehler bei der Probenvorbereitung ausgeschlossen werden können.
2. Bestimmung gelöster Stoffe in einer trüben Probe, bzw. in einer Probe mit Feststoffanteil: derartige Proben können zentrifugiert oder filtriert werden. Beim Zentrifugieren verändert sich die Konzentration der gelösten Stoffe nicht, Komponenten, die an den Feststoffen adsorbiert sind, werden vom weiteren Analysengang ausgeschlossen. Beim Filtrieren, besonders bei der Membranfiltration, kann es zur Adsorption gelöster Stoffe am Filter kommen. Das Ergebnis kann ein Minderbefund sein.
3. Aufschlüsse: unlösliche Verbindungen werden mittels Aufschluss (z.B. Königswasser- oder Mikrowellenaufschluss) in lösliche Verbindungen überführt. Bei der Anwendung von verschiedenen Aufschlüssen können unterschiedliche Ergebnisse erhalten werden.
4. Flüssig-Flüssig-Extraktion: bei der Flüssig-Flüssig-Extraktion werden die zu bestimmenden Stoffe mittels Extraktionsmittel aus dem Wasser extrahiert. Dabei ist das eigentliche Extraktionsmittel (Aceton, Petrolether) für die Wiederfindungsrate von sehr großer Bedeutung. Unterschiedliche Extraktionsmittel können zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Außerdem haben die Extraktionszeit und die Extraktionstemperatur einen Einfluss auf die Vollständigkeit der Extraktion. Vor allem bei nicht genormten Analysenverfahren können dadurch unterschiedliche Ergebnisse auftreten.

5. Fest-Flüssig-Extraktion: bei der Fest-Flüssig-Extraktion werden die aus dem Wasser zu analysierenden Stoffe an einer Adsorptionssäule adsorbiert u.U. dabei bereits von nicht zu bestimmenden Stoffen getrennt, anschließend durch ein Elutionsmittel desorbiert und in weiteren Schritten analysiert. Bei diesem Verfahren kann es z.B. durch unterschiedliche Chargen, unterschiedliche Aktivitäten und unterschiedliche Wassergehalte der Adsorptionsmittel zu Unterschieden in der Adsorption und damit zu Unterschieden in der nachfolgenden Analyse kommen.
6. Reinigungsschritt in einer clean-up-Säule: oft sind nach der Extraktion weitere Schritte erforderlich, um z.B. aus der Probe nicht zu bestimmende Stoffe bzw. bei der Analyse störende Stoffe zu entfernen. Die Probe durchläuft zur Reinigung eine clean-up-Säule mit festen Adsorptionsmitteln. Auch hier spielen Aktivität, Wassergehalt und Art der Säulenfüllung eine große Rolle und können zu unterschiedlichen Analyseergebnissen führen.

Probenvorbereitung von Bodenproben

Extraktion: Bei der Extraktion von Bodenproben werden die zu bestimmenden Stoffe mittels Extraktionsmittel aus dem Boden extrahiert. Dabei sind die Art der Extraktion, die Extraktionstemperatur, die Extraktionszeit und natürlich auch die Eigenschaften des eigentlichen Extraktionsmittels für die Vollständigkeit der Extraktion von sehr großer Bedeutung.

Man unterscheidet z.B. Kaltextraktionen, bei denen die Proben lediglich mit dem Extraktionsmittel bei Zimmertemperatur geschüttelt werden, Kaltextraktionen, bei denen Ultraschall eingesetzt wird, Extraktionen, bei denen bei erhöhter Temperatur geschüttelt wird, Extraktionen, bei denen Ultraschall und erhöhte Temperaturen eingesetzt werden und Extraktionen mit Rückfluss (Soxhlet-Apparatur) bei denen die Extraktion bei Siedetemperatur des Extraktionsmittels über mehrere Stunden erfolgt. Diese unterschiedlichen Vorbereitungsschritte können zu völlig unterschiedlichen Ergebnissen führen. Vor allem bei nicht genormten Analysenverfahren können dadurch große Differenzen zwischen einzelnen Laboratorien auftreten.

Reinigungsschritt in einer clean-up-Säule: nach erfolgter Extraktion werden die Extrakte oft noch mehreren Reinigungsschritten unterzogen, um z.B. aus der Probe nicht zu bestimmende Stoffe bzw. bei der Analyse störende Stoffe zu entfernen. Oft ist auch ein vollständiges Einengen des Extraktes als Zwischenschritt erforderlich. Bei jedem dieser Schritte kann es durch unterschiedliche Materialien, unterschiedliche Vorgehensweise oder unvollständige Adsorption bzw. Desorption zu Unterschieden im Ergebnis kommen. Ganz besonders trifft dies natürlich für nicht genormte Analysenverfahren zu.

2.6.8.2 Analysenverfahren für Übersichtsanalysen

Bei diesen Bestimmungsmethoden handelt es sich entweder um Verfahren, mit denen man lediglich Summenparameter quantitativ bestimmen kann und keinerlei Rückschlüsse auf die in der Probe enthaltenen Einzelstoffe möglich sind, oder es handelt sich um Screening-Methoden, die eine qualitative bzw. halbquantitative Übersicht über die in der Probe anwesenden Schadstoffe geben. Dabei können sowohl Einzelstoffe als auch Stoffgruppen voneinander getrennt werden.

Bestimmung von Kohlenwasserstoffen in Wasser mittels Infrarot-Spektroskopie, DIN 38409-H18/Gaschromatographie, DIN EN ISO 9377-2

Die Bestimmung von MKW nach DIN 38 409 / Teil 18 war bisher die in der Praxis am häufigsten angewandte Nachweismethode. Allerdings weist dieses durchgeführte Verfahren trotz seiner weitgehenden Standardisierung eine Reihe von Unzulänglichkeiten auf.

Das Ergebnis dieser Methode ist ein **Summenparameter**, in welchen die verschiedenen, in der Probe enthaltenen, natürlich und anthropogen bedingten MKW mit unterschiedlicher Intensität eingehen.

Einzelstoffe, die eine Aussage über die Zusammensetzung der vorhandenen Kohlenwasserstoffprodukte oder deren stoffliche Veränderungen geben könnten, sind nicht bestimmbar. Es werden weiterhin keine Angaben über die Kettenlänge, das Verhältnis unverzweigter oder verzweigter Verbindungen und den Anteil an ringförmigen Verbindungen gemacht. Somit ist es kaum möglich, einen Eindruck über die Mobilität, den Ursprung oder den Grad des Abbaus der Stoffe zu gewinnen.

Die am 30. September 2000 in Kraft getretene Verordnung (EG) Nr. 2037/2000 verbietet die weitere Verwendung der Nachweismethode DIN 38409-H18, so dass ab 01.01.2002 als Ersatzmethode das

gaschromatographische Verfahren DIN EN ISO 9377-2 zu verwenden ist. Bei diesem Verfahren ist ein Einsatz von FCKW, im Gegensatz zur H18-Methode, nicht erforderlich.

Die vom Deutschen Institut für Normung e.V. (DIN) dazu bisher ausgewerteten vergleichenden Untersuchungen der beiden Verfahren konnten belegen, dass die ermittelten Analysenergebnisse innerhalb der Fehlergrenzen für ein bereites Spektrum von Wässern übereinstimmen.

Die IR-Spektroskopie wird durch ein Verfahren mittels Gaschromatographie (GC/FID) ersetzt (siehe auch nachfolgende Erläuterungen). Beigefügt werden Kohlenwasserstoffe bekannter Kettenlänge, die als Marker fungieren (z.B. C₁₀ und C₄₀). Integriert wird schließlich die gesamte Fläche zwischen den Markerpeaks.

Bestimmung von Kohlenwasserstoffen in kontaminierten Böden mittels Infrarot-Spektroskopie, LAGA-KW 85, in Anlehnung an DIN 38409-H18

Das Ergebnis dieser Analysenmethode ist ebenfalls ein Summenparameter.

Der Boden wird zur Bestimmung der MKW getrocknet und in einem Soxhlet-Apparat je nach Beschaffenheit bis zu 6 Stunden im Rückfluss mit F 113 (1,1,2-Trichlortrifluorethan) extrahiert. Die quantitative Bestimmung der MKW im Extrakt erfolgt anschließend gemäß DIN 38409-H18.

Die Nachweisgrenze bei diesem Verfahren beträgt 1 bis 10 mg/kg.

Zu berücksichtigen ist, dass einige Laboratorien bei der Bestimmung von MKW im Boden Kaltextraktionen anwenden, die jedoch oft unzureichend sind. Die Vollständigkeit der Extraktion ist von der Mineralölart, der Korngröße des zu untersuchenden Materials, dem Humusgehalt und der Mineralienzusammensetzung des Bodens abhängig. Es sollte deshalb immer auf eine Extraktion in einer Soxhlet-Apparatur orientiert werden, die zu bestmöglichen Ergebnissen führt.

Für die Bestimmung von MKW in der Matrix Boden existieren zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch keine validierten und genormten Verfahren. In Umsetzung der Verordnung (EG) Nr. 2037/2000 wird aber darauf hingewiesen, dass für die Bestimmung von MKW in Böden und ggf. auch sonstigen Altlastenmaterialien mit der ISO CD 16703 ein geeignetes FCKW-freies gaschromatographisches Verfahren zur Verfügung steht.

GC-MS-Screening (Gerätehersteller- und Hausmethoden) zur Erstellung von Übersichtsanalysen

Gaschromatographisch analysieren lassen sich alle Stoffgemische, die unzersetzt verdampfbar sind und auf einer geeigneten Trennsäule in Einzelstoffe aufgetrennt werden können. Die anschließende qualitative oder quantitative Bestimmung kann mit unterschiedlichen Detektoren erfolgen.

Beim GC-MS-Screening handelt es sich um eine Analysenmethode, welche die gaschromatographische Analyse mit einem Massenspektrometer als Detektor koppelt. Man erhält ein Totalionenstromchromatogramm und kann auf Grund der Retentionszeiten die vorhandenen Komponenten qualitativ ermitteln. Durch Vergleich mit der Datenbibliothek des Massenspektrometers erfolgt ebenfalls eine qualitative Zuordnung.

Es können Headspaceanalysen (Bestimmung aus dem Dampfraum eines mit Septum verschlossenen und auf 80 °C erhitzten verschlossenen Gefäßes) und Analysen nach vorheriger Extraktion durchgeführt werden.

Ausschlaggebend für die Auftrennung in Einzelstoffe ist die Trennleistung der eingesetzten Trennsäule. Für Übersichtsanalysen werden meist Dickfilmsäulen eingesetzt, die keine maximale Trennleistung aufweisen und deshalb neben Einzelparametern oft nur Stoffgruppen trennen. Mit ihnen kann man ein breites Spektrum von Inhaltsstoffen in einer akzeptablen Zeit bestimmen.

Mit dem GC-MS-Screening kann man entweder eine rein qualitative Auflistung der gemessenen Inhaltsstoffe bzw. Stoffgruppen oder eine halbquantitative Aussage erhalten, wenn das Labor für die detektierten Substanzen Kalibriermöglichkeiten besitzt.

Problematisch ist stets die quantitative Analyse, da für die Vielzahl von möglichen Stoffen oft reine Substanzen für die Kalibrierung fehlen und auch schwer beschaffbar sind. Nur Laboratorien, bei denen die zu untersuchenden Stoffgruppen zur Routine gehören, sind in der Lage, quantitative Analyseergebnisse zu angemessenen Preisen zu liefern.

Grundsätzlich kann mit entsprechend hohem Aufwand jedes GC-MS-Screening auch quantitativ ausgewertet werden.

GC-IC-Screening

Das GC-IC-Screening ist ein GC-MS-Screening mit chemischer (weicher) Ionisation. Aus höheren Massen entstehen signifikante Molpeaks und weniger kleinere Fragmente. Dadurch sind spezielle Stoffgruppen besser zu identifizieren, als bei der reinen Massenspektrometrie. Da es für diese Methode in der Regel keine Datenbanken zur Identifizierung gibt, sind große Erfahrungen der anwendenden Laboratorien erforderlich.

Bei diesem Screening können, wie bei dem GC-MS-Screening, ebenfalls Gehaltsabschätzungen vorgenommen werden. Voraussetzung dafür ist natürlich eine entsprechende vorherige bzw. anschließende Kalibrierung.

GC-FID-Fingerprint (Gerätehersteller- und Hausmethoden) zur Erstellung von Übersichtsanalysen

Der GC-Fingerprint ist eine gaschromatographische Analyse mit anschließender Detektion mittels eines Flammenionisationsdetektors (FID), bei der man im Chromatogramm, ähnlich wie bei dem Totalionenstromchromatogramm des GS-MS-Screenings, eine Übersichtsanalyse aller an der verwendeten Trennsäule auftrennbaren Stoffe erhält.

Ausschlaggebend für die Auftrennung in Einzelstoffe ist die Trennleistung und die Polarität der eingesetzten Trennsäule.

Speziell für die Analyse von MKW-Schadensherden eignet sich der GC-Fingerprint ausgezeichnet, da man aus der Verteilung der einzelnen Komponenten im Chromatogramm bereits auf die Art des Schadens (z.B. VK, DK, Heizöl) und u.U. auch auf das Alter des Schadens schließen kann. Vorteilhaft ist dabei der große Linearitätsbereich des FID über mehrere Zehnerpotenzen. Eine quantitative Aussage durch entsprechende Kalibrierung ist aus diesem Grund hier viel einfacher als beim Massenspektrometer.

Für die einzelnen KW-Produkte entstehen durch die unterschiedlichen Siedebereiche ihrer Inhaltsstoffe markante Chromatogramme (Fingerprints), die Rückschlüsse auf das entsprechende Produkt gestatten.

Bei der Abschätzung des Alters des Schadensfalles sind diese Fingerprints ebenfalls sehr hilfreich. Folgende Kriterien sind dabei zu beachten:

- bereits bei relativ jungen Kontaminationen lassen sich Verluste leicht siedender und wasserlöslicher Verbindungen im Vergleich zum ursprünglichen Schadensstoff nachweisen.
- Schadensfälle, die einige Jahre zurückliegen, weisen durch mikrobiellen Abbau eine Abnahme von Normalparaffinen gegenüber Isoparaffinen auf. Hier ist das Verhältnis der Summe iso-C₁₉/C₂₀ Paraffine zur Summe n-C₁₇/C₁₈-Paraffine von Bedeutung, welches aus dem Fingerprint errechnet werden kann.

2.6.8.3 Analysenverfahren für Detailanalysen

Zur fundierten Beurteilung von Kontaminationen sind nach den Übersichtsanalysen aufwendigere Analysenverfahren unerlässlich.

Bestimmung von Benzen und dessen Derivaten mittels Gaschromatographie, DIN 38407-F9

Diese Analysenmethode gestattet es, Benzen und dessen Derivate (vorzugsweise Toluol, Ethylbenzen und Xylene) als Einzelstoffe quantitativ zu bestimmen. Die DIN-Methode bezieht sich auf die Be-

stimmung der angeführten Stoffe in Wasser. Für Bodenuntersuchungen werden in Anlehnung an das DIN-Verfahren von Geräteherstellern bzw. Laboratorien ausgearbeitete und erprobte Verfahren eingesetzt.

Es werden Headspaceanalysen (Bestimmung aus dem Dampfraum eines mit Septum verschlossenen und auf 80 °C erhitzten verschlossenen Gefäßes (DIN 38407-F9-1) und Analysen nach vorheriger Extraktion (DIN 38407-F9-2) unterschieden.

Bei der Analyse werden die Dampfraumproben bzw. Extrakte in einen Gaschromatographen dosiert und an einer Kapillarsäule in Einzelstoffe aufgetrennt. Ein angeschlossener Flammenionisationsdetektor (FID) zeigt jeden Einzelstoff als Peak auf einem Chromatogramm. Aus der Verteilung der einzelnen Komponenten im Chromatogramm lassen sich Aussagen über die Herkunft, unter Umständen auch über den Alterungsprozess und die Zusammensetzung des Kohlenwasserstoffgemisches (z.B. VK, DK, Heizöl) ableiten. An Hand der auftretenden Retentionszeiten der einzelnen Peaks können die Stoffe identifiziert und durch Vergleich mit Kalibrierlösungen quantitativ bestimmt werden.

Nachweisgrenze für BTEX in Wasser: ca. 1 µg/l
Nachweisgrenze für BTEX in Boden: ca. 0,005 mg/kg

Nähere Einzelheiten zur Durchführung der Methode sind der entsprechenden DIN-Vorschrift zu entnehmen. Fehlermöglichkeiten und Probleme, die bei der Beurteilung der Ergebnisse berücksichtigt, bzw. im beauftragten Labor hinterfragt werden sollten:

Bei Anwesenheit großer Mengen von KW (VK, DK, Heizöl) ist es möglich, dass die BTEX-Aromaten von anderen Bestandteilen der Probe überdeckt werden. Um sicherzugehen, dass es sich garantiert um BTEX handelt, ist die Probe an zwei Trennsäulen unterschiedlicher Polarität zu analysieren. Werden die BTEX-Komponenten an beiden Säulen eindeutig identifiziert, kann das Ergebnis akzeptiert werden. Eine andere Möglichkeit der Überprüfung ist die Trennung der Probe an einer Trennsäule und die parallele qualitative Identifizierung an einem Massenspektrometer.

Eine andere Methode für leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe ist die ISO 15680 bzw. DIN 38407 Teil 19 (Gaschromatographische Bestimmung von ausblasbaren organischen Verbindungen (AOV) nach vorheriger Anreicherung in einer Falle).

GC-FID als Analysenmethode für andere gaschromatographisch bestimmbare Substanzen

Neben BTEX lassen sich eine Vielzahl anderer Komponenten, die unzersetzt verdampfbar sind und sich an entsprechenden Trennsäulen trennen lassen, quantitativ bestimmen. Allerdings gibt es in der BRD nur für einzelne Stoffgruppen genormte Verfahren.

So werden z.B. in einigen Laboratorien Alkane bis ca. C₃₅, Alkene, Cycloalkane, Alkylbenzene und Alkohole bis ca. C₁₆ als Routineanalysen quantitativ bestimmt.

Allerdings sind nicht alle Laboratorien darauf eingerichtet. Deshalb ist eine vorherige Anfrage unbedingt erforderlich.

GC-MS (Gerätehersteller- und Hausmethoden) in Anlehnung an verschiedene DIN-Methoden

Wie beim GC-MS-Screening werden auch bei den GC-MS-Methoden Headspaceproben oder entsprechend vorbereitete Extrakte in einem Gaschromatographen dosiert, in Einzelstoffe aufgetrennt und anschließend in einem Massenspektrometer bestimmt. Ausschlaggebend für die Auftrennung in Einzelstoffe ist die Trennleistung und die Polarität der eingesetzten Trennsäule. Für quantitative Analysen verwendet man Säulen mit sehr hohen Trennleistungen, um die gewünschten Einzelstoffe einwandfrei voneinander zu trennen, die Polarität richtet sich nach dem zu lösenden Analysenproblem.

Werden GC-MS-Methoden für quantitative Routineanalysen eingesetzt, so entsprechen sie meist den jeweiligen DIN-Vorschriften, lediglich der in der DIN bevorzugte Detektor wird durch das Massenspektrometer ersetzt. Für die quantitative Bestimmung der einzelnen Stoffe müssen alle entsprechenden Kalibriersubstanzen und die erforderlichen Kalibrierkurven vorhanden sein.

Wegen des geringen Linearitätsbereiches eines Massenspektrometers ist die quantitative Auswertung mit sehr viel Zeitaufwand verbunden.

Literaturverzeichnis

- ALFKE, G. (1999): Folien zur Verkehrsemission, Messung/Prognose – In: Protokoll des Dechema/GDCH/DBG-Gemeinschaftsausschusses „Chemie der Atmosphäre“, 4. –5.2.1999.
- ALSTOM Environmental Consulting, (1998): Abschöpftests zur Produktphasengewinnung außerhalb der Teilfläche 9. BSL Olefinverbund GmbH, Werk Böhlen.
- Amdurer, M., Fellman, R.T., Roetzer, J., Russ, C. (1986): Systems to accelerate in situ stabilization of waste deposits.-EPA/540/2-86/002, US EPA, Cincinnati, Ohio.
- Anderson, M.P. & Woessner, W.W. (1992): Applied Groundwater Modeling, Simulation of flow and transport – Academic Press, London.
- ASTM (1995): Calculated from solubility after Kenaga, EE and Goring, CAI. 1980. "Relationship between water solubility, soil sorption, octanol-water partitioning, and bioconcentration of chemicals in biota." Special Technics Publication 707. ASTM, Philadelphia, PA.
- Ballestero, T. P., Fiedler, F. R., Kinner, N.E. (1994): An Investigation of the Relationship Between Actual and Apparent Gasoline Thickness in a Uniform Sand Aquifer. Ground Water, Vol. 32, Nr. 5, S. 708-783
- Ballschmiter, K. & Bacher, R. (1996): Dioxine – Chemie, Analytik, Vorkommen, Umweltverhalten und Toxizität der halogenierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane, VCH Verlag, Weinheim.
- Barbaro, J.R. & Barker J.F., (1992): Biotransformation of BTEX under anaerobic, denitrifying conditions: Field and laboratory observations In: Journal of contaminant hydrology (NLD), Band 11.
- Barrett, M. & Lerner, D. (1993): The affect of cosolutes on the adsorption of BTEX compounds from groundwater; In: Volume of poster papers: International Conference on Groundwater Quality Management, comp. by Tallinn (EST).
- Barrett, M. H. & Gikas, L. (1994): The effects of cosolutes and cosolvents on the adsorption of BTEX compounds from groundwater; In: Transport and reactive processes in aquifers, (IAHR proceedings: 5) Balkema.
- Bartz, W. J.(1987): Handbuch der Betriebsstoffe für Kfz. 2 Bd., Grafman, Württemberg.
- Behrendt, H. & Brüggemann, R. (1994): Benzol – Modellrechnungen zum Verhalten in der Umwelt – UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 6 (2).
- Beke, B.; Csörgei, J.; Formanne-Gulyas, C.; Lada, F.; Nagy, T. & Nagy, Z., (1991): Non-Seismic Methods Used to Delineate Hydrocarbon Deposits in Hungary, AAPG International Conference and Exhibition
- Berthold, A. (1998): Förderung der mikrobiologischen Abbaubarkeit von Kontaminanten mit MKW im Grundwasser durch technische Maßnahmen zur Zuführung von Oxydationsmitteln, TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften – Studiengang Wasserwirtschaft
- Blake, S. B., Hall, R. A. (1984): Monitoring Petroleum Spills with Wells: Some Problems and Solutions. Fourth National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring. National Water Well Association, Columbus, Ohio, S. 305-310
- Beyer, H. (1967): Lehrbuch der organischen Chemie, Hirzel-Verlag, Leipzig
- Block, R.N., Clark, T.P. & Bishop, M. (1990): Biological treatment of soil contaminated by petroleum products, Lewis Publisher, Chelsea.
- Boehncke, A., Mangelsdorf, I., Rosner, G. (1997): Stoffströme von Benzol unter besonderer Berücksichtigung der Bundesrepublik Deutschland- UWSF-Z Umweltchem. Ökotox., 9 (6).
- BUA (Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker) (Hrsg.) (1996): Ethylbenzol-BUA-Stoffbericht 178 , Hirzel Verlag, Stuttgart.
- BUA (Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe der Gesellschaft Deutscher Chemiker) (Hrsg.) (1997): Benzol-BUA-Stoffbericht 200 , Hirzel Verlag, Stuttgart.
- Busch, K.F. & Luckner, L.(1973): Geohydraulik, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- Busch, K.F., Luckner, L., Tiemer, K. (1993): Geohydraulik, 3., neubearb. Aufl., Verlag Borntraeger, Berlin.
- Buschek, T.E. & Alcantar, C.M. (1995): Regression Techniques and Analytical Solutions to Demonstrate Intrinsic Bioremediation – Hincee, R.E., Wilson, J.T. and Downey, D.C. (Eds.) Intrinsic Bioremediation.
- Chapelle, F.H. (1994): Assessing the efficiency of intrinsic bioremediation, EPA Washington, D.C.: US Environmental Protection Agency,
- Chemie und Biologie der Altlasten (1997). Hrsg. Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh.

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- Chiang, C. Y., Salanitro, J. P., Chai, E. Y., Klein, C. L. (1989): Aerobic biodegradation of benzene, toluene and xylene in a sandy aquifer – analysis and computer modeling - Ground Water 27.
- Concawe: www.concawe.be
- Conde, S. & Rasemann, W. (1996): Qualitätssicherung bei der mikrobiellen Behandlung MKW-belasteter Böden; In: Probenahme und Datenanalyse zur Bewertung von Schüttgütern, Deponien und kontaminierten Böden, Tagung des Arbeitskreises Probenahme (2,1996), Freiburg.
- Dahn, A. (1991): Biologische Verfahren zur Sanierung von durch Militär- und Rüstungsaltslasten kontaminierten Grundwässern; In: Rüstungsaltslasten (2, 1991, Offenbach), (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis: 40).
- De Pastrovich T. L., Y. Baradat, R. Barthel, A. Chiarelli and D. R. Fussell (1979) : Protection of groundwater from oil pollution. CONCAWE, Report 3/79. Den Haag, Netherlands. 61 pp.
- DECHEMA (1992): Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung; 2. Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiologie – Boden“. Ad.hoc-Arbeitsgruppe „Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung“
- Demque, D.E. & Biggar, K.W. (1997): Land treatment of diesel contaminated sand; In: Canadian geotechnical journal (CAN), Band 34, Heft 3.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, (1989): Sondergutachten Altlasten., Bonner Universitäts-Buchdruckerei Bonn.
- Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, (1995): Sondergutachten Altlasten II, Bonner Universitäts-Buchdruckerei Bonn.
- Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. (DGGT) (1997): GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten. 3. Auflage, Ernst & Sohn, Berlin.
- DGMK – Deutsche Gesellschaft für Mineralölwissenschaft und Kohlechemie e.V. – Forschungsbericht 409 (1993) : Chemisch-physikalische Daten von Otto- und Dieselmotoren; Hamburg.
- Dietrich, H.-G.; Butz, M.; Fritz, L.; Goebels, J. & Neuhaus, M., (2000): Schadensfall Parchim: Drucksondierungen und Computertomographie – integrale Methoden zur Erkundung Mineralölkohlenwasserstoffkontaminierter Lockergesteine. In: Zeitschrift für angewandte Geologie 46 (2000) 2, S. 84-90
- DIN-Taschenbuch 20: Mineralöl- und Brennstoffnormen, Berlin/Köln.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1997): Physical and Chemical Hydrogeology, John Wiley & Sons, New York.
- Dott, W. (1992): Labormethoden zur Beurteilung der biologischen Bodensanierung, Adhoc-Arbeitsgruppe, DECHEMA-Verlag, Frankfurt am Main
- Dörfler (1994): Grenzflächen und Kolloidchemie, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, ISBN 3-527-29072-9
- Dupont, R.R., Sorensen, D.L., Kembrowski, M., Bertleson, M., McGinnis, D. (1998) : Monitoring and Assessment of In Situ Biocontainment of Petroleum Contaminated Ground-Water Plumes – EPA Washington, D.C., US Environmental Protection Agency.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1997a): Sanierung kontaminierter Böden, DVWK-Schriften, Heft 116.
- DVWK Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1997b): Tiefenorientierte Grundwasserprobenahme. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 245, Bonn
- Eckert, P., Rohns, H.P., Schubert, J. (1996): In-situ Sanierung eines BTEX-Schadens auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerkstandortes in Düsseldorf-Flingern; In-situ-Sanierung von Boden (Beiträge des 11. DECHEMA-Fachgesprächs Umweltschutz).
- Edel, H. G. & Maier, W.(1995): Moderne Anlagentechnik der Grundwasser- und Bodenluftreinigung, Umweltmagazin, Nr. 10.
- Ellis, W. D.; Payne, J. R.(1985): Treatment of contaminated soils with aqueous surfactants. USEPA 600, Library of New York, Ohio.
- Filip, Z., Geiler, A., Schiefer, B., Schwefer, H.J., Weirich, G. (1988): Untersuchung und Bewertung von in situ biotechnologischen Verfahren zur Sanierung des Bodens und des Untergrundes durch Abbau petrochemischer Altlasten und anderer organischer Umweltchemikalien.- Forschungsbericht BMFT, Projektträger Umweltbundesamt „Abfallwirtschaft und Altlastensanierung“, Berlin.
- Frense, D.; Röhr, Chr.; Diels, L.; Schreiter, U.; Schleifenheimer, M. & Eckhold, K.-H., (1999): Spezifische Behandlung toxischer und schwer abbaubarer Abwässer mit Membran-Bioreaktoren. Wasser, Luft und Boden, Juni 1999.
- Fritsch, G. (1988): Verfahren zur Altlastensanierung - vier Fallbeispiele. Handbuch der Altlastensanierung, von Deckers Verlag, Heidelberg.

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- Fritze, E. (1994): Sorgenkind Tankstelle. Innovative Lösungen dienen dem Schutz von Erdreich und Grundwasser, Bauzeitung, Nr. 12, Berlin.
- Fröhlich, H. & Gidarakos, E., (2000): Untersuchung der Wirksamkeit von Abbaubeschleunigern zur Erhöhung der Abbauleistung des Bioventing-Verfahrens. TerraTech 3/2000.
- Fruechtenicht, H. & Held, T. (1995): Microbiological in situ remediation of an aquifer contaminated with waste oil from a refinery; In: Groundwater quality : remediation and protection, IAHS publication.
- FUGRO Consult GmbH, (1999): Erweiterung der Grundwasserströmungs- und Transportmodellierung am Standort der PCK Raffinerie GmbH in Schwedt/Oder. Abschlußbericht.
- Fuller, W. H. & Warnk, A.W. (1985): Soils in waste treatment and utilization - CRC Press 1, Boca Raton, Florida.
- GFE-GmbH, (2000): Sanierungsuntersuchung/-vorplanung und ergänzende Standortuntersuchungen – Tanklager Kablow, TABEG-Tanklagerbetriebsgesellschaft mbH, Berlin.
- Giese, R. (2000): „Zur Hydraulik dreier nichtmischbarer Fluide in poösen Medien“, Entwurf Dissertation, TU Bergakademie Freiberg
- Göbel, P., (1998): Erkundung kokereispezifischer Untergrundkontaminationen auf Altstandorten mit Hilfe ausgewählter ingenieurgeophysikalischer Methoden, DMT-Berichte aus Forschung und Entwicklung Nr. 70, Essen 1998
- Golwer, A. (1982): Versickerungsverhalten und Ausbreiten von Mineralölen und Chemikalien im Untergrund. In: Umweltschutz/Gesundheitstechnik, Heft 3, 1982
- Golwer, A., Knoll, G., Matthes, G., Schneider, W. (1976): Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe – Abh. Hess. L.-Amt Bodenforsch., 73, Wiesbaden.
- Gottschalk, G. (1986): Bacterial Metabolism, Springer- Verlag, New York.
- Grathwohl, P., Teutsch, G. (1997): In-situ remediation of persistent organic contaminants in groundwater.- International Conference on Groundwater Quality Protection, Taipei, Taiwan.
- Greim, H. & Deml, E. (1996): Toxikologie – Eine Einführung für Naturwissenschaftler und Mediziner, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Grimm Strele, J. (1991): Grundwasserüberwachungsprogramm geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit, Schriften der Landesanstalt für Umweltschutz Baden - Württemberg
- Grinat, M.; Sauer, J.; Schuricht, R.; Südekum, W. & Ziekur, R., (2000): Schadensfall Parchim: Geoelektrik und Bodenradar zum Nachweis einer Kerosinbelastung auf dem Flugplatz Schwerin-Parchim. In: Zeitschrift für angewandte Geologie, 46 (2000) 2, S. 91-96
- Gruhne, M. (1999): Überwachung von Untergrundkontaminationen mit Messungen der komplexen elektrischen Leitfähigkeit (Dissertation), Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Selbstverlag, Dresden.
- Hadley, M. & Armstron, H. (1991): Der Mensch und die Biosphäre, Internationale Zusammenarbeit in der Umweltforschung, Dt. MAB-Nationalkomitee, Bonn
- Haeseler, F., Stieber, M., Werner, P., Frimmel, F.H. (1993): Ecotoxicological Aspects of Chemical Pre-Oxidation Combined with Subsequent Microbial degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons - In: Arendt, F., Annokée, G.J., Bosmann, R., van den Brink, W.J. (eds.): Contaminated Soil.
- Hall, R. A., Blake, S. B., Champlin, S. C. (1984): Determination of Hydrocarbon Thickness in Sediments Using Borehole Data. Proc. Of the 4 National Symposium of Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring. National Water Well Association, Columbus, Ohio, S. 300-304
- Happel, A.M., Beckenbach, E.H., Halden, R.U. (1998): An evaluation of MTBE impact to California groundwater resources, Department of Energy and Western States petroleum Association.
- Heberer, H. & Kersting, H. (1997): Gesundheitliche Relevanz der Kohlenwasserstofflösemittel für den Verbraucher- Band 1 & 2, UBA-Forschungsbericht Nr. 106 99 001/02.
- Heitmann, R., (2000): Anwendung von elektrischen Drucksonden mit laser-induzierter (LIF) Fluoreszenzmessung und Membrane Interface-Probe (MIP) zur Untersuchung kontaminierter Standorte, in: Altlasten-Aktuell 6/2000, S. 28-35
- Hellmann, H. (1996): Umweltanalytik von Kohlenwasserstoffen.
- Herbst, G. & Wienke, K. (1988): Beschaffenheit von Brenngasen; In: Rohstoff Kohle (S. 176-183.
- Hofmann, R.(1930): Die Tankstelle. -Verlag Ernst Heydecke, Eisenach.
- Hollinderbäumer, J., (1991): Zur Ortung von Kohlenwasserstofflagerstätten mit Hilfe der Eigenpotentialmethode. In: Erdöl Erdgas Kohle 107. Jhg., Heft 3, März 1991, S. 105-109

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- Honert, R. & Toussaint, B. (1993): Die hydrogeologische Erkundung einer Grundwasserkontamination durch HKW mit Hilfe eines Informationssystems, DGM, Heft ½ .
- INFU (1990): Tankstellen und Werkstätten. Universität Dortmund
- INGENIEURTECHNISCHER VERBAND ALTLASTEN (ITVA); ARBEITSHILFE – F 2-1: Aufschlussverfahren zur Feststoffprobengewinnung für die Untersuchung von Verdachtsflächen und Altlasten, 09/1995, ITVA-Geschäftsstelle Berlin
- Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e. V. (ITVA), (1994): Entwurf der Arbeitshilfe „Aufschlußverfahren zur Probengewinnung für die Untersuchung von Verdachtsflächen und Altlasten“ des ITVA-Fachausschusses F2 „Probennahme“; Stand: 25.04.1994. Übersicht. In: LABO 2000.
- Jahnke, C. & Voigt, H.J. (1999): persönliche Mitteilung
- Jentzsch, N., (1997): Sanierung von kontaminierten Böden. In: Bauer, H. (Hrsg.), 1997: Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik. Bd. 5: Sanierender Umweltschutz. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg 1997.
- Johnston, J. & Borden, R. (1996): Anaerobic biodegradation of alkylbenzenes and trichloroethylene in aquifer sediment down gradient of a sanitary landfill; In: Journal of contaminant hydrology (NLD), Band 23, Heft 4.
- Kästner, M., Mahro, B, Wienberg, R. (1993): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden - Hamburger Berichte 5, Economica Verlag, Bonn,
- Kaiser, G., Wiedmann, T und Ballschmitter, K. (1998): Organische Spurenstoffe als Emissionen aus Verbrennungsanlagen und deren humantoxikologische und ökotoxikologische Einordnung, Arbeitsbericht der Akademie für Technologieabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart, Bd. 101
- Kemblowsky, M. W., Salanitro, J. P., Deeley, G. M., Stanley, C. C. (1987): Fate and Transport of Residual Hydrocarbons in Groundwater – Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater Conference, National Water Well Association and American Petroleum Institute, Houston
- Kemmesies O. (1995): Prozessmodellierung und Parameteridentifikation von Mehrphasenströmungsprozessen in porösen Medien. Dissertationsschrift, Proceedings des DGFZ e.V., H. 7, ISSN 1430-0176.
- Kerndorf, H.; Schleyer, R. & Dieter, H. H. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen – Standardisierte Methoden und Maßstäbe, WaBoLu-Hefte 1/1993.
- Klein, J & Patalas, N. (1991): Hydraulische Sanierung eines mit BTX-Aromaten verunreinigten Kokereigeländes, In: Glückauf (Essen), Band 127 (1991), Heft 17 / 18.
- Klöpffer, W. (1996): Verhalten und Abbau von Umweltchemikalien – Phys.-chem. Grundlagen – Ecomed Verlag, Landsberg.
- Knödel, K.; Krummel, H. & Lange, G., (1997): Geophysik. Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Depositionen und Altlasten Band 3, Heidelberg 1997
- Koch, R. (1990): Umweltchemikalien – Phys.-chem. Daten, Toxizitäten, Grenzwerte, Umweltverhalten – VCH Verlag, Weinheim.
- Kohnke, A. (1996): Branchenbezogene Merkblätter zur Altlastenbehandlung; 4: Tankstellen / Tanklager, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat Altlasten
- Krämer, J. (1987): Lebensmittelmikrobiologie, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- LABO - Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz - Altlastenausschuss (ALA): ad-hoc AG „Arbeitshilfen für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung“, 2002.
- LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen vom 6.11.1997, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- LAI (Länderausschuss für Immissionsschutz 1997) (Hrsg.) (1997): Bewertung von Toluol- und Xylol-Immissionen - Bd. 16, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Landmeyer, J.E. (1998): Fate of MTBE relative to benzene in a gasoline-contaminated aquifer; In: Ground Water Monitoring and Remediation, 18 (4).
- Langguth, H.R. & Voigt R. (1980): Hydrogeologische Methoden – Springer Verlag, Berlin.
- Lenhard R. J. (1992): Measurement and Modeling of Three-Phase Saturation-Pressure Hysteresis. J. Contam. Hydrology, 9, pp. 243-269.
- Lenhard, R. J. & Parker, J. C. (1990): Estimation of Free Hydrocarbon Volume from Fluid Levels in Monitoring Wells, Ground Water, Vol. 28, Nr. 1, S. 57-67
- Leo, R. & Lilie, R. H. (1994): Ölwehrhandbuch. K.O. Storck Verlag Hamburg.

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1990): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Handbuch für die Einkapselung von Altablagerungen, Band 4.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1991): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung, Band 7.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1993): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Handbuch Bodenwäsche, Band 11.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1994): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Handbuch Immobilisierung von Schadstoffen in Altablagerungen, Band 15.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1995): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Handbuch Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren, Band 16.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1995): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Grundwasserreinigung bei der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Band 17.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, (1995): Materialien zur Altlastenbearbeitung - Sicherung von Altlasten mit Schlitz- und Schmalwänden, Band 23.
- Lowe, D. (1997): AATDF Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvent; Rice University Houston, Texas
- LUA - Landesumweltamt Brandenburg: Recherche zu MKW-Schadensfällen nach betriebstypischen Anlagen (Stand III/2000)
- LUA - Landesumweltamt Brandenburg: Materialien zur Altlastenbearbeitung Land Brandenburg, Band 10 (2000); Anforderungen und Handlungsempfehlungen für die Errichtung und den Betrieb von Grundwassermessstellen (GWMS) im Rahmen der Altlastenbearbeitung (Lockergestein)
- Luckner L. (1995): Erfassung von Ölkontaminationen im Untergrund durch Flüssigkeitsspiegelmessungen in Pegeln. Stuttgart, Wasserwirtschaft 85(6)
- Luckner L. and W. M. Schestakow (1991): Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone. Lewis Publishers Inc., 485 p.
- Luckner. L. & Schestakow, W.M. (1986): Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffchemie, Leipzig.
- Lyman, W.J., Reelil, W.F., Rosenblatt, D.H. (1990): Handbook of chemical properties estimation methods, ACS, Washington.
- MacIntyre, W.G., Boggs, M., Antworth, C.P., Stauffer, T.D. (1993): Degradation kinetics of aromatic origin solutes introduced into a heterogenous aquifer - Water Resources Research 29.
- McKinnon, R.J., Dyksen, J.E. (1984): Removing organics from groundwater through aeration plus GAC. - J. Am. Water Works Assoc., May 1984: 42-47.
- Marquardt, H. & Schäfer, S. (1994): Lehrbuch der Toxikologie - BI Wissenschaftsverlag, Mannheim
- Martus, P. & Püttmann, W. (2000): Anforderungen bei der Anwendung von „Natural Attenuation“ zur Sanierung von Grundwasserschadensfällen. Altlasten spektrum 2/2000, S 87 - 106
- Mathews, T. & Exner, S. (2000): Vorschlag für eine Methode zur Ableitung von Sanierungszielwerten für das Land Brandenburg. Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung.
- Mattheß, G. & Ubell, K (1983): Allgemeine Hydrogeologie. Bornträger, Berlin,
- Mattheß, G., Isenbeck, M., Pekdeger, A., Schenk, D. (1985): Der Stofftransport im Grundwasser und die Wasserschutzgebietsrichtlinie W101 - Bericht des UBA.
- McAllister, P. M., Chiang, C. Y. (1994): A practical approach to evaluating natural attenuation of contaminants - Ground Water Monitoring Review, 14 (2).
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR) (1998a): Handbuch der Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg. Potsdam, UNZE-Verlagsgesellschaft, 1998.
- Landesumweltamt Brandenburg (1998b): Materialien zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg. Potsdam, UNZE-Verlagsgesellschaft, 1997 - 1999.
- Montgomery, J. H. (1991): Groundwater chemicals desk reference, Bd.2, Lewis Publisher, Chelsea (Michigan).
- Möller, U.J. (1988): Altölbeseitigung, Altölentsorgung im Rahmen der neuen Umweltgesetze, expert-Verlag, Ehningen bei Böblingen
- Müller, K. (1982): Altölverwertung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- MWV - Mineralölwirtschaftsverband e.V. (1994), MWV-Mineralölzahlen, Fakten & Logistik, Abteilung Öffentlichkeitsarbeit des MWV e.V., Hamburg

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, für Bodenforschung als Landesarbeitsgruppe Altlasten (1997): Altlastenhandbuch des Landes Niedersachsen – Wissenschaftlich technische Grundlagen der Erkundung; Springer Verlag.
- Nitsche, C., Neumann, V. Guderitz, I. (1997): Studie zur Nutzung von laborativen Vorversuchen bei Sanierungsuntersuchungen, (unveröffentlicht) BGD – Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden.
- Obst, U. & Seidel F. (1997): Biologische und Ökotoxikologische Grundlagen - In: Fachgruppe Wasserchemie in der GDCH (Hrsg.): Chemie und Biologie der Altlasten, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- Olhoeft, G., (1985): Direct Detection of Hydrocarbon Contaminants using the Induced Polarization Method, 1985
- Pankow, J.F., Thomson, N.R., Johnson, R.L. (1997): The urban atmosphere as a non-point source of the transport of MTBE and other volatile organic compounds, Environ. Sci. Technol. 31(10): 2821-2828.
- Parker, J.C.(1987): Multiphase Flow and Transport in Porous Media -Review of Geophysics 27, 3: 311-328
- Parsons, J. W. (1988): Isolation of Humic Substances from Soils and Sediments - In: Frimmel, F. H. und Chrisman, R. F. (eds.): Humic Substances and Their Role in the Environment, John Wiley & Sons, Chichester.
- Patrick, G.C. & Barker, J.F. (1985): A natural-gradient tracer study of dissolved benzene, toluene and xylene in groundwater; In: Canadian/American Conference on Hydrogeologie (2, 1985, Banff) Hazardous wastes in ground water a soluble dilemma.
- Patterson, B. M. & Pribac, F. (1993): Biodegradation and retardation of PCE and BTEX compounds in aquifer material from Western Australia using large-scale columns; In: Zeitschrift: Journal of contaminant hydrology (NLD), Band 14.
- Payne J.R.& Philips C.R. (1985): Photochemistry of Petroleum in Water, Environ.-Sci.-Technol. 19
- Raffius, B. (1999): Bewertung des Eintrages luftgetragener und luftbürtiger org. Substanzen in den Boden unter spezieller Berücksichtigung möglicher Einflüsse auf die Grundwasserqualität, unveröffentlichte Doktorarbeit, BTU Cottbus, FB Umweltgeologie
- Reifenhäuser, O. (2000): „Laborversuch zum Zusammenhang zwischen scheinbarer und wahrer Mächtigkeit von Kerosin“, unveröffentlichte Diplomarbeit, FU Berlin, FB Geowissenschaften
- Rice, D.W., Grose, R.D., Miachelson, J.C., Dooher, B.P. (1995): California leaking underground fuel tank (Luft) historical case analyses- Environmental Protection Department .
- Rifal, H. S., Borden, R. C., Wilson, J. T., Ward, C. H. (1995): Intrinsic bioattenuation for subsurface restoration – The third International Symposium, Batelle Memorial Institute, Butterworth-Heinemann, Boston
- Rippen (1998): Umweltchemikalien mit Voigt Datenquellen – Ecobase Software, Ecomed Verlag, Landsberg.
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (Hrsg.) (1997): Simulation von Grundwasserströmungs- und –transportprozessen im Rahmen der Altlastenbehandlung (Lockergestein, Festgestein und ungesättigte Zone). Materialien zur Altlastenbehandlung 4/1997.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Scheidt, G. (1989): Untergrundverunreinigungen durch Mineralöl und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe mit Fallbeispielen; In: Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Hessen (Aus- und Fortbildungsveranstaltung der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, 1989).
- Schewe, C. & Kerndorff, H. (1996) :Mineralölkohlenwasserstoffe als Grundwasserkontaminanten, Stuttgart (u. a.) (DEU): Fischer. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene.
- Schiedek, T. (1996): Vorkommen und Verhalten von ausgewählten Phthalaten in Wasser und Boden – Schriftenreihe Tübinger geowissenschaftliche Arbeiten der Uni Tübingen, Reihe C, Nr.33.
- Schiegg, H.O. (1977): Methode zur Abschätzung der Ausbreitung von Erdölderivaten in mit Wasser und Luft gefüllten Boden; Versuchsanstalt Wasserbau , Hydrol. Glaziol., Eidgenöss. Tech. Hochschule, Zürich.
- Schiegg, H.O. (1979): Verdrängungs-Simulation dreier nicht mischbarer Fluide in poröser Matrix. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Nr. 40, Zürich
- Schirmer, M., Barker, J.F. (1998): A study of long-term MTBE attenuation in the Borden aquifer, Ontario, Canada. – Ground Water Monitoring and Remediation 18(2): 113-122.
- Schlegel, H.G.& Schmidt, K. (1992): Allgemeine Mikrobiologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Schleyer, R. & Renner, I. (1991): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch luftgetragene organische Schadstoffe - WaBoLu-Hefte 5/1991
- Schneeberger Ch. E., D. Isabel, L. Luckner, K. Nyer, A. Schiffmann and C. C. D. F. van Ree (1994): A Conceptual Framework for Remediating the Contamination at the Mercier Site. Report im Auftrag des Umweltministers von Quebec, Kanada. unveröffentlicht

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- Schneider, W. (1999): Geohydrologische Erkundungs- und Berechnungsmethoden bei Untergrundverunreinigungen, Skript, Teil 2, Sommeruniversität, Hydrologie und Umweltgeologie an der Universität Bremen
- Schreiner M., Kreysing K. (1998): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 4, Geotechnik Hydrologie, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Schriever, M. & Hirner, A.V. (1994): Entwicklung von Routinetests zur Elution von organischen Komponenten aus Abfällen und belasteten Böden, Abschlussbericht LWA NRW, Universität GH Essen, Essen.
- Schulte, M. (1998): Boden und Grundwasseruntersuchungen eines mit leichtflüchtigen aromatischen und chlorierten Kohlenwasserstoffen verunreinigten Porengrundwasserleiters; In: Neues Jahrbuch für Geologie und Palaeontologie, Band 208, Heft 1 / 3.
- Schwarzenbach, R., Gwend, P., Imboden, D. (1993): Environmental organic chemistry – Wiley & Sons, New York.
- Schwille, F. (1966) & (1974): Die Kontamination des Untergrundes durch Mineralöl – ein hydrol. Problem; Untersuchungen über den Stoffaustausch zwischen Mineralöl und Wasser in porösen Medien, Dtsch. gewässerk. Mitt.
- Schwille, F. (1971): Die Migration von Mineralöl in porösen Medien, Gas- und Wasserfach, 112 : 307-311 , 331-339, 465-472
- Schwille, F. (1993): Das Rückhaltvermögen poröser Medien für Mineralölprodukte – In: Kreysa, G., Wiesner, J. & Klein, J. (Hrsg.): Bewertung und Sanierung Mineralöl-kontaminierter Böden: 10. Dechema Fachgespräch Umweltschutz, gemeinsam mit dem UFZ Halle-Leipzig, Leipzig
- Sims, J.L. (1986): Loading rates and frequencies for land treatment systems - In: Loehr, R.C., & Manila, J.F jr. (Eds.): Land treatment: a hazardous waste management alternative. Water Resources Symp. (13), Univ. Texas at Austin, Austin.
- Song, H.G. & Bartha, R. (1990): Effects of jet fuel spills on the microbial community of soil, Appl. Environ. Microbiol. 56.
- Steilen, N., Heinkele, T., Reineke, W., Necker, U., Odensall, M., Willershausen, K-H. (1993): Ergebnisse von Feldversuchen zur Behandlung eines PAK-belasteten Gaswerkbodens mit verschiedenen mikrobiologischen Mietenverfahren, Altlasten Spektrum 2.
- Streit, B. (1992): Lexikon Ökotoxikologie – VCH Verlag, Weinheim
- Teutsch, G. & Grathwohl, P. (1997): Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt / Abbau von Schadstoffen im Grundwasser. – Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 35 / 97, Karlsruhe (Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg)
- Teutsch, G.; Schüth, C. & Melzer, R., (1999): Reaktive Wände. Stand der Technik, Planung, Implementierung. Schriftenreihe altlastenforum Baden-Württemberg e.V., Heft 1.
- Thierin, J., Davis, G.B., Barker, C., Patterson, B.M., Pribac, F., Power, T.R (1993): Natural degradation rates of BTEX compounds and naphthalene in a sulfate reducing groundwater environment – Hydrological Science Journal 38 (4).
- Thiern, A. (1994): Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Presence of Synthetic Surfactants. Applied and Environmental Microbiology.
- Toxnet (US National Library of Medicine, Toxicology Data Network) (1999): HDSB (Hazardous Substances Data Bank), <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.)(1988): Jahresbericht des Umweltbundesamtes 1988, Umweltbundesamt, Berlin, Selbstverlag.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.)(1994): Stoffbericht 130, Umweltbundesamt, Berlin, Selbstverlag.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.)(1995): Inventarisierung von Bodenkontaminationen auf Liegenschaften der Westgruppe der ehemals sowjetischen Truppen (UBA 36/95), Umweltbundesamt, Berlin, Selbstverlag.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.)(1999a): Entscheidungsgrundlagen für Sicherungs- und Sanierungskonzepte für militärische Tanklager – Band 1: Entscheidungsgrundlagen - (UBA 28/99), Umweltbundesamt, Berlin, Selbstverlag.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hrsg.)(1999b): Entscheidungsgrundlagen für Sicherungs- und Sanierungskonzepte für militärische Tanklager – Band 2: Recherche zum Stand der Technik bei der Sicherung und Sanierung ehemals militärisch genutzter Tanklager, insbesondere in der USA - (UBA 29/99), Umweltbundesamt, Berlin, Selbstverlag.
- Ukschies, T.(1996): Adsorptionsversuche von PAK. Diplomarbeit, TU Dresden.
- Ullmann, F. (1995): Enzyklopädie der technischen Chemie, Berlin.

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

- Umweltforschungszentrum (Ufz) Leipzig-Halle GmbH: Bewertung und Sanierung mineralölkontaminierter Böden. 10. DEHEMA-Fachgespräch, Frankfurt/Main, 1993
- US-EPA (Environmental Protection Agency) (1996): Hazardous air pollutants list; <http://www.epa.gov>.
- US-EPA (1997): Groundwater and Vadose Zone Models/Manuels – US Environmental Protection Agency, Office of Research & Development, Oklahoma.
- Van Afferden, M., Beyer, M., Klein, J. (1992): Significance of Bioavailability for the Microbial Remediation of PAH-contaminated Soil - In: Kreysa, G., Driesel, A. J. (eds), Dechema Biotechnology Conferences 5, Part B, VCH Verlag Weinheim.
- Van der Roest, D., (1997): Wagebaert, A.; Stam, P. & Brassier, D.: Hydrocarbon Contamination Detection by Means of Ground Penetrating Radar, in: RecyclingDerelictLand 2/1997, S. 53-56
- Vanhala, H.; Soininen, H. & Kukkonen, I., (1992): Detecting organic chemical contaminants by spectral-induced polarization method in glacial till environment. In: Geophysics, Vol. 57, No. 8 (Aug 1992), S. 1014-1017
- Verger, M. & Mergler-Völkl, R. (1988): Biologischer Abbau von LCKW im Grundwasser und Abwasser, Wasser-Abwasser-Forschung, Nr. 21.
- Verscheuren, K. (1983): Handbook of environmental data of organic chemicals, Van Nostrand Reinhold, New York.
- Voigt H.-J., Wippermann Th. (1998): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 6, Geochemie, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Voigt, H. J. (1990): Hydrogeochemie. Eine Einführung in die Beschaffenheitsentwicklung des Grundwassers. Springer Verlag Berlin, Heidelberg.
- Voigt, H.J., (1999): Erkenntnisse und Probleme bei der Bewertung von organischen Kontaminationen mit freier Phase auf dem Grundwasser, Proc. des deutsch-russischen Workshops „Instrumentarien für die Überführung militärischer Liegenschaften in zivile Nutzungen“ in Moskau
- Voigt, H.J., Asbrand, M., Beims, U. (2000): Schematisierung der hydrogeologischen Verhältnisse als Grundlage für die Auswahl des numerischen Simulationsmodells; BTU Cottbus Aktuelle Reihe 4.2.
- Wang, Z., Feyen, J., Elrick, D.E. (1998): Prediction of fingering in porous media. Water Res. Research 34(9), pp. 2183-2190.
- Wiedemeier, T.H., Swanson, M.A., Wilson, J.T. (1996): Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbon (BTEX) in ground water, Ground Water Monitoring Review, 16(3): 186-194
- Wienberg, R. (1989): Organische Chemie - In: Wüstenhagen, K., Baermann, A., Bruns, J., Geyh, M.A., Schneider, W., Sztuka, F., Wienberg, R.: Vertikale Ausbreitung von Grund und Sickerwässern im Deponiebereich von Georgswerder. BMFT Forschungsbericht zum Vorhaben: Neue Verfahren und Methoden zur Sanierung von Altlasten am Beispiel der Deponie Georgswerder, Teilvorhaben 1., Hamburg.
- Wilson, J.T.(1994): Presentation at Symposium on Intrinsic Bioremediation of Ground Water-Denver, US Environmental Protection Agency, Washington D.C..
- Wilson, J.T., Peffer, F.M. (1998): Presentation at Symposium on Intrinsic Bioremediation of Ground Water-Denver, US Environmental Protection Agency, Washington D.C..
- Wisotzky, F. & Obermann, P. (1998): Hydrochemische Reaktionen im Bereich einer Grundwasserbelastung mit monoaromatische Kohlenwasserstoffen und deren Modellierung; In: Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie, Band 208, Heft 1 / 3.
- Wisotzky, F. (1996): Redoxreaktionen in einem BTEX-belasteten Grundwasserleiter; Geologische Stoffkreisläufe und ihre Veränderungen durch den Menschen, (148. Hauptversammlung der DGG).
- Wisotzky, F. & Eckert, P. (1997): Hydrochemie und Sedimentchemie im Bereich einer BTEX-Altlast; In: Grundwasser im Ruhrgebiet, GeoCongress: 3, Köln 1997.
- www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/tba23-95/snh-Contents.html
- www.uvm.baden-wuerttemberg.de/xfaweb
- Yang, J. & Spencer, R. D. (1995): Groundwater contaminant plume differentiation and source determination using BTEX concentration ratios; In: Ground Water (USA), Band 33, Heft 6.
- Yeh, C.K., Novak, J.T. (1995): The effect of hydrogen peroxide on the degradation of methyl and ethyl-tert-butyl-ether in soils, Water Environ. Res. 67(5): 828-834
- Zeschmann, E.-G. und 18 Mitautoren (1993): Beurteilung und Sanierung ölverunreinigter Standorte, Expert Verlag, Ehningen.

- Zilliox, L. & Muntzer, P. (1975): Effects of hydrodynamic processes on the development of ground-water pollution: Study on physical models in a saturated porous medium, Progress in Water Technology, Vol. 7, S. 561-568
- Zimmermann, W. (1966): Grundwasserverschmutzung durch Mineralölprodukte, Universität des Saarlandes, Umschau, Heft Nr. 20, Homburg/Saar.
- Zogorski, J.S., Squillace, P.J., Pankow, J.F., Korte, N.E., (1997): Fuel oxygenates and water quality, The White House office of Science & technology policy, Washington DC, July, 1997

Abkürzungsverzeichnis

A	Anstrom
Abb.	Abbildung
Abs.	Absatz
AKW	Aromatische Kohlenwasserstoffe
AOV	ausblasbare organische Verbindungen
AOX	Adsorbierbare Halogenverbindungen
AP	Austauschprozesse
Aufl.	Auflage
AZO-Verb.	synthetisch hergestellten Farbstoffe
BAT	Björn Ake Thorstensen (Erfinder der BAT-Probenahmetechnik)
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
Bd.	Band
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, o-, m- und p-Xylol
BUA	Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe der Gesellschaft
C5	organische Kohlenstoffverbindung mit 5 Kohlenstoffatomen (analog C6, C7 usw.)
CEPA	Californian Environmental Protection Agency
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
CoA	Coenzym A
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DECHEMA	Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.
DGGT	Deutsche Gesellschaft für Geotechnik
DIN	Deutsche Industrienorm; Deutsches Institut für Normung
DK	Dieselmotorenkraftstoff
DN	Durchmesser
DOC	dissolved organic carbon; gelöster organischer Kohlenstoff
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau Deutscher Chemiker
EL	Heizöl (EL) – extra leicht
EOX	Extrahierbare organisch gebundene Halogene
EPA	United States Environmental Protection Agency
EP-Add.	Extreme Pressure-Schmierstoffe
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FID	Flammen-Ionisationsdetektor

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

FID	Flammenionisationsdetektoren
FMG	Fluoreszenzmessgerät
FOK	Flugbenzin für Ottomotoren
GC	Gaschromatographie
GC-MSD	Gaschromatographie mit massenselektiven Detektor
Gew.-%	Gewichtsprozent
GOK	Geländeoberkante
GPR	Georadar, auch Ground Penetrating Radar genannt
grad hw	hydraulischer Gradient des Wassers
GW	Grundwasser
GWMS	Grundwassermessstelle
H	Henry-Konstante bzw. Henry-Koeffizient
HDPE	High Density Polyäthyl
i. V. m	in Verbindung mit
IP	Induzierte Polarisation
IR	Interne Reaktionen
ITVA	Ingenieurtechnischer Verband Altlasten
KF	Kontaminationsfläche
KFz	Kraftfahrzeug
KNV	Katalytische Nachverbrennung
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Boden
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LCKW	leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
LD ₅₀	letale Dosis 50 %: Stoffkonzentration, bei der 50 % der Versuchstiere sterben
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
LIF	Laserinduzierte Fluoreszenz
LNAPL	light non-aqueous phase liquid; nichtwässrige flüssige Phase die leichter als Wasser ist; auf dem Grundwasser schwimmende Ölphase
LOAEL-Wert	Lowest Observed Adverse Effect Levels
LUA	Landesumweltamt
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
Mass.-%	Massenprozent
mg/kg	Milligramm pro Kilogramm
mg/l	Milligramm pro Liter
mgm ³	Milligramm pro Kubikmeter
MIP	Membrane Interface Probe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MLUR	Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg
MOSTAP	Probenahmesystem der Drucksondierung
MPN	Most Probable Number
MTBE	Methyl-tertiär-butylether; engl.: methyl tert(iary)-butyl ether (auch MTB)
MW	molare Masse

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

NATO	Nordatlantisches Verteidigungsbündnis
NLÖ/NLFB	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie / für Bodenforschung
NVA	Nationale Volksarmee
Nw	Mobilisierungsgrad residueller Ölanteile
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	polychlorierte Biphenyle
PCBF	polychlorierte Dibenzofurane
PCDD	polychlorierte Dibenzodioxine
PID	Photoionisationsdetektoren
ppb	parts per billion; 1:1 Milliarde
ppm	parts per million; 1:1 Million
ps	Lagerungsdichte
PTFE	Polytetrafluorethylen
PVC	Poly-Vinylchlorid
RC	Ölrückhaltevermögen
ROST	Rapid Optical Screening Tool (Fluoreszenzmessgerät)
S	Heizöl (S) – schweres
SDFS	Small Diameter Filter Scavenger
Sdp.	Siedepunkt
SIP	Spektrale Induzierte Polarisation
SM	Schwermetalle
SMUL	Sächsisches Ministerium für Umweltschutz und Landwirtschaft
SOW	Skalierungsfaktor
SP	Speicherprozesse
SPS	Speicherprogrammierbare Prozesssteuerung
Tab.	Tabelle
TEL	Tetraethylblei
TMB	Trimethylbenzol
TNT	Trinitrotoluol
TOC	Total Organic Carbon; gesamter organischer Kohlenstoff
TP	Transportprozesse
TRACA	Gemessene Konzentration des Tracers am Punkt A
TRACB	Gemessene Konzentration des Tracers am Punkt B
u.U.	unter Umständen
UBA	Umweltbundesamt
UBA	Umweltbundesamt
UdSSR	Union der Sozialistischen Sowjetrepubliken
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VK	Vergaserkraftstoff
Vol. -%	Volumenprozent
WGT	Westgruppe der Truppen der Sowjetischen Armee
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
z.Z.	zum Zeitpunkt
ZNS	Zentrales Nervensystem

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Tab. A1-1: Zusammenstellung einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe eines Vergaserkraftstoffes in ihren wichtigsten chemischen und physikalischen Eigenschaften (Schewe, 1996)

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
ALKANE:						
n- Butan	C ₄ H ₁₀	106-99-0	61 bei 20 °/30 bei 15 °C (1)	3,4 bei 20 °C (1)	2,89 (25)	
2,2- Dimethylpropan	C ₅ H ₁₂	463-82-1	54 in Wasser bei 25 °C (7)	3,14 bei 20 °C (2)	2,66	2,270
2- Methylbutan	C ₅ H ₁₂	78-78-4	48 in Wasser bei 25 °C (7)	2,9 bei 20 °C (2)	2,3 (13)	2,270
n- Pentan	C ₅ H ₁₂	109-66-0	38,5 in Wasser bei 25 °C (7)	2,76 bei 20 °C (1)	3,210 (11)	2,414
2,2- Dimethylbutan	C ₆ H ₁₄	75-83-2	18,4 bei 20 °C (7)	2,5 bei 20 °C (2)	3,82 (25)	2,561
2,3- Dimethylbutan	C ₆ H ₁₄	79-29-8	19,1 bei 20 °C (9)	2,43 bei 20 °C (1)	3,85 (25)	2,643
2-Methylpentan	C ₆ H ₁₄	107-83-5	13,8 bei 25 °C (7)	2,7 bei 20 °C (1)	2,77 (25)	2,770
3- Methylpentan	C ₆ H ₁₄	96-14-0	12,8 bei 25 °C in Wasser (7)	2,3 bei 20 °C (6)	2,88 (25)	2,808
n- Hexan	C ₆ H ₁₄	110-54-3	13/9,5 in Wasser bei 20 °C (1)	2,2 bei 20 °C (1)	3,43 (11)	2,914
2,2,3-Trimethylbutan	C ₇ H ₁₆	464-06-2		2,03 bei 20 °C (8)		2,943
2,2- Dimethylpentan	C ₇ H ₁₆	590-35-2	4,4 bei 25 °C (9)	2,03 bei 19 °C (8)		3,061
2,3- Dimethylpentan	C ₇ H ₁₆	565-59-3	5,25 bei 25 °C (9)	1,7 bei 13,9 °C (25)	3,26 (25)	3,181
2,4- Dimethylpentan	C ₇ H ₁₆	108-08-7	4,06 bei 25 °C in Wasser (7)	2,12 bei 25 °C (25)	3,24 (25)	3,126
3,3- Dimethylpentan	C ₇ H ₁₆	562-49-2	5,92 bei 20 °C (9)	1,9 bei 18 °C (8)	3,22 (25)	3,121
3,4- Dimethylpentan	C ₇ H ₁₆					3,181
3- Ethylpentan	C ₇ H ₁₆	617-78-7		1,8 bei 22 °C (8)		3,346
2- Methylhexan	C ₇ H ₁₆	591-76-4	2,54 bei 25 °C (9)	2,45 bei 25 °C (25)	2,77 (25)	3,270
3- Methylhexan	C ₇ H ₁₆	589-34-4	2,64 bei 25 °C (9)	1,8 bei 21 °C (8)	3,41 (25)	3,308
n- Heptan	C ₇ H ₁₆	142-82-5	2,4/3 in Wasser bei 20 °C (1)	1,67 bei 20 °C (1)	4,065 (11)	3,414

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
2,2,3,3- Tetramethylbutan	C ₈ H ₁₈	594-82-1		1,43 bei 24,2 °C (8)		3,250
2,2,3 - Trimethylpentan	C ₈ H ₁₈	564-02-3		1,6 bei 23,6 °C (8)		3,481
2,2,4 - Trimethylpentan	C ₈ H ₁₈	540-84-1	2,44 bei 25 °C (7)	1,7 bei 20 °C(4)	5,83 (25)	3,417
2,2,5- Trimethylpentan	C ₈ H ₁₈					3,561
2,3,3- Trimethylpentan	C ₈ H ₁₈	560-21-4		1,43 bei 20 °C (8)		3,504
2,3,4- Trimethylpentan	C ₈ H ₁₈	565-75-3	1,36 bei 25 °C (9)	1,56 bei 25 °C(25)	3,78 (25)	3,553
2- Methyl-, 3- Ethyl-Pentan	C ₈ H ₁₈	609-26-7		1,43 bei 21 °C (8)		3,719
3- Methyl-, 3- Ethyl-Pentan	C ₈ H ₁₈	1067-08-9		1,43 bei 23 °C (8)		3,682
2,2- Dimethylhexan	C ₈ H ₁₈	590-73-8		1,6 bei 23 °C (8)		3,561
2,3- Dimethylhexan	C ₈ H ₁₈	584-94-1	0,13 bei 25 °C (1)	1,43 bei 22 °C (8)	3,7 (14)	3,681
2,4- Dimethylhexan	C ₈ H ₁₈	589-43-5	0,098 bei 20 °C (9)	1,6 bei 25 °C(8)		3,664
2,5- Dimethylhexan	C ₈ H ₁₈	592-13-2		1,6 bei 25 °C (8)		3,626
3,3- Dimethylhexan	C ₈ H ₁₈	563-16-6		1,43 bei 18 °C 1,6 bei 25 °C (8)		3,621
3,4- Dimethylhexan	C ₈ H ₁₈	583-48-2		1,43 bei 23,5 °C (8)		3,719
3- Ethylhexan	C ₈ H ₁₈	619-99-8		1,43 bei 25 °C (8)		3,846
2- Methylheptan	C ₈ H ₁₈	592-27-8		1,43 bei 25 °C (8)		3,770
3- Methylheptan	C ₈ H ₁₈	589-81-1	0,792 bei 25 °C (9)	1,43 bei 26 °C (8)	3,97 (25)	3,808
4- Methylheptan	C ₈ H ₁₈	589-53-7		1,43 bei 25 °C (8)		3,808
n- Octan	C ₈ H ₁₈	111-65-9	0,7 bei 20 °C (1)	1,17 bei 20 °C (1)	4,590 (11)	3,914
2,2,3,4- Tetramethylpentan	C ₉ H ₂₀	1186-53-4		1,12 bei 21 °C (8)		3,854
2,2- Dimethyl-, 3- Ethylpentan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 23 °C (8)		4,019

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
2,4- Dimethyl-, 3- Ethylpentan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 25 °C (8)		4,091
2,2,3- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀	16747-25-4		1,12 bei 23 °C (8)		3,981
2,2,4- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀	16747-26-5		1,12 bei 18 °C (8)		3,955
2,2,5- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀	3522-94-9	1,15 bei 20 °C (7)	1,12 bei 16 °C (8)	3,88 (25)	3,917
2,3,3- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀	16747-28-7		1,12 bei 25 °C (8)		4,004
2,4,4- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀	16747-30-1		1,12 bei 20 °C (8)		3,977
3,3,4- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 18 °C (8)		4,042
2- Methyl-, 3- Ethylhexan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 27 °C (8)		4,219
2,3,5- Trimethylhexan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 22 °C (8)		4,037
2- Methyl-, 4- Ethylhexan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 25 °C (8)		4,202
3- Methyl-, 4- Ethylhexan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 29 °C (8)		4,257
2,2- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 24 °C (8)		4,061
2,3- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 29 °C (8)		4,181
2,4- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 24 °C (8)		4,164
2,5- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 27 °C (8)		4,164
2,6- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 26 °C (8)		4,126
3,3- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 26 °C (8)		4,121
3,5- Dimethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 26 °C (8)		4,202
3- Ethylheptan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 32 °C (8)		4,346
2- Methyloctan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 33 °C (8)		4,270
3- Methyloctan	C ₉ H ₂₀			1,12 bei 33 °C (8)		4,308
4- Methyloctan	C ₉ H ₂₀		0,115 bei 25 °C (9)	1,12 bei 32 °C (8)	4.69 (25)	4,308

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
n- Nonan	C ₉ H ₂₀	111-84-2	0,22 bei 25 °C (9)	0,63 bei 20 °C (1)	4,67 (25)	4,414
2,2,3,3- Tetramethylhexan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 41 °C (8)		4,311
2,2,5- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 37 °C (8)		4,455
2,2,6- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 37 °C (8)		4,417
2,3,5- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 44 °C (8)		4,575
2,4,4- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 37 °C (8)		4,477
2,4,5- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 41 °C (8)		4,573
2,2,4,5- Tetramethylhexan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 34 °C (8)		4,327
2,2,4- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 35 °C (8)		4,455
2,5,5- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 39 °C (8)		4,477
3,3,4- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 44 °C (8)		4,542
3,3,5- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 40 °C (8)		4,515
3,4,4- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 43 °C (8)		4,542
3,4,5- Trimethylheptan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 45 °C (8)		4,629
2,6- Dimethyloctan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 46 °C (8)		4,664
2- Methylnonan	C ₁₀ H ₂₂	871-83-0		1,12 bei 52 °C (8)		4,770
3- Methylnonan	C ₁₀ H ₂₂	5911-04-6		1,12 bei 52 °C (8)		4,808
4- Methylnonan	C ₁₀ H ₂₂	17301-94-9 1		1,12 bei 50 °C (8)		4,808
5- Methylnonan	C ₁₀ H ₂₂			1,12 bei 50 °C (8)		4,808
n- Decan	C ₁₀ H ₂₂	124-18-5	0,009 bei 20 °C (1)	0,57 bei 20 °C (1)	6,69 (10)	4,914
n- Undecan	C ₁₁ H ₂₄	1120-21-4	0,0044 bei 25 (9)	-0,15 bei 20 °C (15)	6,94 (10)	5,414

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
n- Dodecan	C ₁₂ H ₂₆	112-40-3	0,0037 bei 25 °C (1)	- 0,4 bei 20 °C (1)	7,24 (10)	5,914
ALKENE						
1,3- Butadien	C ₄ H ₆	106-99-0	735 bei 20 °C (25)	3,1 bei 20 °C (25)	1,99 (25)	
2- Methyl-1-buten	C ₅ H ₁₀			2,8 bei 20 °C (8)		2,270
3- Methyl-1-buten	C ₅ H ₁₀	563-45-1	130 bei 20 °C (1)	3,01 bei 20 °C (8)	2,30 (25)	1,732
2- Methyl-2-buten	C ₅ H ₁₀	513-35-9	215 bei 20 °C (9)	2,73 bei 21 °C (8)		2,270
Penten-1, <i>cis</i>	C ₅ H ₁₀	109-67-1	148 bei 20 °C (7)	2,7 bei 12,8 °C 3,01 bei 30,1 °C (1)	2,26 (25)	2,414
Penten-2, <i>trans</i>	C ₅ H ₁₀	646-04-8	203 bei 20 °C (25)	2,73 bei 19 °C (8)	2,868 (14)	2,414
Penten-2, <i>cis</i>	C ₅ H ₁₀	627-20-3	203 bei 20 °C (1)	2,73 bei 19 °C (8)	2,868 (14)	2,414
3,3- Dimethyl-1-buten	C ₆ H ₁₂	558-37-2		2,73 bei 23 °C (8)		2,643
2,3- Dimethyl-1-buten	C ₆ H ₁₂	563-78-0		2,43 bei 19 °C (8)		2,643
2,3- Dimethyl-2-buten	C ₆ H ₁₂	563-79-1		2,12 bei 20 °C (8)		2,561
2- Ethyl-1-buten	C ₆ H ₁₂	760-21-4		2,3 bei 21,4 °C (8)		2,808
2- Methyl-1-penten	C ₆ H ₁₂	763--29-1	78 bei 20 °C (7)	2,3 bei 19 °C (8) 2,43 bei 25 °C (8)	2,54 (25)	2,770
3- Methyl-1-penten	C ₆ H ₁₂	760-20-3		2,52 bei 23 °C (8)		2,808
4- Methyl-1-penten	C ₆ H ₁₂	691-37-2	48 bei 20 °C (7)	2,52 bei 23 °C (8)	2,7 (25)	2,770
2- Methyl-2-penten	C ₆ H ₁₂	625-27-4		2,3 bei 24 °C (8)		2,770
3- Methyl-2-penten	C ₆ H ₁₂	922-61-2				2,808
3- Methyl- <i>cis</i> -2-penten	C ₆ H ₁₂			2,3 bei 24 °C (8)		2,808
4- Methyl- <i>cis</i> -2-penten	C ₆ H ₁₂	691-38-3		2,43 (8)		2,770

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
4- Methyl- <i>trans</i> -2-penten	C ₆ H ₁₂			2,43 bei 22 °C (8)		2,770
Hexen-1	C ₆ H ₁₂	592-41-6	50 bei 20 °C (1)	2,3 bei 20 °C (6)	2.780(11)	2,914
Hexen-2, <i>cis</i>	C ₆ H ₁₂	592-43-8		2,3 bei 25 °C (8)	3,32(17) (berechnet)	2,914
Hexen-2, <i>trans</i>	C ₆ H ₁₂	4050-45-7		2,3 bei 24 °C (8)		2,914
Hexen-3, <i>cis</i>	C ₆ H ₁₂			2,3 bei 23 °C (8)		2,914
Hexen-3, <i>trans</i>	C ₆ H ₁₂	13269-52-8		2,3 bei 23,6 °C (8)		2,914
2,3,3- Trimethyl-1-buten	C ₇ H ₁₄	594-56-9		2,12 bei 22,5 °C (8)		3,181
3-Methyl-2-Ethyl-1-buten	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 20 °C (8)		3,181
2,3- Dimethyl-1-penten	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 19 °C (8)		3,181
2,3- Dimethyl-2-penten	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 20 °C (8)		3,181
2,4- Dimethyl-1-penten	C ₇ H ₁₄			2,02 bei 21 °C (8)		3,126
3- Ethyl-2-Penten	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 19 °C (8)		3,346
2- Methyl-1-Hexen	C ₇ H ₁₄	6094-02-6		1,82 bei 21 °C (8)		3,270
2- Methyl-2-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 19 °C (8)		3,270
2- Methyl- <i>cis</i> -3-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 20 °C (8)		3,270
2- Methyl- <i>trans</i> -3-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 20 °C (8)		3,270
3- Methyl-1-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 18 °C (8)		3,308
3- Methyl- <i>cis</i> -2-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 20 °C (8)		3,308
3- Methyl- <i>trans</i> -2-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 19 °C (8)		3,308
3- Methyl- <i>cis</i> -3-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 20 °C (8)		3,308
3- Methyl- <i>trans</i> -3-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,73 bei 18 °C (8)		3,308

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
4- Methyl-1-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 21 °C (8)		3,308
2,4- Dimethyl-2-penten	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 18 °C (8)		3,126
3,4- Dimethyl- <i>cis</i> -2-penten	C ₇ H ₁₄			1,82 bei 19 °C (8)		3,181
3,4- Dimethyl- <i>trans</i> -2-penten	C ₇ H ₁₄	-		1,82 bei 21 °C (8)		3,181
4,4- Dimethyl- <i>trans</i> -2-penten	C ₇ H ₁₄			2,12 bei 23 °C (8)		3,061
2- Ethyl-, 1-Penten	C ₇ H ₁₄			1,82 bei 22 °C (8)		3,308
3- Ethyl-1-Penten	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 19 °C (8)		3,346
4- Methyl- <i>cis</i> -2-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 20 °C (8)		3,308
5- Methyl-1-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,9 bei 20 °C (8)		3,270
5- Methyl- <i>cis</i> -2-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,82 bei 19 °C (8)		3,270
5- Methyl- <i>trans</i> -2-Hexen	C ₇ H ₁₄			1,82 bei 18 °C (8)		3,270
Hepten-1	C ₇ H ₁₄	592-76-7		1,8 bei 22,5 (6)	3,99 (12)	3,414
Hepten-2- <i>cis</i>	C ₇ H ₁₄	6443-92-1	15 bei 20 °C (7)	1,7 bei 21,5 (6)	2,88 (25)	3,414
Hepten-3- <i>cis</i>	C ₇ H ₁₄	7642-10-6		1,7 bei 20 °C (6)		3,414
Hepten-3- <i>trans</i>	C ₇ H ₁₄	7642-10-6		1,73 bei 19 °C (8)		3,414
CYCLOALKENE:						
Cyclopenten	C ₅ H ₈	142-29-0	535 bei 25 °C (9)	2,69 bei 25 °C (16)	2,25 (17) (berechnet)	2,500
1-Methylcyclopenten	C ₆ H ₁₀	693-89-0			3,05 (18)	
Cyclohexen	C ₆ H ₁₀	110-83-8	213 bei 20 °C (7)	1,9 bei 20 °C (6)	2,86 (19)	3,00
CYCLOALKANE:						
Cyclopentan	C ₅ H ₁₀	287-92-3	156 bei 20 °C (7)	2,73 bei 31 ° (1)	3,00 (25)	2,500

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
Methylcyclopentan	C ₆ H ₁₂	96-37-7	42 bei 20 °C (7)	2,1 bei 18 °C (6)		2,894
Cyclohexan	C ₆ H ₁₂	110-82-7	55/ 45 bei 15 ° (1)	2,01 bei 20 °C (1)		3,000
1,1- Dimethylcyclopentan	C ₇ H ₁₄	1638-26-2		1,9 bei 20 °C (8)		3,207
1 (<i>cis</i>), 2- Dimethylcyclopentan	C ₇ H ₁₄	1192-18-3		1,73 bei 21,6 °C (8)		3,305
1 (<i>trans</i>), 2- Dimethylcyclopentan	C ₇ H ₁₄	822-50-4		1,82 bei 20 °C (8)		3,305
1 (<i>cis</i>), 3- Dimethylcyclopentan	C ₇ H ₁₄	2532-58-3		1,82 bei 19 °C (8)		3,288
1 (<i>trans</i>), 3- Dimethylcyclopentan	C ₇ H ₁₄			1,82 bei 20 °C (8)		3,288
Ethylcyclopentan	C ₇ H ₁₄	1640-89-7		1,73 bei 20 °C (6)	1,9 (25)	3,432
Methylcyclohexan	C ₇ H ₁₄	108-87-2	14,0 bei 20 °C (1)	1,68 bei 20 °C (6)	2,86 (25)	3,394
Cycloheptan	C ₇ H ₁₄	291-64-5	30 bei 20 °C (7)	1,43 bei 23,5 °C (8)	2,64 (25)	3,500
1,1,2- Trimethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆	4259-00-1	1,1,3 Trim. -> 3,73 (9)	1,43 bei 19 °C (8)		3,207
1 (<i>trans</i>), 2 (<i>cis</i>), 3- Trimethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆			1,6 bei 24 °C (8)		3,715
1 (<i>cis</i>), 2 (<i>trans</i>), 4- Trimethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆	16883-48-0		1,43 bei 21 °C (8)		3,698
1 (<i>trans</i>), 2(<i>cis</i>), 4- Trimethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆			1,6 bei 23,3 °C (8)		3,698
1,2,3- Trimethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆					3,715
1- Methyl-1-Ethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆	16747-50-5		1,43 bei 25 °C (8)		3,768
1- Methyl-2(<i>trans</i>)-Ethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆			1,43 bei 25 °C (8)		3,843
1 (<i>cis</i>)- Methyl-2-Ethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆					3,843
1- Methyl-3(<i>trans</i>)-Ethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆			1,43 bei 25 °C (8)		3,826
1- Methyl-3(<i>cis</i>)-Ethylcyclopentan	C ₈ H ₁₆			1,43 bei 26 °C (8)		3,826
Propylcyclopentan	C ₈ H ₁₆	20-40-96-2	2,04 bei 25° (25)	1,2 bei 20 °C (25)	3,63 (25)	3,932

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
1,1- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	560-66-9		1,43 bei 20 °C (8)	4,57 (18) (berechnet)	3,707
1,2- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	583-57-3			3,84 (19)/ 4,57 (18) (berechnet)	3,805
1(<i>cis</i>), 2- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	2207-01-4	6,0 bei 20 °C (7)	1,12 bei 20 °C (8)	3,26 (25)	3,805
1(<i>trans</i>), 2- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	6876-23-9		1,43 bei 26 °C (8) 1,12 bei 13 °C (8)		3,805
1(<i>cis</i>), 3- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	638-04-0		1,43 bei 24 °C (8)		3,788
1(<i>trans</i>), 3- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆			1,43 bei 27 °C (9)		3,788
1(<i>cis</i>), 4- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	624-29-3	cis-trans Gemisch 3,84 (9)	1,43 bei 27 °C (8)		3,788
1(<i>trans</i>), 4- Dimethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	6876-23-9	3,84 bei 20 °C (25)	1,12 bei 10,3 °C (6) 1,48 bei 25° (25)	3,41 (25)	3,788
Ethylcyclohexan	C ₈ H ₁₆	1678-91-7	48 bei 79 °C	1, 12 bei 20 °C (8)		3,932
Cyclooctan	C ₈ H ₁₆	292-64-8	7,9 bei 20 °C (7)	1,12 bei 35,3 °C (8)		4,000
1,1,3(<i>trans</i>),4- Tetramethylcyclopentan	C ₉ H ₁₆					4,012
1,1,3- Trimethylcyclohexan	C ₉ H ₁₆	3073-66-3	1,77 bei 25 °C (9)	2,74 bei 137 °C (8)	bei 1,1,2,--> 5,1 (19)	4,101
1,2,4- Trimethylcyclohexan	C ₉ H ₁₆					4,198
1(<i>cis</i>), 3(<i>cis</i>), 5- Trimethylcyclohexan	C ₉ H ₁₆					4,182
Cyclononan	C ₉ H ₁₆					4,500
Cyclodecan	C ₉ H ₁₆	293-96-9				5,000

¹⁾ log Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient; ²⁾ berechnet mit Graph III von SABLJIC, A. (1988); (1), (2) ... Hinweis auf Literaturquelle

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Tab. A1-2: Wesentliche Monoaromaten der Vergaserkraftstoffe mit ihren wichtigsten chemischen und physikalischen Eigenschaften

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
Benzol	C ₆ H ₆	71-43-2	1778 bei 20 °C	2,01 bei 20 °C (20)	2,12(20)	3,0
Toluol	C ₇ H ₈	108-88-3	515 bei 20 °C (7)	1,47 bei 20 °C (20)	2,64(20)	3,394
Ethylbenzol	C ₈ H ₁₁	100-41-4	152 bei 20 °C (7)	0,98 bei 20 °C (1)	3,15(21)	3,931
p-Xylol	C ₈ H ₁₀	106-42-3	151 bei 20 °C	0,92 bei 20 °C (1)	3,18	3,788
m-Xylol	C ₈ H ₁₀	108-38-3	157 bei 20 °C (25)	1,1 bei 20 °C (25)	3,18	3,788
o-Xylol	C ₈ H ₁₀	95-47-6	175 bei 20 °C (7)	0,83 bei 20 °C (16)	2,77(21)	3,805
Isopropylbenzol	C ₉ H ₁₂	98-82-8	50 bei 20 °C (7)	0,633 bei 20 °C (20)	3,66(21)	4,305
n- Propylbenzol	C ₉ H ₁₂	103-65-1	52 bei 25° (25)	0,73 (23)	3,68 (24)	4,432
1- Methyl-, 3-Ethylbenzol	C ₉ H ₁₂					
1,3,5- Trimethylbenzol	C ₉ H ₁₂	108-67-8	46 bei 25° (25)	0,5 bei 25° (21)	3,84 (19)	4,182
1,2,4- Trimethylbenzol	C ₉ H ₁₂	95-63-6	57 bei 20 °C (7)	0,15 bei 13,6° (25)	3,78 (19)	4,198
1,2,3- Trimethylbenzol	C ₉ H ₁₂	526-73-8	59 bei 15° (25)	0,15 bei 16,8 (25)	3,66 (19)	4,2
1- Methyl-2- <i>n</i> -Propylbenzol	C ₁₀ H ₁₄	1074-17-5			4,54 (18)	4,843
1,3- Dimethyl-4-Ethylbenzol	C ₁₀ H ₁₄					
1,2,3,5- Tetramethylbenzol	C ₁₀ H ₁₄	527-53-7	3,48 bei 20 °C von 1,2,4,5- Tetramethylbenzol		4,17 (19)	4,609

¹⁾ log Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient

²⁾ berechnet mit Graph III von SABLJIC, A. (1988)

(1),(2) ... Hinweis auf Literaturquelle

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Tab. A1-3: Zusammenstellung einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe eines Mitteldestillates mit ihren wichtigsten chemischen und physikalischen Eigenschaften

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ²⁾
n- Undecan	C ₁₁ H ₂₄	1120-21-4	0,0044 bei 25 °C (9)	1, 12 bei 75 °C (8)		5,414
n- Dodecan	C ₁₂ H ₂₆	112-40-3	0,0037 bei 25 °C (1)	0,4 bei 20 °C (1)		5,914
2,6- Dimethylundecan	C ₁₃ H ₂₈					6,164
n- Tridecan	C ₁₃ H ₂₈	629-50-5	0,013 in Wasser bei 25 °C (1)	1,3 bei 24 °C (8)		6,414
2,6,10- Trimethylundecan	C ₁₄ H ₃₀					6,520
n- Tetradecan	C ₁₄ H ₃₀	629-59-4	0,0022 bei 25 °C (1)		7,88	6,914
2,6,10- Trimethyldodekan (Farnesan)	C ₁₅ H ₃₂	3891-98-3				7,058
n- Pentadecan	C ₁₅ H ₃₂	629-62-9		0,87 bei 58 °C (8)		7,414
m- Hexadecan	C ₁₆ H ₃₄	544-76-3	0,0009 bei 25 °C (1)	2,87 bei 20 °C (8)	9,34 (18) (berechnet)	7,914
2,6,10- Trimethyltetradecan	C ₁₇ H ₃₆					8,058
n- Heptadecan	C ₁₇ H ₃₆	629-78-7		2,97 bei 36 °C (8)	8,92 (10)	8,414
2,6, 10- Trimethylpentadecan (Norpristan)	C ₁₈ H ₃₈					8,558
n- Oktadecan	C ₁₈ H ₃₈	593-45-3	0,007 in Wasser bei 25 °C (1)	1,1 bei 89 °C (8)	10,42 (18)	8,914
2,6,10,14- Tetramethylpentadecan (Pristan)	C ₁₉ H ₄₀	1921-70-6				8,914
n- Nonadecan		629-92-5		0,3 bei 122 °C (8)		9,414
2,6,10,14- Tetramethylhexadecan (Phytan)	C ₂₀ H ₄₂	638-36-8				9,452
n- Eicosan	C ₂₀ H ₄₂	112-95-8	0,0019 bei 25 °C (9)	-2,2 bei 78 °C (12)	11,5 (18)	9,914
n- Heneicosan	C ₂₁ H ₄₄	629-94-7		-2 bei 92 °C (12)		10,414
n- Docosan	C ₂₂ H ₄₆	629-97-0		-2,1 bei 99 °C (12)		10,914

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 1

Zusammenstellung chemischer und physikalischer Eigenschaften einzelner Mineralölkohlenwasserstoffe

Verbindung	Formel	CAS-Nr.	Wasserlöslichkeit [mg/l] in aqua dest.	log Dampfdruck [hPa]	log P _{ow} ¹⁾	¹ chi-Index ₂₎
n- Tricosan	C ₂₃ H ₄₈	638-67-5		-2,19 bei 104,5 °C (12)		11,414
n- Tetraocosan	C ₂₄ H ₅₀	646-31-1		-2,1 bei 115 °C (12)		11,914
n- Penlacosan	C ₂₅ H ₅₂	629-01-3		-2,7 bei 129 °C (12)		12,414
n- Hexacosan	C ₂₆ H ₅₄	630-01-3	0,0017 bei 25 °C (9)	-1,4 bei 147 °C (12)		12,914
n- Heptacosan	C ₂₇ H ₅₆	593-49-7		-2 bei 135 °C (12)		13,414
n- Octacosan	C ₂₈ H ₅₈	630-02-4		-2,4 bei 135 °C (12)		13,914
n- Nonacosan	C ₂₉ H ₆₀	630-03-5		0,9 bei 187 °C (8)		14,414
n- Triacotan	C ₃₀ H ₆₂	638-68-8		-2,1 bei 158 °C (12)		14,914
n- Hentriacontan	C ₃₁ H ₆₄			-1,9 bei 200 °C (12)		15,414
n- Dotriacontan	C ₃₂ H ₆₆	544-85-4		-2,1 bei 164 °C (12)	17,98(18) (berechnet)	15,914

¹⁾ log Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient

²⁾ berechnet mit Graph III von SABLJIC, A. (1988)

(1),(2) ... Hinweis auf Literaturquelle

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 2

Zusammenstellung der Elutions-/Extraktionsverfahren

Tab. A2: Zusammenstellung Elutions-/Extraktionsverfahren aus „Laboranalytik bei Altlasten“, Hessische Landesanstalt für Umwelt (1996)

Einflussgrößen Testmethode	Anwendungsbereich	Probenvorbereitung	Art des Testes Bewegung	Elutionsmittel	Feststoff : Flüssigkeits-Verhältnis	pH-Wert	Zahl der Extraktion	Zeit	Filtration
DIN 38414 Teil 4 DEV S4	feste, pastöse, schlammige Materialien	Originalstruktur Grobzerkleinerung	Schütteltest bzw. Überkopf-test	dest. Wasser ggf. auch andere Elutionsmittel als Wasser	1:10 bez. auf Trockengewicht	unkontrolliert	1 oder mehrere	24 h	0,45 µm Membranfilter oder Druckfiltration
Modifikation nach TA Abfall, Teil 1, Anhang B	Sonderabfall	Originalstruktur	in Weithalsflaschen 1U/min über Kopf	wie bei DEV S4	1:10	unkontrolliert	1	24 h	über Filterspritze 0,45 µm
Modifikation nach VwV „Straßenbruch, Bau-schutt zur Verwendung im Straßenbau“ vom 15.11.1991	Straßenbruch, Bau-schutt zur Verwendung im Straßenbau	Kornfraktion 0,063 - 2 mm + 2 - 10 mm	Schütteltest wie DEV S4	dest. Wasser	1:10	unkontrolliert	1	24 h, 20 °C	0,45 µm Membranfilter für anorg. Param. Zentrifugation für organ. Param.
DIN V 19730	Boden	< 2 mm nach Trocknung	Schütteltest 20 U/min. über Kopf	1 mol/l Ammonium-nitratlösung	1:2,5	unkontrolliert	1	2 h	Filtration über säuregewaschene Filter zur Boden-untersuchung
pH _{stat} Nordrhein-Westfalen	Abfälle, belastete Böden (anorgan. Stoffe)		Schütteltest	dest. Wasser	1:10	pH 4 pH 11	1	24 h	Druckfiltration über 0,8 µm Cellulosenitrat-Membranfilter O 50 mm
Schweizer Eluattest	Reststoffe Inertstoffe	Originalstruktur zylindrische Körper	Standtest, Umspülung d. Probe durch Begasung	deionis. Wasser, kontinuierl. Begasung mit CO ₂	1:10 bez. auf Probengewicht	pH 4 - 4,5	2	48 h, Wechsel nach 24 h	0,45 µm Membranfilter

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 2

Zusammenstellung der Elutions-/Extraktionsverfahren

Einflussgrößen Testmethode	Anwendungsbereich	Probenvorbereitung	Art des Testes Bewegung	Elutionsmittel	Feststoff : Flüssigkeits-Verhältnis	pH-Wert	Zahl der Extraktion	Zeit	Filtration
TCLP (US-EPA) Method 1311	Abfälle (flüssig, fest, mehrphasig) anorg. u. org. Stoffe	Zerkleinerung < 9,5 mm	30 U/min über Kopf	Essigsäure pH = 4,93 Essigsäure pH = 2,88	1:20	gemessen am Ende der Extraktion	1	18 h, 20 °C	0,6 - 0,8 µm Glasfaserfilter
Methode 1312	Kontaminierte Böden zur Überprüfung der Ergebnisse von Bodensanierungen	Zerkleinerung < 9,5 mm	30 U/min über Kopf	wässrige Lösung aus Salpeter- u. Schwefelsäure pH 4,2 - 5	1:20		1	18 h	0,45 µm Membranfilter oder Druckfiltration
Niederländische Testverfahren Säulentest (NEN 7343)	Verbrennungsrückstände Abfälle	< 3 mm	Säulentest	deionis. Wasser mit Salpetersäure angesäuert	0,1; 0,5; 1; 2; 3,3,10	pH = 4	7 Fraktionen		0,45 µm Membranfilter
Kaskadentest (NEN 7343)	Verbrennungsrückstände Abfälle	< 3 mm	Schütteltest Mehrfachextraktion	deionis. Wasser mit Salpetersäure angesäuert	1:20	pH = 4	5 Eluate	23 h	0,45 µm Membranfilter
Maximale Auslaugbarkeit (NEN 7341)	Verbrennungsrückstände Abfälle	< 125 µm	Rühren	deionis. Wasser	1:100	pH = 4/7	2	2 x 3 h	0 45 µm Membranfilter
Diffusionstest (NEN 7345)	Verbrennungsrückstände Abfälle	mind. 40 mm	Standtest	deionis. Wasser mit Salpetersäure angesäuert	1:10	pH = 4	8 Eluate	0,5; 1; 2; 4; 8; 16; 32; 64 Tage	Filtration

Fachinformationen zur Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg - Nr. 6 -

ANLAGE 2

Zusammenstellung der Elutions-/Extraktionsverfahren

Einflussgrößen Testmethode	Anwendungsbereich	Proben- vorbereitung	Art des Testes Bewegung	Elutionsmittel	Feststoff : Flüssigkeits- Verhältnis	pH-Wert	Zahl der Extrakti- on	Zeit	Filtration
AFNOR X31 - 210	Feststoffe	< 4 mm	Schütteltest 60 rpm	demin. Wasser	1:10	nicht kon- trolliert	3	24 h, 20 °C	0,45 µm Mem- branfilter
Vornorm CEN TC 292	Feststoffe, Abfälle	90 % < 4 mm < 10 mm	Falltrommelm- ischer Koller- gang	deion. Wasser	1:2 1:10	nicht kon- trolliert	1 bzw. 2	24 h, 20 °C	0,45 µm Memb- ranfilter
LAGA EA 94 Entwurf*	Anfälle, Rest- stoffe, verunrei- nigte Böden, Altlasten	verschiedene Korngrößen je nach Verfah- ren	Schütteltests Trogttest	unterschiedlich je nach Test*	unterschiedlich je nach Test*	unter- schiedl. je nach Test*	unter- schiedl. je nach Test*	unter- schiedl. je nach Test*	je nach Test*

* In diesem Entwurf werden verschiedene Elutionsverfahren für unterschiedliche Anwendungsbereiche beschrieben.