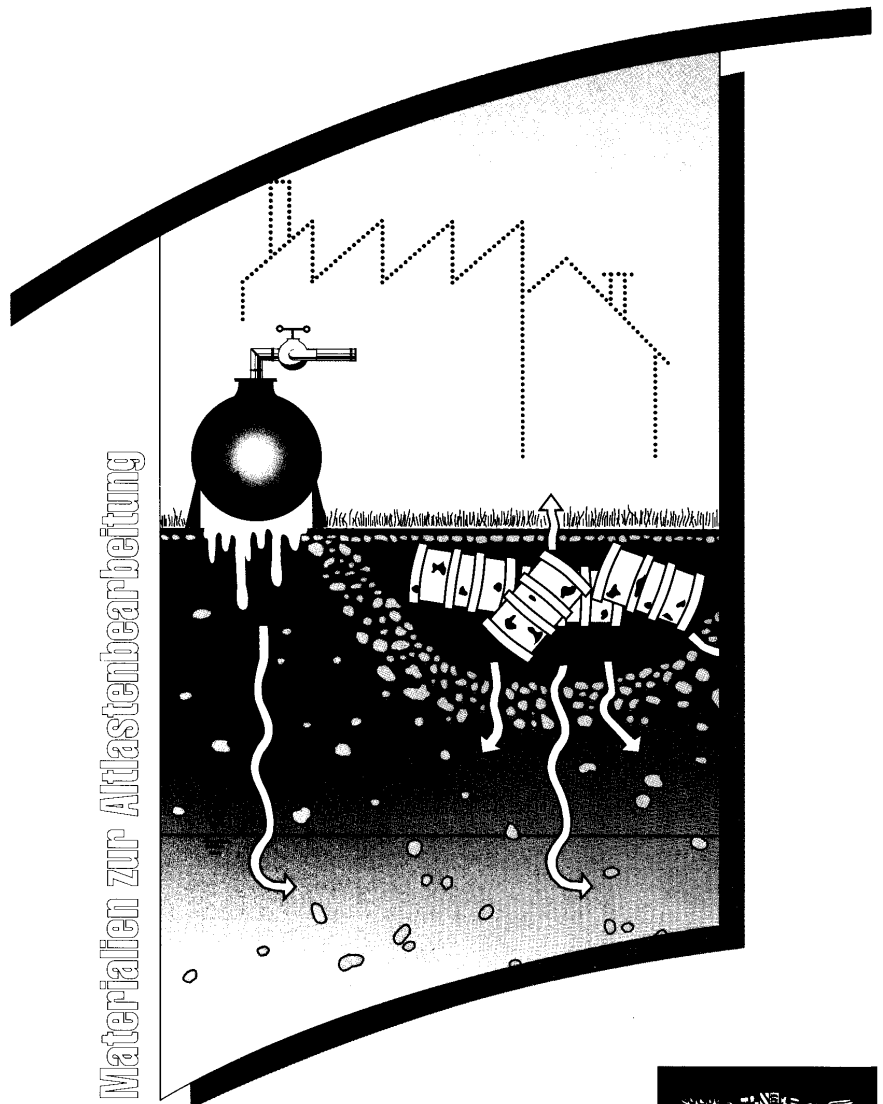


**Handbuch Altlasten
und Grundwasserschadensfälle**

**Hydraulische und
pneumatische
in-situ Verfahren**

Materialien zur Altlastenbearbeitung



**BODEN
ABFALL
ALTLASTEN**



**Handbuch Altlasten
und Grundwasserschadensfälle**

Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren



Herausgegeben von der
Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg
1. Auflage

Karlsruhe 1995



Altlastenfachinformation im WWW

Impressum

- Herausgeber:** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
- Verfasser:** Trischler und Partner GmbH (T + P)
Beratende Ingenieure Geotechnik, Umweltschutz, Darmstadt und Karlsruhe
Dr. H. Dörr, Dr. A. Hettler, Dipl.-Geol. D. Reiersloh
- Universität Karlsruhe
- Institut für Bodenmechanik und Felsmechanik (IBF)
Abteilung für Erddamm- und Deponiebau
Prof. Dr. J. Brauns, Dipl.-Ing. K. Wehrle
- Lehrstuhl für Angewandte Geologie
Dr. B. Schmidt
- Engler-Bunte-Institut (EBI)
Prof. Dr. D. Maier
- Dr. Neumayr GmbH, Institut für Umwelt-, Geotechnik und Ingenieurwesen
Dr. V. Neumayr, Dipl.-Geogr. I. Krause,
Dipl.-Ing. J. Küstner, Dipl.-Geogr. J. Ottenstein
- Hydrosond, Geologisches Büro, Kehl, Karlsruhe, Berg
Prof. Dr. H. Hötzl, Dipl.-Geol. M. Nahold
- Technologieberatung Grundwasser und Umwelt (TGU)
Prof. Dr. K. Zipfel, Dipl.-Geoök. R. Pfeifer
- Fachhochschule Frankfurt am Main
- Fachbereich Verfahrenstechnik
Prof. Dr. M. Menig
- Lurgi Energie und Umwelt GmbH, Dr. H. Krill
- Koordination/
Redaktion:** Trischler und Partner GmbH (T + P) Karlsruhe
Dipl.-Geol. D. Reiersloh, Dipl.-Päd. K. Rastetter
- Projektbearbeitung:** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Abteilung 5 - Boden, Abfall, Altlasten
Referat 54 - Altlastensanierung
Dr.-Ing. W. Kohler

Karlsruhe, 1995

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

Inhaltsverzeichnis

VORWORT	1
1 EINFÜHRUNG	2
2 BODEN UND SCHADSTOFF: HYDROGEOLOGISCHE, BODENMECHANISCHE UND CHEMISCH-PHYSIKALISCHE GRUNDLAGEN	4
2.1 DER UNTERGRUND ALS PROZEBRAUM.....	4
2.1.1 <i>Geologischer Aufbau des Untergrundes</i>	4
2.1.2 <i>Ungesättigte und gesättigte Bodenzone</i>	7
2.1.3 <i>Durchlässigkeit für Wasser und Luft</i>	10
2.1.4 <i>Grundwasserhaushalt und Hydraulik: Grundlagen</i>	19
2.1.5 <i>Grundwasserbeschaffenheit</i>	26
2.1.6 <i>Transportvorgänge im Untergrund</i>	30
2.1.7 <i>Folgerungen aus dem Erkundungsprogramm</i>	32
2.2 UMWELTRELEVANTE STOFFE UND IHRE EIGENSCHAFTEN	33
2.2.1 <i>Organische Stoffe: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften</i>	34
2.2.2 <i>Schwermetalle: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften</i>	47
2.2.3 <i>Cyanide: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften</i>	57
2.3 VERHALTEN ORGANISCHER STOFFE IM UNTERGRUND.....	59
2.3.1 <i>Einfluß der Fließeigenschaften</i>	60
2.3.2 <i>Verteilung und Ausbreitung flüchtiger Stoffe</i>	66
2.3.3 <i>Verhalten gelöster organischer Chemikalien im Untergrund</i>	72
2.3.4 <i>Abbauverhalten organischer Schadstoffe im Boden</i>	78
2.4 VERHALTEN ANORGANISCHER STOFFE IM UNTERGRUND.....	80
2.4.1 <i>Verhalten von Schwermetallen im Untergrund</i>	80
2.4.2 <i>Verhalten von Cyaniden im Untergrund</i>	85
2.5 ERFASSUNG DER SCHADSTOFF- UND UNTERGRUNDBEZOGENEN VERHÄLTNISSSE.....	86
2.5.1 <i>Erkundungsziele und Planungsgrundlagen</i>	86
2.5.2 <i>Aufschlüsse - Schürfe, Sondierungen, Bohrungen</i>	91
2.5.3 <i>Bodenprobenahme</i>	92
2.5.4 <i>Hydraulische Untersuchungen und Feldversuche</i>	95
2.5.5 <i>Wasserprobenahme und Messungen vor Ort</i>	100
2.5.6 <i>Pneumatische Untersuchungen und Feldversuche</i>	104
2.5.7 <i>Gasprobenahme und Bodenluftmessungen</i>	109
2.5.8 <i>Geophysikalische Untersuchungen</i>	111
2.5.9 <i>Umweltindikatoren und Wassermarkierungen</i>	115
3 GRUNDLAGEN UND PRINZIPIELLE WIRKUNGSWEISE DER VERFAHREN	119
3.1 BEHANDELTE VERFAHRENSGRUPPEN UND KOMBINATIONEN	119
3.2 HYDRAULISCHE VERFAHREN.....	120
3.2.1 <i>Charakteristiken und Wirkungsweise</i>	120
3.2.2 <i>Einflußfaktoren und allgemeine Anwendungsgrenzen</i>	122
3.2.3 <i>Entnahmeverfahren</i>	128
3.2.4 <i>Spülverfahren (Infiltration und Entnahme)</i>	131
3.2.5 <i>Ergänzende Maßnahmen</i>	140
3.3 PNEUMATISCHE VERFAHREN.....	140
3.3.1 <i>Charakteristiken und Wirkungsweise</i>	140
3.3.2 <i>Einflußfaktoren und allgemeine Anwendungsgrenzen</i>	142
3.3.3 <i>Bodenluftabsaugung</i>	147
3.3.4 <i>Verfahren mit Luftzufuhr (Bodenluftspülung, Bodenluftkreislaufführung)</i>	148
3.3.5 <i>Lufteinblasung in den gesättigten Bereich (in-situ Stripping)</i>	150
3.3.6 <i>Koaxiale Grundwasserbelüftung</i>	152
3.3.7 <i>Sonstige Verfahren</i>	153
3.3.8 <i>Unterstützende Maßnahmen</i>	153

3.4 VERFAHRENSKOMBINATIONEN	154
3.4.1 Hydraulisch/Pneumatische Verfahren	154
3.4.2 Hydraulische und Einkapselungsverfahren	156
3.4.3 Hydraulische und chemisch/biologische Verfahren.....	158
4 VERFÜGBARE VERFAHREN UND ANLAGEN.....	160
4.1 ALLGEMEINES.....	160
4.2 HYDRAULISCHE VERFAHREN.....	160
4.2.1 Beschreibungsprinzipien.....	160
4.2.2 Brunnen.....	161
4.2.3 Gräben und Leitungen - flächenmäßige Anlagen	168
4.2.4 Sickerflächen und Sickerbecken.....	173
4.2.5 Grundwasserzirkulationsbrunnensysteme.....	174
4.2.6 Pumpaggregate und sonstige Systemkomponenten.....	178
4.3 PNEUMATISCHE VERFAHREN	180
4.3.1 Beschreibungsprinzipien.....	180
4.3.2 Bodenluftfassungsanlagen	181
4.3.3 Luftzufuhranlagen.....	184
4.3.4 Saug- bzw. Druckluftaggregate.....	184
4.3.5 Meß- und Regel- bzw. Steuerungstechnik	185
4.3.6 Sonstige Anlagenteile.....	186
4.4 VERFAHRENSKOMBINATIONEN	187
4.4.1 Kombinierte Grundwassererfassungs- und Bodenluftabsaugbrunnen.....	187
4.4.2 Koaxiale Grundwasserbelüftung (System IEG)	189
4.5 ÜBERSICHT, ANBIETER UND KOSTEN	190
4.5.1 Übersicht.....	190
4.5.2 Anbieter.....	191
4.5.3 Kosten	191
5 AUSLEGUNG UND LEISTUNGSFÄHIGKEIT DER EINZELNEN VERFAHREN.....	193
5.1 ALLGEMEINES.....	193
5.2 HYDRAULISCHE VERFAHREN.....	194
5.2.1 Allgemeines.....	194
5.2.2 Vorbereitende Untersuchungen	194
5.2.3 Auslegung der hydraulischen Anlagen	198
5.2.4 Auslegung sonstiger Systemkomponenten.....	209
5.2.5 Begleitende Untersuchungen und Erfolgskontrolle	209
5.2.6 Betrieb und Effektivität	211
5.3 PNEUMATISCHE VERFAHREN	213
5.3.1 Allgemeine Kriterien für Planung und Betrieb pneumatischer Verfahren.....	213
5.3.2 Vorbereitende Untersuchungen	213
5.3.3 Auslegung von Absaug- und Luftzufuhranlagen.....	217
5.3.4 Dimensionierung bzw. Betriebsparameter der Aggregate und sonstiger Systemkomponenten	223
5.3.5 Begleitende Untersuchungen zur Effektivitäts- und Erfolgskontrolle	224
5.3.6 Betriebsweise und Effektivität	227
6 WASSERAUFBEREITUNG	229
6.1 EINLEITUNG	229
6.2 AUSWAHL VON WASSERREINIGUNGSVERFAHREN.....	229
6.3 ENTFERNUNG VON ANORGANISCHEN SCHADSTOFFEN	234
6.3.1 Fällungs- und Flockungsverfahren.....	235
6.3.2 Ionenaustauschverfahren.....	237
6.3.3 Einsatz von Aktivtonerde zur Metallentfernung	238
6.3.4 Einsatz von Aktivkohle zur Metallentfernung.....	239
6.3.5 Oxidationsverfahren/Reduktionsverfahren	239
6.4 VERFAHREN ZUR ENTFERNUNG VON ANORGANISCHEN UND ORGANISCHEN SCHADSTOFFEN.....	240
6.4.1 Membranverfahren.....	240
6.4.2 Flockung	243

6.5 VERFAHREN ZUR GEZIELTEN ENTFERNUNG ORGANISCHER SCHADSTOFFE.....	244
6.5.1 <i>Biologische Verfahren</i>	244
6.5.2 <i>Stripverfahren</i>	245
6.5.3 <i>Anwendung von Aktivkohlen</i>	247
6.5.4 <i>Oxidationsverfahren und kombinierte Anwendung von Aufbereitungsstufen</i>	254
7 ABLUFTAUFBEREITUNG.....	258
7.1 EINLEITUNG.....	258
7.2 HERKUNFT, MENGE UND BELASTUNG DER ABLUFT.....	258
7.2.1 <i>Abluft aus der pneumatischen in-situ Bodensanierung</i>	258
7.2.2 <i>Abluft aus der hydraulischen in-situ Bodensanierung</i>	259
7.3 ADSORPTIVE ABLUFTAUFBEREITUNG.....	261
7.3.1 <i>Verfahrenstechnische Grundlagen</i>	261
7.3.2 <i>Technische Adsorbentien</i>	262
7.3.3 <i>Technologie der Adsorptionsverfahren</i>	264
7.3.4 <i>Bewertung</i>	268
7.4 ABSORPTIVE ABLUFTAUFBEREITUNG.....	269
7.4.1 <i>Verfahrenstechnische Grundlagen</i>	269
7.4.2 <i>Waschflüssigkeiten</i>	272
7.4.3 <i>Technologie der Absorptionsverfahren</i>	272
7.4.4 <i>Bewertung</i>	275
7.5 THERMISCHE ABLUFTAUFBEREITUNG.....	276
7.5.1 <i>Verfahrenstechnische Grundlagen</i>	276
7.5.2 <i>Technologie der thermischen Abluftaufbereitung</i>	277
7.5.3 <i>Bewertung</i>	278
7.6 KATALYTISCHE ABLUFTAUFBEREITUNG.....	280
7.6.1 <i>Verfahrenstechnische Grundlagen</i>	280
7.6.2 <i>Technologie der katalytischen Abluftaufbereitung</i>	281
7.6.3 <i>Bewertung</i>	283
7.7 BIOLOGISCHE ABLUFTREINIGUNG.....	285
7.7.1 <i>Verfahrenstechnische Grundlagen</i>	285
7.7.2 <i>Technologie der Biofilter-Anlagen</i>	286
7.7.3 <i>Technologie der Biowäscher-Anlagen</i>	288
7.7.4 <i>Technologie der Tropfkörper-Anlagen</i>	289
7.7.5 <i>Bewertung</i>	292
7.8 VERGLEICHENDE VERFAHRENSBEWERTUNG UND ANGEBOTSEINHLUNG.....	293
7.8.1 <i>Kriterien zur vergleichenden Verfahrensbewertung</i>	293
7.8.2 <i>Zur Einholung von Angeboten bei Anlagenherstellern</i>	293
8 PRAKTISCHE VORGEHENSWEISE BIS ZUR ANWENDUNG HYDRAULISCHER UND PNEUMATISCHER IN-SITU VERFAHREN, ENTSCHEIDUNGSHILFEN.....	297
8.1 ÜBERBLICK ÜBER DIE SYSTEMATISCHEN BEARBEITUNGSSCHRITTE.....	297
8.2 GRUNDLAGENERMITTLUNG.....	301
8.3 SANIERUNGSVORPLANUNG.....	303
8.3.1 <i>Fachdiskussion der Sanierungsziele und vorläufige Festlegung</i>	303
8.3.2 <i>Verfahrensvorauswahl</i>	304
8.3.3 <i>Firmenanfragen</i>	305
8.3.4 <i>Nicht-monetäre Beurteilung</i>	306
8.3.5 <i>Kostenabschätzung</i>	309
8.3.6 <i>Kostenwirksamkeitsabschätzung</i>	311
8.3.7 <i>Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag</i>	312
8.4 SANIERUNGSENTSCHEIDUNG.....	313
8.5 SANIERUNGSPLANUNG.....	314
8.5.1 <i>In-situ Sanierungsversuch, Vorversuche</i>	314
8.5.2 <i>Entwurfs- und Genehmigungsplanung</i>	315
8.5.3 <i>Behördliches Zulassungsverfahren</i>	316
8.5.4 <i>Ausführungsplanung</i>	319
8.5.5 <i>Ausschreibung und Vergabe</i>	324

8.6 SANIERUNGSDURCHFÜHRUNG	331
8.6.1 Hydraulische Verfahren.....	331
8.6.2 Pneumatische Verfahren.....	331
8.6.3 Verfahrenskombinationen	332
8.6.4 Beweissicherung.....	332
9 LITERATURVERZEICHNIS	333
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	364
TABELLENVERZEICHNIS	369
INDEXVERZEICHNIS.....	370
ANHANG	386
A1 DATENBLÄTTER ORGANISCHER UND ANORGANISCHER CHEMIKALIEN	386
<i>Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)</i>	387
<i>Mineralölprodukte</i>	388
<i>BTXE-Aromate Teil 1</i>	389
<i>BTXE-Aromate Teil 2</i>	390
<i>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 1</i>	391
<i>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 2</i>	392
<i>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 3</i>	393
<i>Phenole (auch Hydrobenzole)</i>	394
<i>(Chlor-)Nitrobenzole und -toluole</i>	395
<i>Aromatische Amine und Heterocyclus</i>	396
<i>Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) Teil 1</i>	397
<i>Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) Teil 2</i>	398
<i>Gemischthalogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, Halone) Teil 1</i>	399
<i>Gemischthalogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, Halone) Teil 2</i>	400
<i>Chlorbenzole</i>	401
<i>Polychlorierte Biphenyle (PCB)</i>	402
<i>Chlordibenzofurane und Chlordibenzodioxine</i>	403
<i>Ketone, Aldehyde</i>	404
<i>Ester, Glykolkohole und -ether</i>	405
<i>Alkohole</i>	406
<i>Carbonsäuren und Chlorcarbonsäuren</i>	407
<i>Weichmacher (Phthalate, Phosphorsäureester)</i>	408
<i>Pestizide Teil 1</i>	409
<i>Pestizide Teil 2</i>	410
<i>Cyanide und Blausäure</i>	411
A2 DATENQUELLEN.....	412

Vorwort

Die Sanierung von Altlasten und Schadensfällen erfordert aufgrund der Vielfältigkeit der Einzelfälle ein breites Spektrum einsatzfähiger Sanierungstechniken. Eine wichtige Untergruppe hiervon stellen die sog. in-situ Techniken dar. Während bei den sog. ex-situ Verfahren, wie z.B. der Bodenwäsche, der Boden zur Reinigung ausgekoffert werden muß, kann dieser, wenn eine in-situ Sanierungstechnik zum Einsatz kommt, an Ort und Stelle verbleiben.

Diese Vorgehensweise ist häufig meist erheblich kostengünstiger und auch aus Sicht einer positiven Umweltbilanz vielfach empfehlenswert. Befinden sich Kontaminationen unterhalb bebauter Bereiche, stellen diese Techniken in der Regel die einzige Möglichkeit dar, mit vertretbarem Aufwand eine Sanierung durchzuführen.

Am häufigsten werden die hydraulischen und pneumatischen in-situ Verfahren eingesetzt. Sie stellen daher die weitaus wichtigste Verfahrensgruppe dar. Stellvertretend für die große Anzahl höchst unterschiedlicher Verfahren sind die sogenannte "hydraulische Maßnahme" und die "Bodenluftabsaugung" als die wohl wichtigsten Techniken dieser Verfahrensgruppe zu nennen.

Die Wirksamkeit hängt bei all diesen Verfahren von den geologischen bzw. hydrogeologischen Parameter ab. Die Bandbreite der Schadstoffpalette ist relativ eng und unterscheidet sich von einem zum anderen Verfahren kaum. Vielfach können die einzelnen Verfahren miteinander kombiniert werden bzw. stehen in Konkurrenz zueinander. Deswegen wurden die hydraulischen und pneumatischen in-situ Verfahren in einem einzigen Handbuch abgehandelt.

Das vorliegende Handbuch "Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren" soll als Wegweiser dienen. Der Anwender erhält Hinweise von der grundsätzlichen Einsatzfähigkeit bis zur planerischen Umsetzung von Sanierungsvorhaben und soll ihm mehr Sicherheit bei der Anwendung der Verfahren geben. Mißerfolge, wie sie in der Vergangenheit häufig auftraten, sollen verhindert werden. Die in der Praxis Tätigen sind aufgefordert, über Erfahrungen bei der Anwendung dieser Verfahren zu berichten, um diese zu gegebener Zeit bei einer Fortschreibung dieses Handbuchs mit berücksichtigen zu können.

Hervorgehoben soll an dieser Stelle auch die konstruktive Zusammenarbeit der einzelnen Autoren werden, die es erst ermöglicht hat, die zahlreichen in diesem Werk aufgegriffenen Einzelaspekte zu einem homogenen Werk zusammenzufügen.

Karlsruhe, 1995

Dr.-Ing. Seng

(Abteilungsleiter)

1 Einführung

Das vorliegende Handbuch wendet sich sowohl an behördliche als auch an privatwirtschaftliche oder sonstige Stellen, die mit der Sanierung von Altlasten oder Umweltschadensfällen konfrontiert werden, sei es als Sanierungspflichtige (z. B. Gewerbe- und Industriebetriebe, Bund, Länder, Städte und Gemeinden), als Genehmigungs- und Fachbehörden (z. B. untere und obere Wasserbehörde) oder als Planer und Berater (z. B. Ingenieurbüros, Universitätsinstitute).

Der Einstieg in das Handbuch ist für den Zeitpunkt angedacht, zu dem die Erkundungsphase eines kontaminierten Standortes (weitestgehend) abgeschlossen ist und der Bedarf für eine Sanierungsvorplanung festgestellt wurde.

Die spezielle Zielsetzung des Handbuchs ist es, für den spezifischen Sanierungsfall eine optimale Beurteilungsgrundlage bzgl. der Anwendbarkeit hydraulischer und pneumatischer in-situ Verfahren bzw. ihrer Erfolgsaussichten gegenüber konkurrierenden Sanierungsverfahren zu schaffen. Möglichkeiten der Kombination mit anderen Sanierungsverfahren werden kurz angesprochen.

"Klassische" hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren wie beispielsweise Grundwasserentnahme-/Abwehrbrunnen oder Bodenluftabsaugung haben bei der Sanierung von Altlasten oder Umweltschadensfällen seit Jahren einen hohen Stellenwert. In-situ Verfahren sind nicht zuletzt deswegen interessant, weil an Ort und Stelle umweltfreundlich saniert wird; insbesondere ohne Schaffung von kontaminiertem Aushub, der dann als Abfall einzustufen und gemäß den Vorgaben des Gesetzgebers geordnet zu entsorgen wäre.

In den letzten Jahren wurden die Verfahren weiter entwickelt und auch kombiniert, so daß derzeit eine breite Palette von Verfahrenstechnologien auf dem Markt angeboten wird. Außerdem existieren mittlerweile zahlreiche Erfahrungswerte aus in der Praxis durchgeführten hydraulischen und pneumatischen in-situ Sanierungsmaßnahmen.

Das vorliegende Handbuch hat daher das grundsätzliche Ziel, die vielfältige Verfahrenstechnik, Verfahrenstypen, Leistungsfähigkeit und Grenzen auf dem Markt angebotener hydraulischer und pneumatischer in-situ Verfahren in verständlicher, praxisgerechter Form darzustellen.

Verfahrensdarstellungen in Text und Bild sind dabei grundsätzlich (selbst bei Angabe einer spezifischen Quelle) als Prinzipdarstellungen zu verstehen. Vor einer technischen Realisierung ist in jedem Falle zu prüfen, inwieweit Verfahrensteile oder bestimmte Anordnungen patentrechtlich geschützt sind. Ggf. sind berührte Schutzrechte Dritter bei der Ausführung zu berücksichtigen.

Das Kapitel 2 bietet die Grundlage zum Verständnis des Chemikalienverhaltens im Untergrund. Es werden die untergrundspezifischen Bedingungen (Kap. 2.1), die substanzspezifischen Eigenschaften (Kap. 2.2) und das Verhalten der Chemikalien im Untergrund diskutiert (Kap. 2.3 und 2.4) sowie Methoden zur Erfassung der schadstoff- und untergrundbezogenen Verhältnisse (Kap. 2.5) vorgestellt.

Das Kapitel 3 beschreibt die behandelten Verfahrensgruppen und -kombinationen hinsichtlich ihrer Charakteristiken und Wirkungsweisen sowie Einflußfaktoren und Anwendungsgrenzen.

Im Kapitel 4 sind die verfügbaren technischen Anlagen zur Anwendung der Verfahren sowie eine abschließende Übersicht über die Verfahren und Hinweise auf Anbieter und Kosten dargestellt. Stand dieser Erhebung ist Sommer 1993. Die Darstellung erhebt dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Das Kapitel 5 behandelt die örtliche Anwendung der Verfahren mit Hinweisen zu sanierungsvorbereitenden und -begleitenden Untersuchungen sowie zu Auslegungen und zur Leistungsfähigkeit der Verfahren.

Die Kapitel 6 und 7 stellen jeweils einen Abriß der Grundlagen und des Standes der Technik zur Abwasser- und Abluftaufbereitung dar und unterbreiten dem Leser einsatzspezifische Bewertungskriterien.

Anschließend soll das Kapitel 8 aus der Praxiserfahrung heraus eine konkrete Hilfestellung für den Fall geben, daß hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren als mögliche Sanierungsverfahren in Betracht kommen und ggf. zur Planung und Ausführung gelangen.

Das Literaturverzeichnis (Kap. 9) liefert eine Literaturliste zur vertiefenden Lektüre.

Im Anhang finden sich Datentabellen mit den Eigenschaften ausgewählter Schadstoffe und Schadstoffgruppen. Die Einzeldaten wurden unterschiedlicher Literatur entnommen, jedoch aufgrund der vorhandenen Vielfalt nicht gesondert zitiert.

2 Boden und Schadstoff: Hydrogeologische, bodenmechanische und chemisch-physikalische Grundlagen

2.1 Der Untergrund als Prozeßraum

2.1.1 Geologischer Aufbau des Untergrundes

Anhand des Verfestigungsgrades werden in der Geotechnik Lockergesteine und Festgesteine unterschieden. Vereinfachend werden meist die Begriffe Boden und Fels verwendet. Der Begriff "Boden" ist hier wesentlich weiter gefaßt als in der Pedologie, wo unter "Boden" die belebte Verwitterungszone über dem unverwitterten Ausgangsgestein mit ihrer organischen Auflage verstanden wird.

Lockergesteine werden unterschieden nach

- Korngrößenverteilung, Porenvolumen und Durchlässigkeit
- Wassergehalt und plastischen Eigenschaften
- Mineralbestand und Gehalt an organischer Substanz sowie
- Lagerungsform (Ausbildung der Sedimentkörper)

In der Praxis hat man es nur selten mit einem durchgehend homogenen Lockergestein zu tun, sondern mit einer Abfolge von Sedimenten mit unterschiedlichen Eigenschaften. Diese liegen nicht immer als Schichtenverband vor. Locker- und auch Festgesteine können in unterschiedlicher Ausbildung (Fazies) sowohl horizontal als auch vertikal auf engem Raum wechseln. Ein Beispiel hierzu wäre die Verzahnung schluffiger, torfführender Auesedimente, sandig-kiesiger Vorschüttbereiche und toniger Rinnenfüllungen einer Flußlandschaft (Abb. 2.1-1). Die fazialen Unterschiede bewirken komplexe hydrogeologische Verhältnisse. Eine Vorstellung möglicher Dimensionen solcher intern variierender Sedimenträume gibt die alte Karte des ehemaligen Kinzig-Murgflusses (Abb. 2.1-2).

Das Hauptmerkmal eines **Festgesteins** ist seine mineralische Bindung. Es wird unterschieden zwischen den Gesteinseigenschaften im Detail und dem Gestein im Gebirgsverband. Letztere schließen die im Festgestein auftretenden Trenn- und Schichtflächen, Klüfte, Spalten und Störungen als potentielle Gas- oder Wasserwegsamkeiten und als mechanische Schwächezonen mit ein. Diese geben bevorzugte Durchlässigkeiten vor, die bei verkarstungsfähigen Festgesteinen (Karbonatgesteine oder Gips) durch Lösung erweitert sind.

Folgende Charakteristika werden beschrieben und vermessen:

- Gesteinsart (petrografische oder geochemische Charakteristik)
- Lagerungsform und Gesteinsgrenzen (Lage abgrenzbarer Bereiche, bedingt durch Platznahme, Tektonik und Erosion)
- Härte und Festigkeit, Kornbindung, Matrixporosität und Porendurchlässigkeit

- Verwitterungsbeständigkeit und -Zustand (Löslichkeit, Quell- und Aufweichverhalten), Ausbildung von Verwitterungs- und Auflockerungszonen
- Klüfte (Durchtrennungsgrad, Durchlässigkeit und Vorzugsrichtungen)

Das Über- und Nebeneinander von Vorschüttbereichen und Rinnen eines mäandrierenden Flusses zeigen Blockbild und Bohrprofil (nach SELLEY, 1988; REINECK, 1990).

a = sandig-kiesige Sedimentsequenz des Gleithanges

b = feinkörnige Rinnenfüllungen (Seesedimente, Überschwemmungsbereiche)

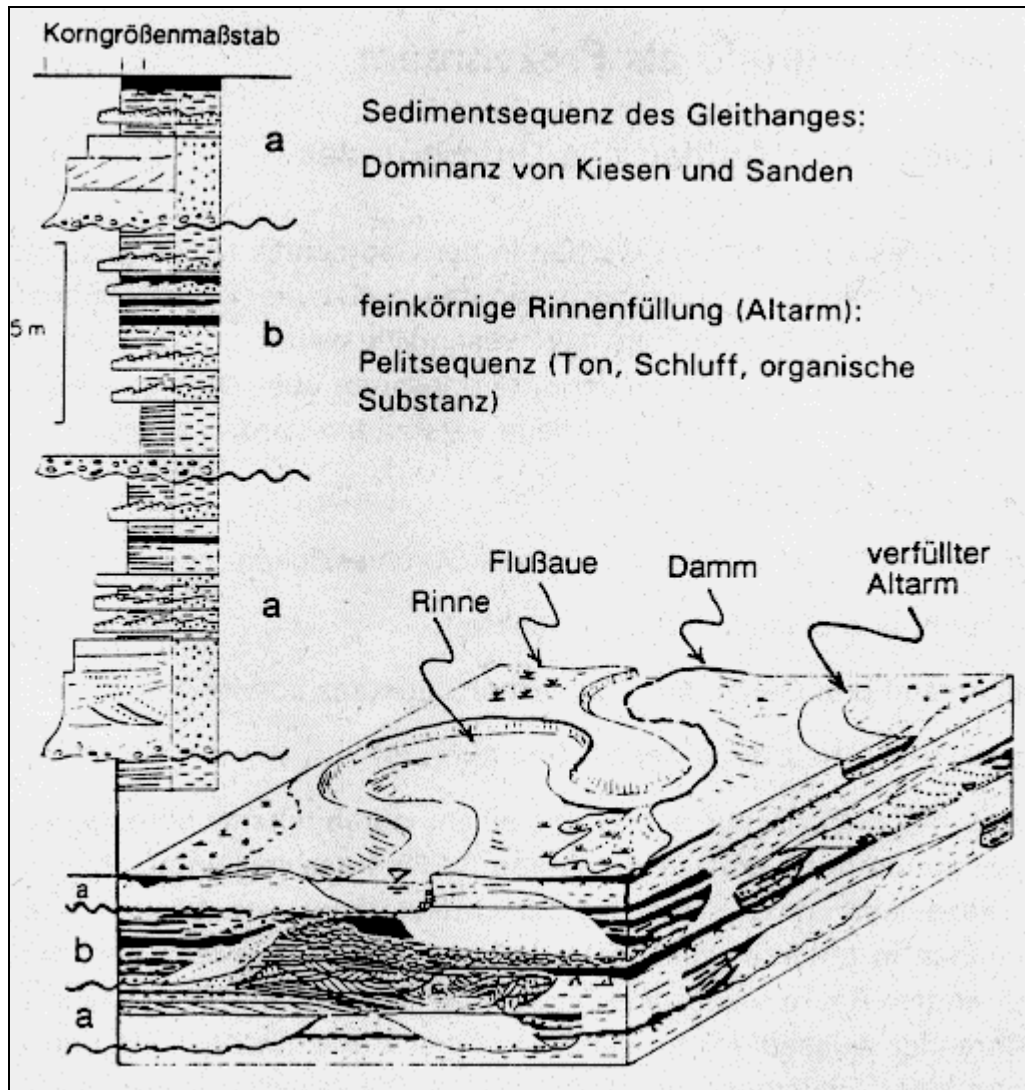


Abb. 2.1-1 Faziesverteilung am Beispiel eines alluvialen Sedimentbereiches.

Im oberflächennahen Bereich von Festgesteinen ist zumeist eine Auflockerungszone unterschiedlicher Intensität oder Mächtigkeit ausgebildet (HEITFELD, 1978). Auch bei Festgesteinsoberflächen unter Lockersedimentbedeckung ist von deren Vorhandensein in Form eines (Paläo-) Reliefs auszugehen. Dies bedingt in der Regel besondere Wasserwegigkeiten oder Staubereiche.

Wenn Kontakte zwischen Locker- und Festgesteinen (und den in diese eingeschnittenen Oberflächenwässern) bestehen, kommt es zu mannigfachen Austauschprozessen. Mit den Fließ-

richtungen und Gradienten schwanken auch die Wassermengen. Über Aufstau, Trockenfallen, Entnahme oder Einspeisung können unterschiedliche Wasserwegigkeiten aktiviert werden.

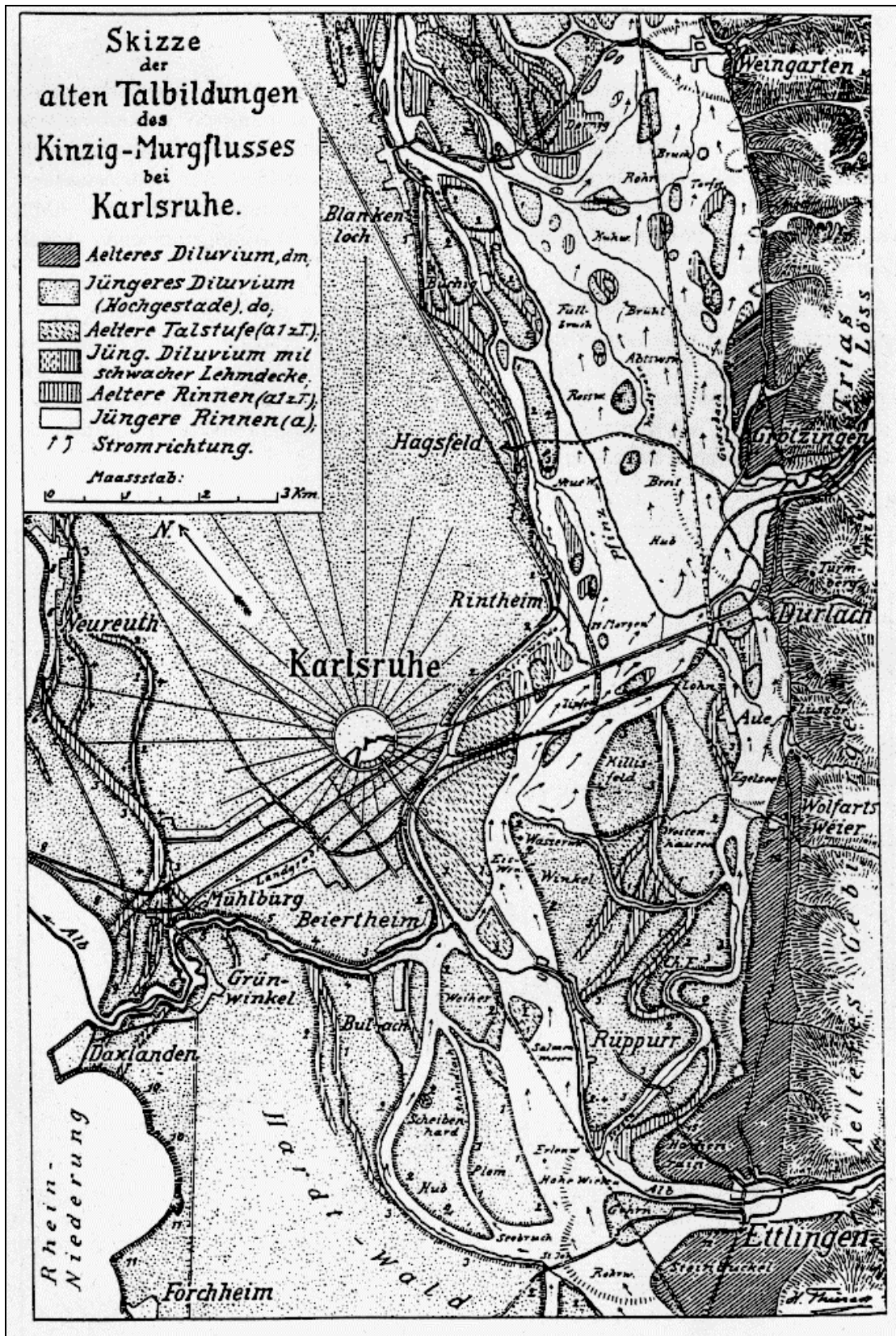


Abb. 2.1-2 Talbildungen am Rande des Rheingraben (THÜRACH 1912) als Beispiel der Erstreckung und Verteilung alluvialer Sedimente

2.1.2 Ungesättigte und gesättigte Bodenzone

Im Untergrund bilden der feste mineralische und organische Anteil (die Bodenmatrix bzw. das Gestein), das Wasser und die Luft die drei natürlich vorkommenden Phasen. Es ist zwischen der gesättigten Zone unterhalb des Grundwasserspiegels und der darüberliegenden ungesättigten Zone zu unterscheiden. Der Kapillarwasserraum, in welchem Wasser auch oberhalb des freien Grundwasserspiegels durch Kapillarkräfte im Porenraum gehalten wird, bildet den Übergang zwischen diesen Zonen (Abb. 2.1-3).

Aufgrund der Bedeutung dieser Zonen für hydraulische oder pneumatische Sanierungsmaßnahmen und wegen der darin stattfindenden Transportvorgänge wird im folgenden Kapitel 2.1.3 auf die Durchströmbarkeit des Untergrundes und auf die Wechselwirkungen zwischen Bodenmatrix, Bodenwasser und Bodenluft eingegangen. In Kapitel 2.1.4 werden dann die Neubildung, der unterirdische Abfluß und die Grundwasserdynamik behandelt.

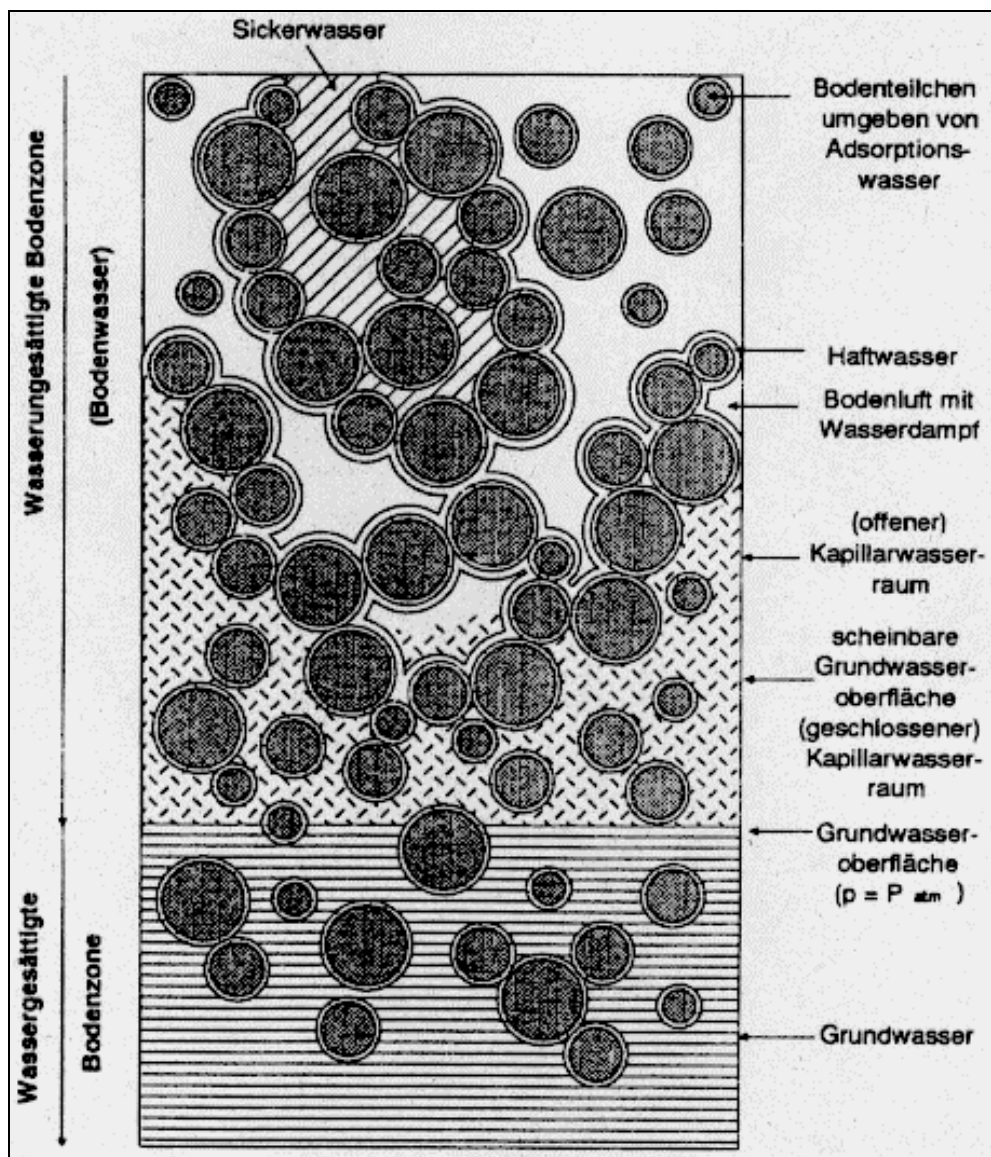


Abb. 2.1-3 Erscheinungsformen des unterirdischen Wassers (nach BUSCH, LUCKNER, 1974), das Korngerüst ist angedeutet

Da bei der Sanierung von Untergrundkontaminationen verschiedenste Fachdisziplinen zusammenwirken und demzufolge auch verschiedene Fachtermini zur Beschreibung des Bodens und der darin ablaufenden Prozesse Verwendung finden, sollen einführend einige Begriffe definiert werden.

Der **Wassergehalt** w (nach DIN 18 121) eines Bodens gibt die Masse des Wassers bezogen auf die (trockene) Masse der Feststoffe in einem Bodenvolumen an. (Auch andere Definitionen sind in Verwendung, z. B. der Wassergehalt W bezogen auf die Feuchtmasse des Bodens und der volumetrische Wassergehalt Θ . Sie werden aber hier im weiteren nicht verwendet.)

Der **Porenanteil** n bezeichnet den Anteil der Poren in einem Bodenvolumen, den Raum, der nicht von der Bodenmatrix eingenommen wird. Er ist die Summe der Porenanteile von Luft (a: air) n_a , Wasser n_w und ggf. auch anderer Fluide n_{fluid} , wie z. B. Öl.

Der **Sättigungsgrad** S_{fluid} ist der Anteil am Gesamtporenraum, der vom betreffenden Fluid ausgefüllt wird. Die Summe der Sättigungsgrade aller Fluide im Porenraum ergibt 1. Somit gilt für einen mit Wasser gesättigten Boden $S_w=1$ und $S_a=0$, für einen mit Luft gesättigten (also trockenen) Boden $S_a=1$ und $S_w=0$.

Die Benetzungseigenschaften eines Feststoffes lassen sich durch die **Grenzflächenspannung** σ_{ij} und den **Randwinkel der Benetzbarkeit** α ausdrücken. Die Grenzflächenspannung σ_{ij} ist die freie Grenzflächenenergie zweier nicht mischbarer Phasen i und j . Diese Phasen können fest, flüssig oder gasförmig vorliegen. Der Randwinkel α ist der Winkel zwischen den Tangenten zweier Grenzflächen.

Abb. 2.1-4 verdeutlicht die unterschiedliche Benetzbarkeit von hydrophilen (z. B. Quarz, Glas) und hydrophoben Feststoffen (z. B. Kohle, Kunststoffe) mit Wasser. Bei einem Randwinkel $< 90^\circ$ spricht man von einem den Feststoff benetzenden Fluid und einem benetzbaren Feststoff, bei einem Randwinkel $> 90^\circ$ von einem den Feststoff nicht benetzenden Fluid und einem nicht benetzbaren Feststoff.

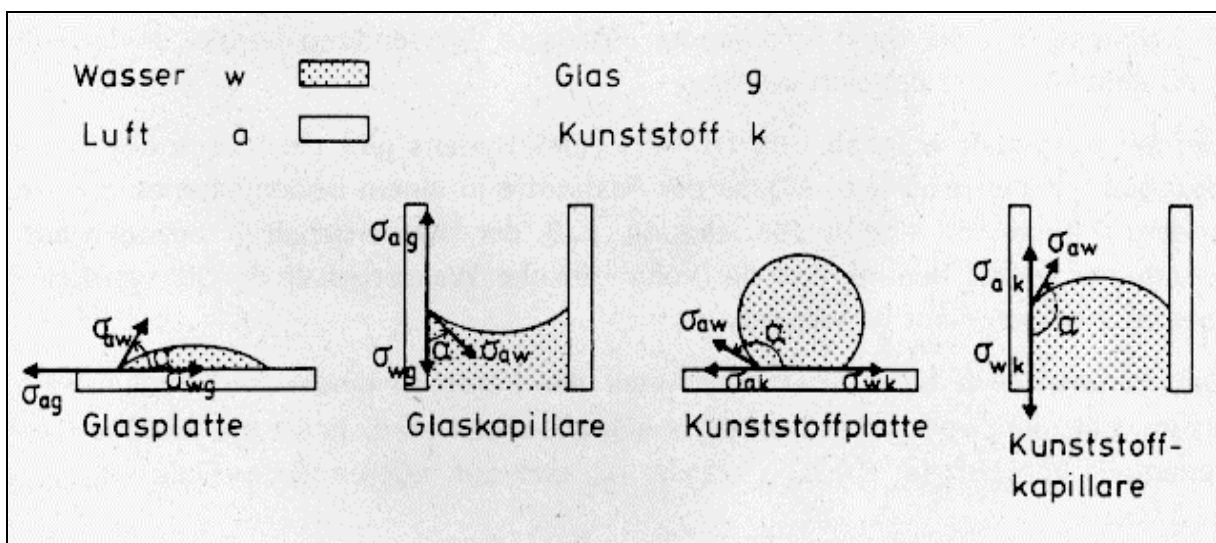


Abb.2.1-4 Benetzbarkeit eines hydrophilen (z. B. Glas) und eines hydrophoben (z. B. Kunststoff) Feststoffes im System Feststoff-Wasser-Luft

Bodenwasser

Aufgrund des benetzenden Verhaltens von Wasser gegenüber den Mineralkomponenten des Bodens steigt das Wasser vom Grundwasserspiegel im Porengefüge des Bodens auf. An den Phasengrenzen zur Bodenluft bilden sich Menisken (konkav gewölbte Wasseroberflächen) aus. Dieses kapillar gebundene Wasser bildet den geschlossenen und den offenen Kapillarwasserraum (siehe Abb. 2.1-3). Die Weite der Porenkapillaren eines Bodens bestimmt die **kapillare Steighöhe** h_k und somit die Druckdifferenz (**Kapillardruck** p_k) diesseits und jenseits eines Meniskus. Je feiner ein Boden, je enger also die Poren, um so größer sind p_k und h_k .

Die Bindung von Wasser an die Bodenmatrix durch Kapillarkräfte wird durch das **Matrixpotential** ψ_m (auch Wasserspannung oder Saugspannung genannt) ausgedrückt. Dem Matrixpotential entgegen wirkt das **Gravitationspotential** ψ_z , das die potentielle Energie eines Wasserteilchens ausdrückt und mit dem Abstand vom Grundwasserspiegel steigt. Gleichgewicht, d. h. keine Wasserbewegung, herrscht dann, wenn die gegeneinander gerichteten Potentiale sich ausgleichen.

Wenn ein nicht benetzendes Fluid (z. B. Luft) in ein mit einem benetzenden Fluid (z.B. Wasser) gefülltes Porensystem eindringen soll, müssen auch hier die Kapillarkräfte, die bei der Ausbildung der Menisken wirksam sind, überwunden werden. Diese werden durch den **Eintrittskapillardruck** p_{ke} (oder kapillarer Eintrittswiderstand) ausgedrückt (siehe auch Kap. 2.1.3.4).

In der (wasser-)ungesättigten **Bodenzone** liegt Wasser in verschiedenen Erscheinungsformen vor (siehe Abb. 2.1-3). An den in der Regel hydrophilen Kornoberflächen lagert sich eine mehr oder weniger dicke Wasserschicht an, das **Adsorptionswasser**. Wegen seiner festen Bindung an und in den Bodenteilchen ist das Adsorptionswasser im Untergrund an praktisch allen Kornoberflächen vorhanden. **Haftwasser** ist das gegen die Schwerkraft adhäsiv gehaltene Wasser. In engen Kanälen, wie den Poren zwischen den Bodenkörnern, kann **Kapillarwasser** (Menisken bildend) angelagert sein. Es kann durch Kapillarkondensation aus der Bodenluft, durch kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser oder durch den Rückhalt von infiltriertem Wasser (Niederschlag) entstehen.

Grund- und Stauwasser

Als (wasser-)gesättigte **Zone** werden der Bereich unterhalb des Grundwasserspiegels bezeichnet und Stauwasserbereiche, die zeitweilig oberhalb des Grundwasserspiegels auftreten (DIN 4047 Teil 10). Der Begriff Stauwasser wird häufig im Sinne des "schwebenden Grundwassers" für geringmächtige, oberflächennahe und lokal begrenzte Wasservorkommen über einer bekannten (meist freien) Grundwasseroberfläche verwendet. Derartigen Staubereichen kommt bei Sanierungsvorhaben besondere Bedeutung zu, da sie Speicherfunktion für größere Schadstoffmengen haben.

Der **Grund-/Stauwasserspiegel** liegt dort, wo sich der Wasserspiegel in einem offenen Standrohr einstellt. Der Kapillarwasserraum liegt darüber. Dies bedeutet, daß die Oberfläche des gesättigten Bereiches und ggf. darauf angesammelte Schadstoffe auch über dem in einer Grundwassermeßstelle erfaßten Wasserspiegel liegen können. Der Grundwasserstand ist was-

serhaushaltsbedingten Schwankungen unterworfen. Stauwasserbereiche können im Zuge solcher Schwankungen mit dem Grundwasser in Kontakt treten oder umgekehrt saisonal trockenfallen. Bedingt durch ihre geringe Mächtigkeit ($M < 1 \text{ m}$) sind die Beträge der ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte (k_w) größer als jene der Transmissivitäten ($T = k_w \cdot M$ mit $M =$ Grundwassermächtigkeit).

Untergrundbereiche, in denen sich Grundwasser bewegen kann, werden **Grundwasserleiter oder Aquifer** genannt. Sie sind den **Nichtleitern (Aquicluden)** gegenübergestellt. Schlecht oder gering durchlässige Gesteine werden als **Geringleiter (Aquitard)** bezeichnet. Grundwasserkörper können eine freie Grundwasser Oberfläche haben, d. h. die GW-Druckfläche ist mit der GW-Oberfläche identisch (DIN 4049), oder sind durch eine Deckschicht aus kaum durchlässigem Material begrenzt. Stellt sich der Wasserspiegel nach Durchbohren dieser Deckschicht über deren Basis ein, so spricht man von **gespanntem Grundwasser**. Bei **artesisch gespanntem Grundwasser** steigt der Druckspiegel über Geländeniveau an.

Eine **Stockwerksgliederung** des Grundwassers liegt vor, wenn übereinanderliegende Aquifere durch nicht oder sehr gering durchlässige Schichten voneinander getrennt sind. In der Natur kommen "undurchlässige" Schichten selten vor. Wenn Wasser aus einem Aquifer gefördert wird, kann es zum Zufluß aus den darüber- bzw. darunterliegenden geringdurchlässigen Schichten kommen. Dies wird als Vertikalsickerung oder "**leakage**"-Effekt, der Aquifer als halbgespannt bezeichnet.

In einigen, als Grundwasserstockwerke ausgewiesenen Aquiferen "halten die Trennschichten lateral nicht aus", das heißt sie keilen aus, oder sie gehen kontinuierlich in durchlässigere Sedimente über. Bedingt durch alte Erosionsrinnen in der Trennschicht oder durch Störungen kommt es zu hydraulischen Kurzschlüssen zwischen Grundwasserstockwerken (vgl. Abb. 2.1-1). In anderen Fällen können Aquifere mit unterschiedlichen Druckspiegeln über größere Erstreckung vorliegen. Keinesfalls darf eine Stockwerksgliederung über vollkommen verfilterte Bohrungen kurzgeschlossen werden.

Ausführliche Beschreibungen der Zusammenhänge sind in der Fachliteratur nachzulesen: BUSCH, LUCKNER, 1974; BENECKE, 1990; EINSELE, 1990; HARTGE, 1978; SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992; MATTHESS, UBELL, 1983; DVWK Schriften; DIN 4021; DIN 4049.

2.1.3 Durchlässigkeit für Wasser und Luft

2.1.3.1 Durchlässigkeit für Wasser im gesättigten Boden

Die Durchlässigkeit oder auch hydraulische Leitfähigkeit eines laminar von Wasser durchströmten Mediums wird nach dem Gesetz von DARCY durch den **Durchlässigkeitsbeiwert k_w** (hier k_w , häufig auch k_f oder k) beschrieben (siehe auch Abb. 2.1-12):

$$k_w = Q / (A \cdot i) \text{ (m/s)}$$

$Q =$ Volumenstrom

$A =$ durchströmte Querschnittsfläche

$i = \Delta h / \Delta l$, hydraulischer Gradient

Δh = Standrohrspiegeldifferenz

Δl = Fließweg

Für **Lockergesteine** werden in der Literatur Durchlässigkeitsbeiwerte zwischen 10^{-1} m/s (Kies) und 10^{-11} m/s (Ton) angegeben (siehe Abb. 2.1-6 oder PRINZ 1991). In der Natur werden Durchlässigkeiten durch die Korngröße, die Sortierung (d. h. die Gleich- oder Ungleichkörnigkeit) und durch den Porenanteil bestimmt. Die sedimentäre Wechsellagerung unterschiedlich durchlässiger Materialien hat starken Einfluß auf die Durchlässigkeit eines größeren Sedimentstapels; so ist meist durch das Gefüge die horizontale Durchlässigkeit k_h größer als die vertikale k_v . Als Näherung wird die Anisotropie der Durchlässigkeiten mit k_h/k_v angegeben. Sie beträgt in geschichteten Sanden und Kiesen etwa 5 bis 10 und nimmt mit engerer Wechsellagerung unterschiedlicher Sedimente zu. Abb. 2.1-5 zeigt verschiedene Korngrößenverteilungen. In Abb. 2.1-6 sind unterschiedlichen Bodentypen Durchlässigkeitsbereiche zugeordnet, sowie die aus den Korngrößenverteilungen in Abb. 2.1-5 berechneten Durchlässigkeiten angegeben. Verschiedene Ansätze zur näherungsweisen Berechnung der Durchlässigkeit aus der Korngrößenverteilung bietet die Fachliteratur (z. B. ZIESCHANG 1961; BEYER 1964; LANGGUT, VOIGT 1980; BUSCH, LUCKNER 1993).

Bessere Werte für die Durchlässigkeit lassen sich aus Versuchen an nicht veränderten Probestücken ableiten (DIN 18130). Über Bohrungen sind Sedimentproben jedoch kaum im ungestörten Zustand zu entnehmen, weswegen direkte Methoden vorzuziehen sind.

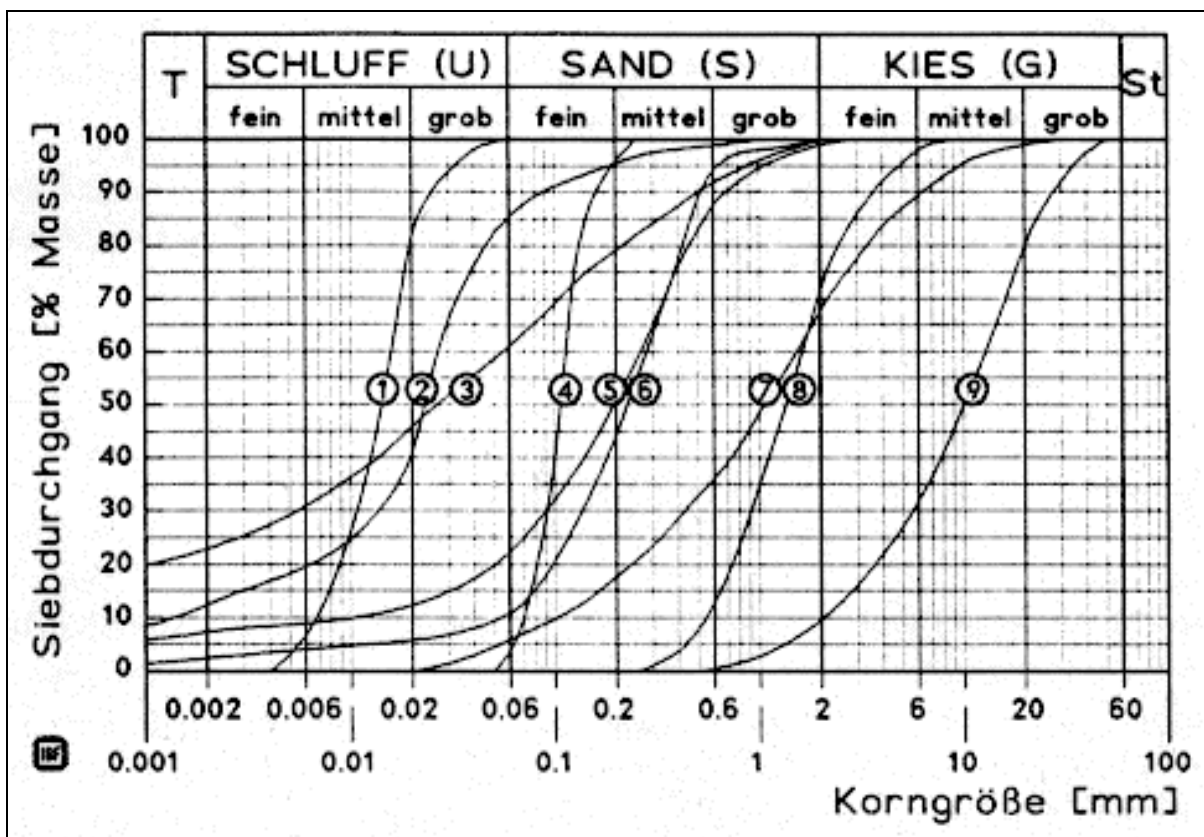


Abb. 2.1-5 Korngrößenverteilungen natürlich vorkommender Lockergesteine (Nr. 2, 3, 5, 6, 7, 9) und reiner Kornfraktionen (Nr. 1, 4, 8). Auf diese Sedimente (Schluff, Löß, fluviatile Sande und Kies) beziehen sich die Angaben in den Abbildungen 2.1-6 und 2.1-9.

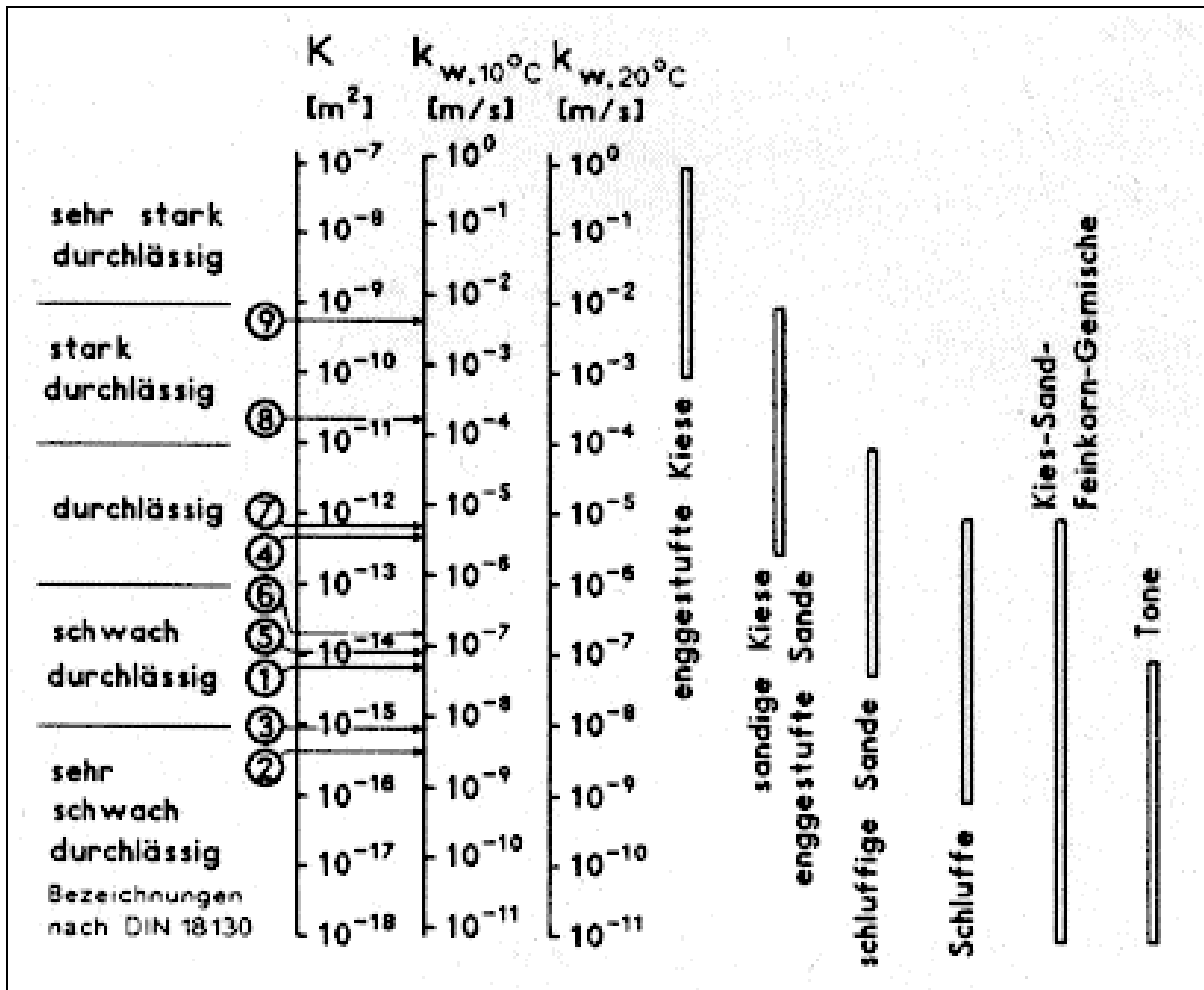


Abb. 2.1-6 Durchlässigkeit k_w (bei 10° Grad und 20° Grad) bzw. Permeabilität K für einige Lockergesteine und die in Abb. 2.1-5 als Korngrößenverteilung dargestellten Böden

Die **Filtergeschwindigkeit** v oder v_f kann als Quotient aus Grundwasserdurchfluß Q und durchströmter Querschnittsfläche A abgeleitet werden. Zur Ermittlung einer überschlägigen **Abstandsgeschwindigkeit** v_a muß der Quotient aus der Filtergeschwindigkeit v und dem **nutzbaren Porenanteil** n_{eff} gebildet werden.

Bei einigen Geländemethoden kann nur das Transportvermögen des gesamten Grundwasserleiters ermittelt werden. Diese Größe wird mit der **Transmissivität** T beschrieben:

$$T = k_{w,mittel} \cdot M \text{ (m}^2\text{/s)}$$

$k_{w,mittel}$ = mittlere Durchlässigkeit eines Aquifers (m/s)

M = Mächtigkeit eines Aquifers (m)

Das Speichervermögen eines Bodens wird durch den dimensionslosen **Speicherkoefizienten** S ausgedrückt. Er steht für die Änderung des in einem Bodenvolumen gespeicherten Wasservolumens bei Absenkung des Grundwasserspiegels (um 1 m). Im gespannten Aquifer liegt S größenordnungsmäßig im Bereich zwischen 10^{-5} und 10^{-3} . Im freien Aquifer stimmt S meist mit dem speicherwirksamen Porenvolumen n_0 überein und liegt im Bereich von 0,05 bis 0,35 (~5 bis 35 %; LANGGUT, VOIGT 1980).

Bei **Festgesteinen** wird unterschieden zwischen der Gebirgsdurchlässigkeit und der (geringeren) Gesteinsdurchlässigkeit. Die Gebirgsdurchlässigkeit ergibt sich als Summe von Gesteinsdurchlässigkeit und Trennfugendurchlässigkeit in einem repräsentativen Bereich. Aufgrund ihrer Inhomogenität und Anisotropie ist es in Kluft- oder Karstgrundwasserleitern sinnvoll, die hydraulischen Eigenschaften über die Transmissivität sowie das Speicherverhalten abgegrenzter Systeme annähernd zu beschreiben (und nicht über einen einzelnen Durchlässigkeitsbeiwert). Eine übersichtliche Zusammenstellung von Standardtypen von Grundwassersituationen sowie der Grundwasseruntersuchung in Festgesteinen bei Altablagerungen und Altstandorten geben COLDEWEY, KRAHN 1991.

Die Definitionen für den Durchlässigkeitsbeiwert k_w und die Transmissivität T gelten für den Fall, daß Wasser das strömende Medium bildet. Diese Parameter sind abhängig von der **Dichte** ρ und der **Viskosität** η des strömenden Fluids (siehe Tab. 2.1-1). So gibt z. B. ein k_w -Wert nur mit der Angabe der zugehörigen Temperatur die Durchströmbarkeit eines Bodens eindeutig wieder, weil die Viskosität des Wassers eine starke Temperaturabhängigkeit zeigt (siehe Abb. 2.1-6).

Die **Permeabilität** K (oder k , k_0) gibt dagegen unabhängig von den Eigenschaften des strömenden Fluids die Durchströmbarkeit eines Stoffes an. Dies wird dadurch erreicht, daß die Dichte und die Viskosität des strömenden Fluids berücksichtigt werden.

$$K = (Q \cdot \eta) / (A \cdot i \cdot \rho \cdot g) \dots(m^2) \text{ oder}$$

$$K = (k_w \cdot \eta) / (\rho \cdot g)$$

η = dynamische Viskosität des durchströmenden Fluids (kg/ms oder Pa·s)

ρ = spezifische Dichte des durchströmenden Fluids (kg/m³)

g = Erdbeschleunigung (9,81 m/s²)

Wasser			
Temperatur [°C]	dyn. Viskosität η_w [Pa·s]	kinem. Viskosität ¹ ν_w [m ² /s]	Dichte (bei 1 bar) ρ_w [kg/m ³]
0	$1,7887 \cdot 10^{-3}$	$1,7890 \cdot 10^{-6}$	999,841
10	$1,3061 \cdot 10^{-3}$	$1,3065 \cdot 10^{-6}$	999,700
20	$1,0046 \cdot 10^{-3}$	$1,0064 \cdot 10^{-6}$	998,203
30	$0,8019 \cdot 10^{-3}$	$0,8054 \cdot 10^{-6}$	995,646
Luft			
Temperatur [°C]	dyn. Viskosität η_a [Pa·s]	kinem. Viskosität ¹ ν_a [m ² /s]	Dichte (bei 1 bar) ρ_a [kg/m ³]
0	$17,10 \cdot 10^{-6}$	$13,33 \cdot 10^{-6}$	1,293
10	$17,60 \cdot 10^{-6}$	$14,11 \cdot 10^{-6}$	1,247
20	$18,09 \cdot 10^{-6}$	$15,01 \cdot 10^{-6}$	1,205
30	$18,57 \cdot 10^{-6}$	$15,94 \cdot 10^{-6}$	1,165
Wasser/Luft			
Temperatur [°C]	η_w/η_a [-]	ν_w/ν_a [-]	ρ_w/ρ_a [-]
0	104,6	0,134	773,27
10	74,2	0,093	801,68
20	55,5	0,067	828,38
30	43,2	0,051	854,63

¹ $\nu = \eta/\rho$

Tab. 2.1-1 Dichten und Viskositäten von Wasser und Luft zwischen 0 °C und 30 °C

2.1.3.2 Durchlässigkeit für Luft im trockenen Boden

Die **Luftdurchlässigkeit** k_a eines Bodens bei Luftsättigung, d.h. bei trockenem Boden, folgt den gleichen Gesetzen wie die Wasserdurchlässigkeit. k_a ist (wie auch k_w) von der Dichte und der Viskosität des strömenden Mediums abhängig. Über die Verhältnisse der Dichten und Viskositäten kann k_a (für Luftsättigung!) abgeschätzt werden, wobei zu beachten ist, daß durch diese Umrechnung die Standrohrspiegeldifferenz h nicht mehr als **Wassersäulendifferenz** (in cm WS) betrachtet werden darf, sondern als **Luftsäulendifferenz** in **cm** Luftsäule (1 cm WS = 800 cm LS bei 10°).

$$k_a = k_w \cdot (\eta_w \cdot \rho_a / \eta_a \cdot \rho_w) \text{ (m/s)}$$

$$k_a = k_w \cdot (0,093) \quad \text{bei } 10^\circ \text{C (m/s)}$$

Gebräuchlicher ist eine andere Definition der Luftdurchlässigkeit, bei der der Gradient i - obwohl Luft strömt - über die Wassersäulendifferenz ermittelt wird.

$$k_a = k_w \cdot (\eta_w / \eta_a) \text{ (m/s)}$$

$$k_a = k_w \cdot (74) \quad \text{bei } 10^\circ \text{C (m/s)}$$

Diese Definition ist für den praktischen Gebrauch anschaulicher, da sie ausdrückt, daß bei gleicher Druckdifferenz zwischen zwei Orten die Luftmenge, die einen Boden durchströmt (Volumenstrom) größer ist als die Wassermenge.

Es ist jedoch zu beachten, daß diese Umrechnung nur unter den folgenden Einschränkungen zur Abschätzung von Durchlässigkeiten herangezogen werden kann (Die gleichen Einschränkungen gelten auch, wenn zur Beschreibung der Durchströmbarkeit eines Bodens die Permeabilität K verwendet wird):

- Der Boden ist luftgesättigt, d. h. vollkommen trocken. Diese Voraussetzung ist unter natürlichen Verhältnissen kaum gegeben. Die Luftdurchlässigkeit verringert sich jedoch mit zunehmender Wassersättigung (siehe Kap. 2.1.3.3 und 2.1.3.4). Im Falle eines feuchten Bodens überschätzt k_a nach obigem Ansatz wiederum die tatsächliche Luftdurchlässigkeit.
- Die Luftströmung muß laminar sein, was besonders bei grobkörnigen Böden und großen Strömungsgeschwindigkeiten (z. B. innerhalb eines Brunnenfilters) nicht immer gegeben ist. Im Falle turbulenter Strömung überschätzt k_a nach obigem Ansatz die tatsächliche Luftdurchlässigkeit.
- Bei Luftströmungen in feinkörnigen Böden (Schluff und feiner) tritt der sogenannte "slip-flow" auf: Im Unterschied zur Wasserströmung besitzen die Luftpartikel hier auch an der Porenwandung eine Geschwindigkeit. Im Falle eines feinkörnigen (trockenen) Bodens unterschätzt k_a nach obigem Ansatz die Luftdurchlässigkeit.

2.1.3.3 Durchlässigkeit für Wasser und Luft - Zweiphasenströmung im teilgesättigten Boden

Für die Wasserbewegung im Porenraum ist der wassergefüllte Porenanteil n_w bzw. der (**Wasser-)** **Sättigungsgrad** S_w entscheidend. Verläßt man den Zustand vollständiger Wassersättigung, so nimmt die Durchlässigkeit $k_w(S_w)$ mit abnehmendem Sättigungsgrad ab, da der für die Durchströmung verfügbare Porenraum zunehmend verlorengelassen und von Luft (S_a) eingenommen wird. Schließlich wird die sogenannte Rest- oder Residualsättigung $S_{w,res}$ erreicht, bei der unter der Wirkung der Schwerkraft (Gravitationspotential) keine Wasserbewegung mehr stattfindet, da sie durch Kapillarkräfte (Matrixpotential), die das Wasser an die Bodenmatrix binden, ausgeglichen wird.

In vergleichbarer Weise nimmt die Luftdurchlässigkeit eines zunächst trockenen Bodens bei abnehmender Luftsättigung (d. h. zunehmender Wassersättigung) ab.

WYCKOFF und BOTSET (1936) haben für Sande, die **gleichzeitig** von Wasser und Luft durchströmt werden, die relativen Durchlässigkeiten gemessen (Abb. 2.1-7).

$$k_{w,r}(S_w) = k_w(S_w) / k_w(S_w=1) \quad \text{und}$$

$$k_{a,r}(S_a) = k_w(S_a) / k_w(S_a=1)$$

Befinden sich Wasser und Luft im Boden, so bildet das Wasser die benetzende Phase; das Wasser nimmt deshalb bevorzugt die engen Porenräume und Porenzwickel ein. Die Luft hält sich als nicht benetzende Phase bevorzugt in den großen Poren auf. Durch dieses Verhalten läßt sich der Unterschied zwischen Wasser- und Luftdurchlässigkeit beim Verlassen der vollständigen Sättigung erklären:

Bei kleinem Wassersättigungsgrad S_w stört das Wasser in den engen Poren und Porenzwickeln den Luftstrom nur geringfügig; die Luftdurchlässigkeit geht zunächst nur unwesentlich zurück. Andererseits behindern schon geringe Luftanteile im Boden (großer S_w) die Wasserströmung entscheidend, weil die Luft die großen Poren blockiert.

Die Wasserdurchlässigkeit bei kleinem S_w ist ebenfalls durch Kapillarkräfte und die benetzenden Eigenschaften des Wassers geprägt; das Wasser in den engen Poren und Porenzwickeln ist weitgehend immobil. Eine geringe Wasserdurchlässigkeit bleibt bei der gleichzeitigen Bewegung von Wasser und Luft jedoch bis zu sehr kleinen S_w -Werten bestehen, weil die strömende Luft Wasserteilchen ablösen und im Luftstrom mitführen kann. Die Luftdurchlässigkeit bleibt dagegen bis nahe an die Wassersättigung erhalten, weil die Luft, die sich in diesem Sättigungszustand fast ausschließlich in großen Poren befindet, vom strömenden Wasser mitgeführt wird.

Bei pneumatischen Sanierungsverfahren wie der Bodenluftabsaugung handelt es sich bei der Luftströmung meist um eine **Einphasenströmung** im teilgesättigten Boden; die Luft bildet die mobile Phase, das Wasser ist wegen meist geringer Luftströmungsgeschwindigkeiten von der Luftströmung weitgehend unbeeinflusst. Entgegengesetzte Verhältnisse treten bei der Wasserbewegung im teilgesättigten Boden, z. B. bei Sickerströmungen oder bei der Dränage auf. Dort bildet das Wasser die mobile Phase, die Luft ist weitgehend immobil.

Versuchsergebnisse von Zweiphasenströmungen in verschiedenen Sanden ($10^{-4} \text{ m/s} < k_w < 3 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$). Es ergaben sich keine signifikanten Streuungen für die relativen Durchlässigkeiten und die Residualsättigungen.

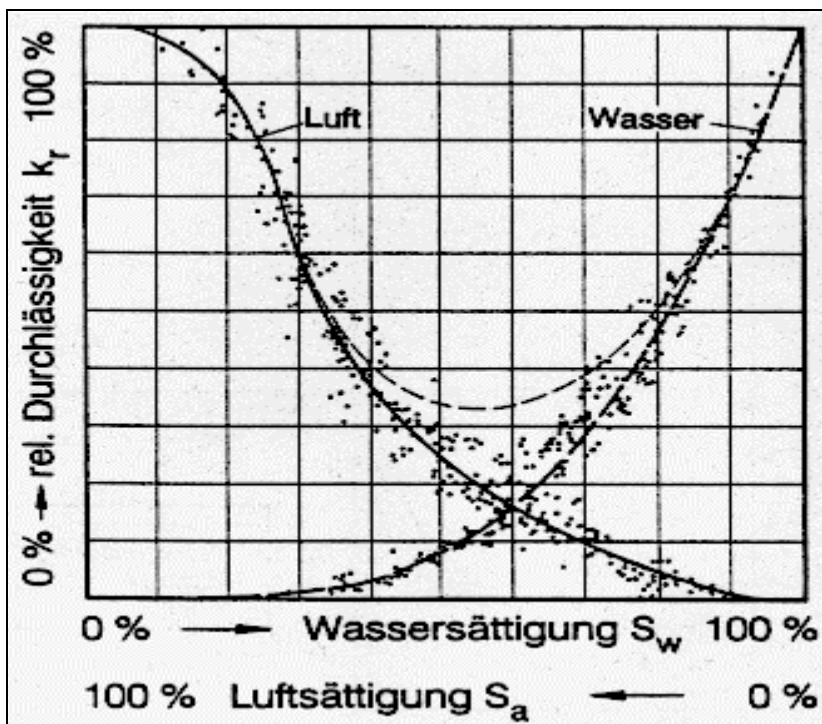


Abb. 2.1-7 Relative Durchlässigkeiten für Luft und Wasser bei Zweiphasenströmen (nach WYCKOFF, BOTSET 1936)

Durch die oben stehenden Ausführungen zur Zweiphasenströmung wird jedoch deutlich, daß die Durchlässigkeiten für Luft und Wasser, wie sie aus Versuchen mit Zweiphasenströmungen ermittelt werden (Abb. 2.1-7), nicht direkt auf Einphasenströmungen übertragbar sind:

Bei kleinem S_w kommt die Wasserbewegung früher zum Erliegen als bei der Zweiphasenströmung, weil eine Luftströmung zur Mobilisierung des durch Kapillarkräfte gebundenen Wassers fehlt. Dagegen ist die Einphasenströmung der Luft bei kleinem S_w weitgehend übertragbar, weil sich das Wasser nur in den engen Poren und Porenzwickeln befindet.

Bei großem S_w ist die Wasserbewegung (bei ruhender Luftphase) mit der Zweiphasenströmung weitgehend vergleichbar. Eine Luftströmung (bei ruhender Wasserphase) bei großem S_w ist erst dann möglich, wenn die Luft eine zusammenhängende (kohärente) Phase bildet. In Kiesen und Sanden ist dieser Zustand in der ungesättigten Bodenzone praktisch immer gegeben. Andere Verhältnisse liegen jedoch bei Schluffen oder Tonen vor, wo teilweise sogar bei Sättigungsgraden $S_w < 0,5$ noch keine zusammenhängende Luftphase existiert. Eine Luftströmung, z. B. infolge einer pneumatischen Sanierung, könnte hier nur erzeugt werden, wenn Wasser aus dem Porenraum verdrängt wird; dadurch würde - zumindest in der Anfangsphase der Durchlüftung - eine Zweiphasenströmung entstehen. Reicht der anliegende Druckgradient zur Verdrängung des Wassers nicht aus, so bliebe der Boden für die Luft undurchlässig.

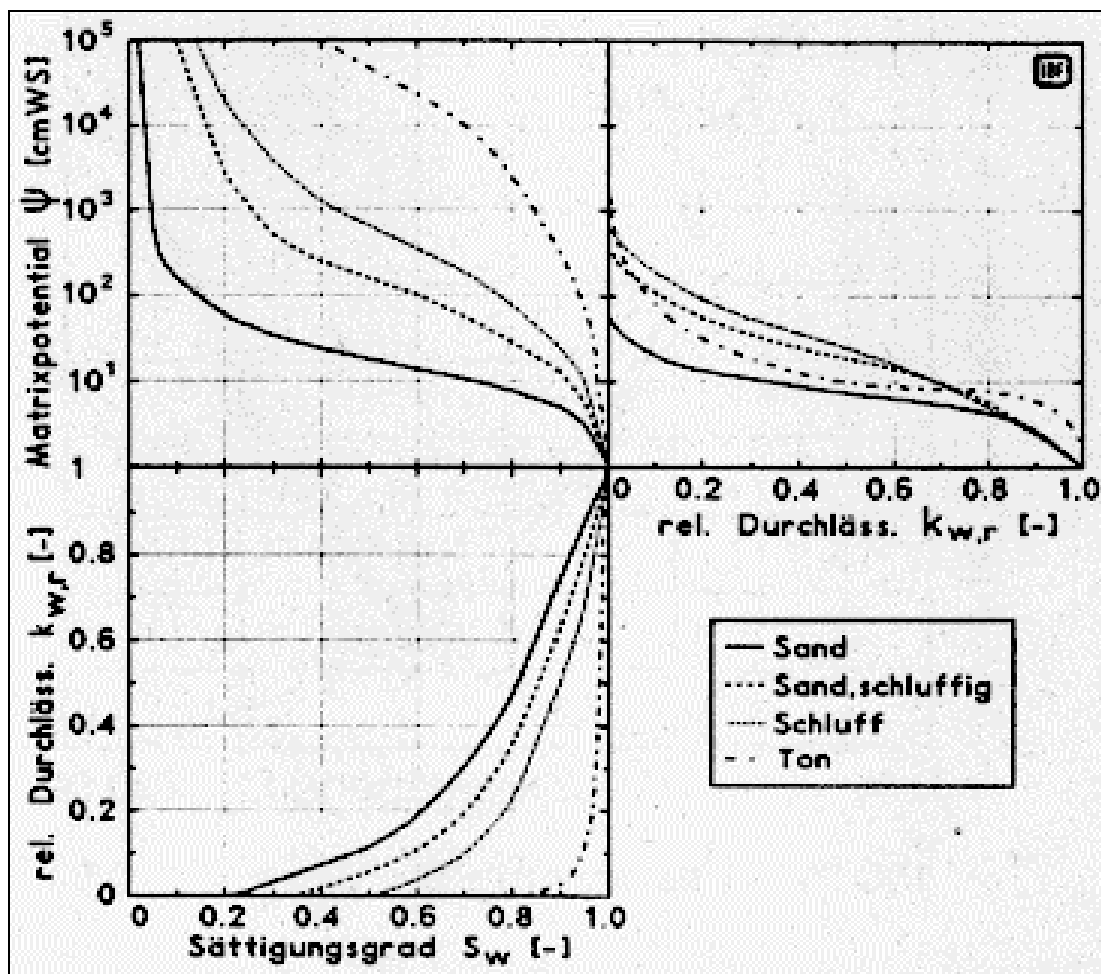


Abb. 2.1-8 Beziehung zwischen Wasserspannung (Matrixpotential), Sättigungsgrad und ungesättigter Durchlässigkeit $k_w(S_w)$ bei einem Sand, einem schluffigen Sand und einem Schluff

Abb. 2.1-8 zeigt schematisch für die Bewegung von Wasser (Einphasenströmung) im ungesättigten Boden den Zusammenhang zwischen dem Sättigungsgrad, der Wasserspannung und der ungesättigten Durchlässigkeit für vier verschiedene Sedimente.

Am Beispiel der Entwässerung eines gesättigten Bodens (Dränage) kann die Bewegung von Wasser im teilgesättigten Boden verdeutlicht werden. Betrachtet man einen gesättigten Boden der, z. B. durch eine plötzliche Grundwasserspiegelabsenkung entwässern kann, so steht der Wasserbewegung zunächst der gesamte Porenraum zur Verfügung; die relative Durchlässigkeit beträgt $k_{w,r}(S_w) = 1$, ein Matrixpotential existiert noch nicht. Bei fortschreitender Entwässerung sinkt der Sättigungsgrad, was eine Verringerung des zur Verfügung stehenden Fließquerschnittes bedeutet. Gleichzeitig steigen mit dem Matrixpotential die Kräfte, die das Wasser an die Feststoffmatrix binden. Als Folge dieser Veränderungen sinkt die Durchlässigkeit. Schließlich wird die Residualsättigung erreicht bei unter der Wirkung der Schwerkraft keine Wasserbewegung mehr erfolgt.

Der Beziehung zwischen Wasserspannung (Matrixpotential) und Sättigungsgrad (Abb. 2.1-8) ist zu entnehmen, daß die Bindung des Wassers an die Bodenmatrix stärker wird, je feinkörniger ein Boden ist. So ist beispielsweise bei $S_w = 0,2$ die Wasserspannung des Schluffes um mehr als 2 Größenordnungen höher als die des Sandes.

Die Beziehung zwischen der relativen Durchlässigkeit und dem Sättigungsgrad zeigt, daß mit kleiner werdendem S_w die relative Durchlässigkeit um so stärker abnimmt, je feinkörniger ein Boden ist. Die Residualsättigung (der Sättigungsgrad bei dem keine Wasserbewegung unter der Wirkung der Schwerkraft mehr stattfindet) liegt demzufolge um so höher, je feinkörniger ein Boden ist. In Tonen ist diese Beziehung noch deutlicher ausgeprägt und auch komplizierter. Die Wassersättigung von Tonen variiert über deren Quellvermögen zwischen 60 und 400 %. Die Durchströmbarkeit für Luft ist wegen der kleinen Porenweiten nur auf Risse beschränkt.

2.1.3.4 Bewegung von Luft im wassergesättigten Boden

Neben der alleinigen Strömung von Luft oder Wasser im teilgesättigten Boden (Einphasenströmung) stellt die Bewegung von Luft in wassergesättigtem Boden einen weiteren Sonderfall der Zweiphasenströmung dar. Sie tritt beim Einblasen von Luft in einen Aquifer auf. Um in den Porenraum des wassergesättigten Bodens einzudringen, muß zunächst der kapillare Eintrittswiderstand p_{ke} (oder Eintrittskapillardruck) überwunden werden. Er ist um so größer, je feinkörniger ein Boden ist und je kleiner sein Porenanteil n ist (siehe Abb. 2.1-9).

Luftaufstieg durch die Wirkung des Auftriebs ist allenfalls bei Grobsand und Kies zu erwarten (WEHRLE, 1990). Ausgehend von einer Luftquelle (z. B. einer Einblaslanze) entscheidet die Wegigkeit mit dem geringsten kapillaren Eintrittswiderstand über das Einsetzen einer Luftströmung. So können vergleichsweise gut durchlässige Schichten oder sogar einzelne Grobporen den gesamten Luftstrom aufnehmen. Vergleichsweise gering durchlässige Schichten können dagegen als Sperrschichten wirken. Eine gleichmäßige Strömung durch die Mehrzahl aller Poren ist nicht zu erwarten.

Die Angabe von Durchlässigkeiten für diesen Fall ist wegen der besonderen Bedeutung von Inhomogenitäten nicht möglich bzw. nicht sinnvoll.

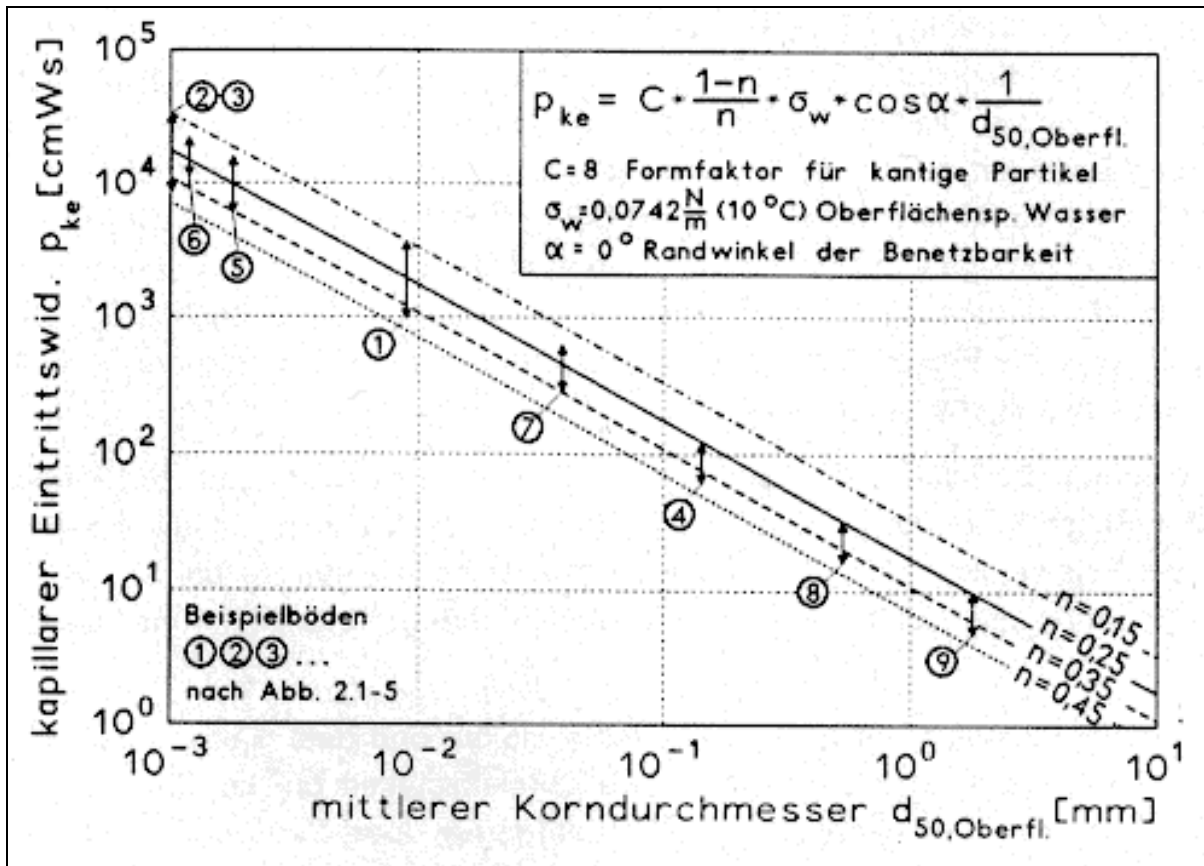


Abb. 2.1-9 Kapillarer Eintrittswiderstand für Luft in wassergesättigten Boden

Dem **Lufttritt in einen wassergesättigten Boden** steht der **kapillare Eintrittswiderstand** p_{ke} entgegen. Für ein homogenes Porengefüge kann p_{ke} nach der hier dargestellten Beziehung (nach SCHUBERT, 1972) abgeschätzt werden. p_{ke} steigt mit abnehmendem Korndurchmesser $d_{50,Oberfl.}$ und abnehmendem Porenanteil n ($d_{50,Oberfl.}$ bezeichnet den Korndurchmesser, der den Boden bzgl. seiner inneren Oberfläche in gleiche Teile trennt. 50 % der gesamten inneren Oberfläche werden von der Fraktion $< d_{50,Oberfl.}$ gebildet, 50 % von der Fraktion $> d_{50,Oberfl.}$). Lufttritt kann allerdings durch einzelne Grobporen schon unter sehr viel geringerem Druck stattfinden. Das Diagramm kann sinngemäß auch für andere Medien (z.B. Öl in Wasser) angewendet werden. Dafür sind die entsprechenden Werte für die Grenzflächenspannung r und den Randwinkel der Benetzbarkeit α einzusetzen.

2.1.4 Grundwasserhaushalt und Hydraulik: Grundlagen

Aufbauend auf die Erläuterung einiger bodenphysikalischer Grundlagen und hydrogeologischer Begriffe in den vorangegangenen Kapiteln werden die unterirdischen Abschnitte des Wasserhaushaltes erläutert. Ziel ist die Beschreibung vorliegender Schadstoffausbreitungen und in der Folge die Erstellung eines hydraulischen Sanierungskonzeptes. Vorwiegend Strömungsmodelle, aber auch Transportmodelle tragen heute wesentlich zur Beschreibung und zum Verständnis der Stoffausbreitung im Grundwasser bei.

Wasser gelangt über Versickern von Niederschlagswasser und über Infiltration aus Oberflächengewässern in den Untergrund. Abb. 2.1-10 veranschaulicht einige Begriffe.

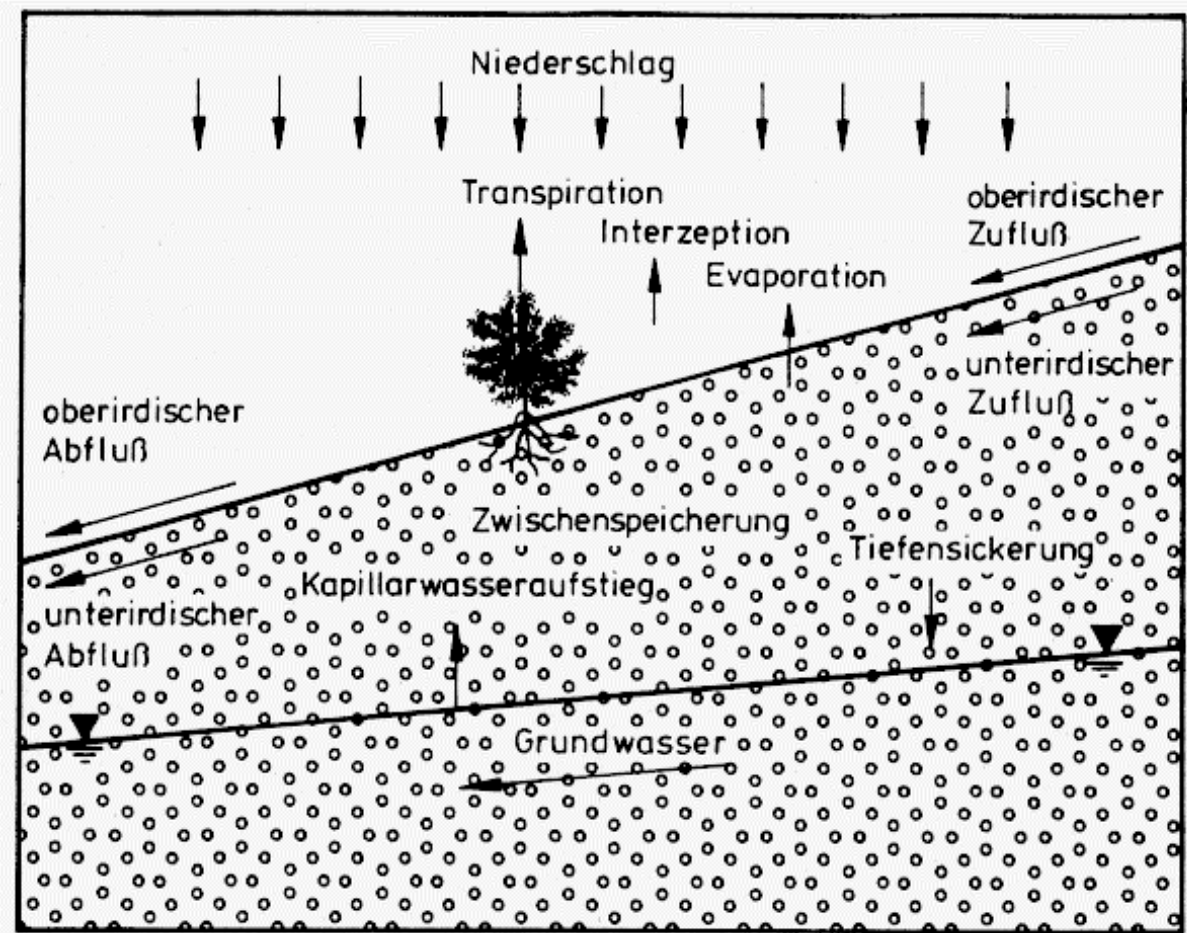
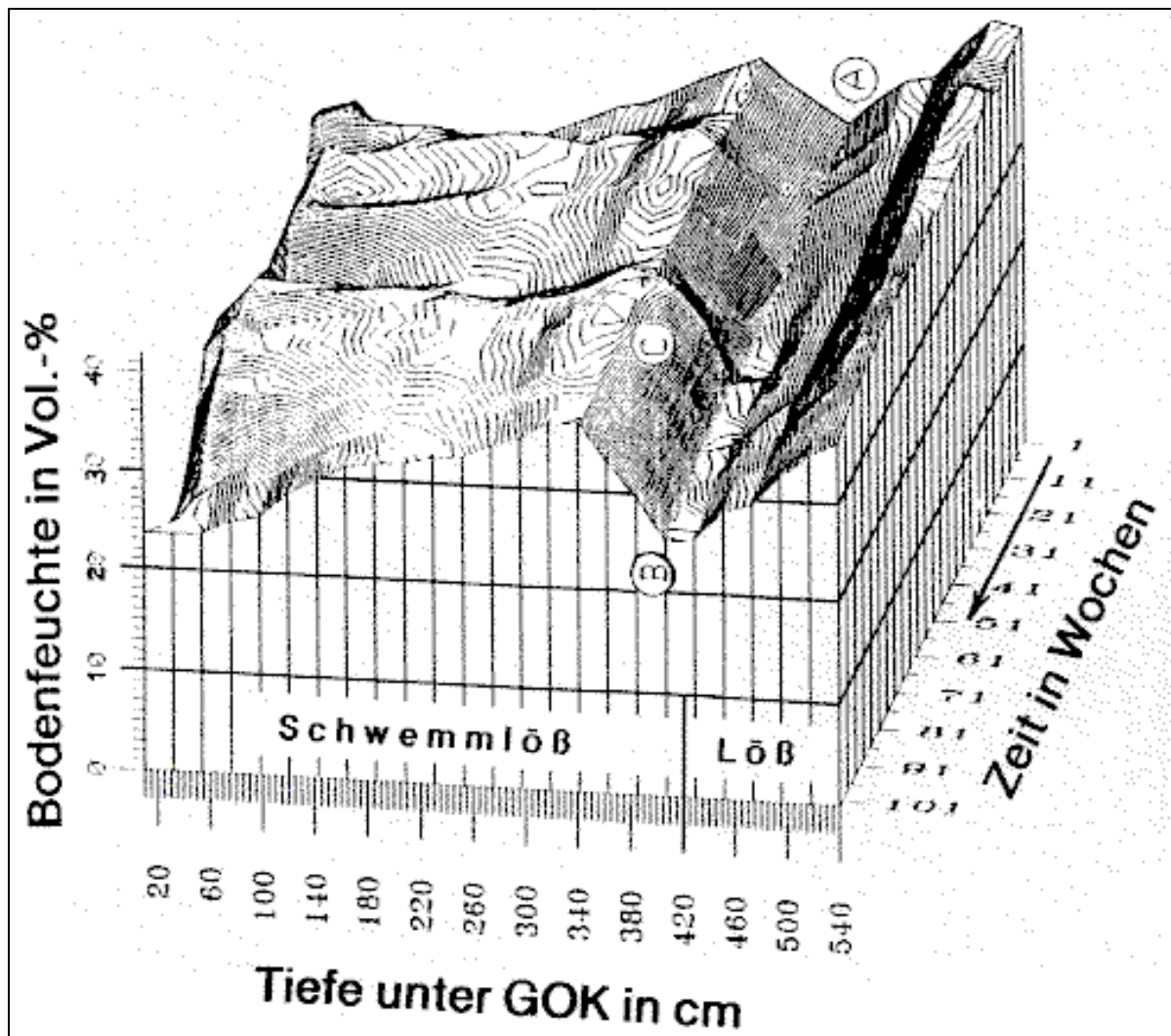


Abb.2.1-10 Schema des Bodenwasserhaushaltes.

Die Korngrößenverteilung und die Lagerungsdichte bestimmen in Lockersedimenten Form und Anteil der Porenhöhlräume. Das Gesamtporenvolumen setzt sich aus dem Haftwasser-raum und dem **Nutzporenraum** zusammen. Letzterer steht für die Wasserbewegung zur Verfügung. Bei Poren lassen sich Unterschiede in der Größe und zusammenhängenden Länge treffen. Sogenannte **Makroporen** (Risse, Röhren und Wurzelgänge) erlauben schnelle Infiltration (und damit Stofftransport). Im bebauten Gebiet erfolgt der schnelle **Abfluß entlang benetzbarer Oberflächen fester Gegenstände** (Tanks, Fundamente). Die volle Durchfeuchtung des Matrixporenanteils dauert länger, Sickerfronten bilden sich erst nach Überschreiten der Feldkapazität aus.

Wasser durchsickert eine **ungesättigte Bodenzone** nicht nur vertikal, sondern auch mit lateraler Komponente. In Abhängigkeit vom Aufbau unterschiedlicher Sedimente kommt es zu Stau- und Dräneffekten. Diese Effekte der Bodenfeuchteänderung über die Zeit sind für ein 5 m tiefes Bodenprofil in Abb. 2.1-11 dargestellt (BOHLEBER, 1992). Deutlich unterscheidet sich der obere (feuchte) Schwemmlöß vom tieferen Löß, dessen Wassergehalt zum Wasserspiegel hin wieder ansteigt (Kapillarwasserraum oder -saum). Der Wasserspiegel selbst befindet sich unterhalb 5,4 m.



Wassergehalte in einem 5,4 m tiefen Lößprofil über 2 Jahre (Neutronensondenmessungen). Löß wird von feinkörnigerem Schwemmlöß mit höheren Wassergehalten überlagert. Die Grenze liegt 4,2 m unter GOK (A). Unterhalb dieser Grenze steigt der Wassergehalt mit zunehmender Tiefe bis 5,4 m wieder an: Es handelt sich um den Kapillarbereich eines Stauwasserkörpers. Über zwei trockene Jahre (1990/91) kommt es zu einem Absinken des Wasserspiegels und des Kapillarsaumes (A - B). Dies wird im tieferen Bereich auch durch die Winterniederschläge (C) nicht mehr ausgeglichen.

Abb. 2.1-11 Tiefenprofil der Bodenfeuchte und deren zeitlicher Variation nach BOHLEBER, 1992

Durch Kapillarkräfte und durch die Verdunstung (Evaporation) kommt es über zusammenhängende wassererfüllte Poren auch zu aufsteigenden Wasserbewegungen. Erst Wasser, welches unter diese sozusagen "horizontalen Wasserscheiden" in die Tiefe gelangt, führt zur Grundwasserneubildung.

Diese und die vorangegangenen Betrachtungen machen deutlich, daß eine in den teilgesättigten Bereich eingedrungene spezifisch leichte Schadstoffphase (z. B. Mineralöl-KW) nur teil-

weise wieder mobilisiert werden kann. Nur in grobporigen Gesteinen (ohne ausgedehnte Kapillarräume) kann bei hydraulischen Sanierungen mit höheren Ausbeuten gerechnet werden.

Die **Grundwasserneubildungsrate** ist ein Maß für jene Sickerwassermenge pro Zeiteinheit und Fläche, die im allgemeinen von der ungesättigten Zone und über Oberflächengewässer ins Grundwasser übertritt. Sie wird für definierte Einzugsgebiete ermittelt und ist von zahlreichen Faktoren gesteuert: Höhe, Art und Verteilung des Niederschlages, Temperatur, weitere für die Verdunstung relevante Klimafaktoren (Wind, Einstrahlung etc.), Topographie, Flächennutzung (Bewuchs, Oberflächenversiegelung), Bodenart, Grundwasserflurabstand, Zwischenabflüsse. Die Neubildung wird über unterschiedliche Methoden bestimmt (dazu: DVWK Schriften, 1982; MATTHESS, UBELL, 1983; HÖLTING, 1991) und liegt in unseren Breiten in der Größenordnung von 10 bis 30 % der Niederschlagsmenge.

Grundlagen der Grundwasserhydraulik

Nach Bernoulli gilt für die Gesamtenergie des Grundwassers

$$\begin{aligned} E_{\text{ges}} &= E_{\text{kin}} + E_{\text{pot}} + E_{\text{hydrostat.}} \\ &= \frac{1}{2}m \cdot v^2 + m \cdot g \cdot z + p \cdot V \end{aligned}$$

woraus sich das Potential und die Energiehöhe ableiten:

$$\text{Potential} \quad \Phi = \frac{1}{2}v^2 + g \cdot z + p/\rho$$

$$\text{Energiehöhe} \quad H = v^2/2g + z + p/\rho g$$

v = Filtergeschwindigkeit (m/s)

p = hydrostatischer Druck ($\text{kg/m} \cdot \text{s}^2$)

z = Bezugshöhe (m)

ρ = Dichte (kg/m^3)

m = Masse (kg)

V = Volumen (m^3)

g = Erdbeschleunigung (m/s^2)

Der kinetische Anteil kann aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers vernachlässigt werden, so daß für die Grundwasserhöhe die Bezugshöhe plus der an diesem Ort vorliegenden Druckhöhe h ausreichend ist:

$$h = z + p/\rho g$$

Bei der Strömung des Grundwassers wird Reibungsenergie abgeführt, so daß die oben definierte Gesamtenergie abnimmt. Diese Abnahme wird durch den Gradienten i definiert, bei dem auf der Weglänge Δl die Druckhöhe um Δh abnimmt (Abb. 2.1-12).

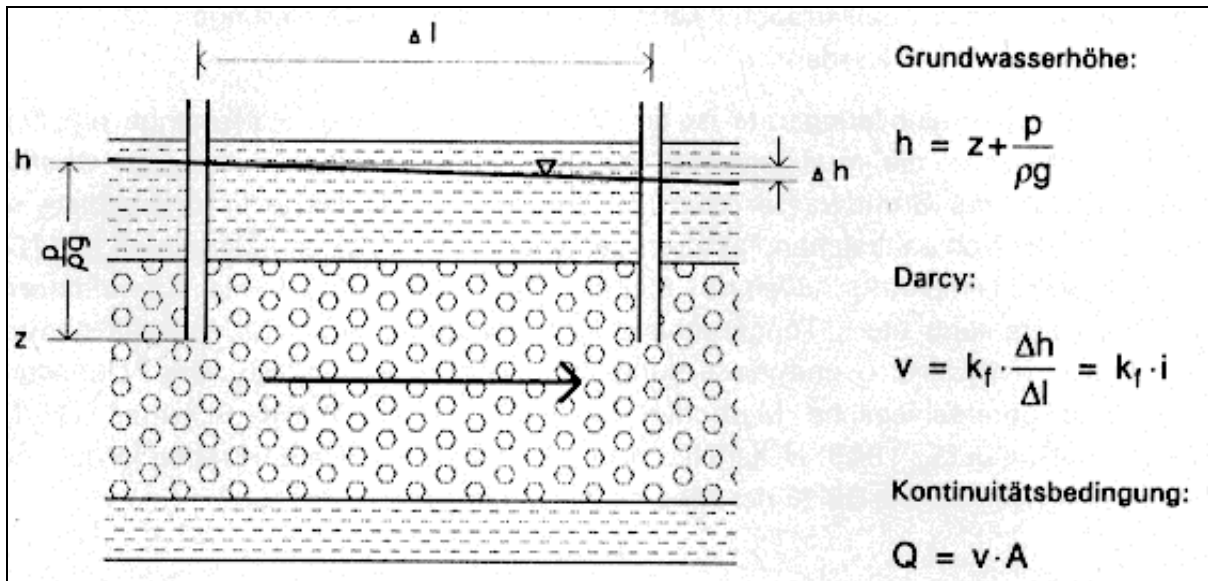


Abb. 2.1-12 Längsprofil eines gespannten Grundwasserleiters

Bei der **Filtergeschwindigkeit** handelt es sich um einen fiktiven Wert, da angenommen wird, daß der gesamte Querschnitt durchflossen wird. Es gilt für gesättigte und laminare Strömung das Gesetz von Darcy:

$$v_f = k_f \cdot i$$

Multipliziert man die Filtergeschwindigkeit mit der durchströmten Querschnittsfläche F , dann erhält man den Volumenstrom

$$Q = v_f \cdot A$$

Um eine **reale Fließgeschwindigkeit**, die als Porengeschwindigkeit v_n bezeichnet wird, zu erhalten, muß durch die effektive Porosität n_{eff} (bzw. nutzbarer Porenraum n_0) geteilt werden.

$$v_n = v_f / n_{\text{eff}}$$

Modellierung der Grundwasserströmung

Ziel für den Anwender ist es, Aussagen über Fließwege, Verweilzeiten und Durchflußmengen zu erhalten. Grundlage dafür sind die Berechnung der Grundwasserhöhenverteilung und der Zu- und Abflußmengen mit Hilfe numerischer Modelle.

- Interpretation des Ist-Zustandes (Kalibrierung);
- Prognose (hydraulische Wirkung von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen);
- Sensibilitätsanalysen (Parameterstudien, worst-case-Analysen).

Zunächst wird ein Modell definiert, in dem die Eingangsdaten aus der Natur in ein numerisches Modell übertragen werden:

- Einteilung in Homogenbereiche, Diskretisierung des Modellgebietes
- Definition der Modellgeometrie, der Durchlässigkeitsbeiwerte und gegebenenfalls des Speicherkoeffizienten
- punktuelle oder lineare Entnahmen/Eingaben (Brunnen)
- flächenhafte Eingabe (Grundwasserneubildung)
- Definition der Randbedingungen: **1. Art:** Festpotential (h); **2. Art:** Zu- und Abflüßmengen (Q); **3. Art:** Leakagekoeffizient (L) und Vorfluthöhe, Sohlhöhe, Sohlfläche.

Darüber hinaus muß zwischen Fällen mit gespannter und freier Grundwasseroberfläche unterschieden werden. Bei einer freien Oberfläche ist zu Beginn die grundwassererfüllte Mächtigkeit nicht bekannt, da diese von der noch zu berechnenden Druckhöhe abhängt. In diesem Fall wird die Mächtigkeit, ausgehend von einem Startwert, iterativ bestimmt.

Entsprechend der Problematik ist das Modell zwei- oder dreidimensional zu konzipieren. Falls vertikale Strömungskomponenten vernachlässigt werden können, reicht ein zweidimensional-horizontales Modell aus. Mehrere Grundwasserleiter können in einem Stockwerksmodell zusammengefaßt werden. Dieses besteht aus übereinanderliegenden zweidimensional-horizontalen Netzen, für die der vertikale Grundwasseraustausch durch einen Leakagekoeffizienten definiert wird. Bereits einfache Beispiele, wie die Ausbildung einer Kieslinse in einem sonst weniger durchlässigen Aquifer, zeigen, daß Strömungskomponenten in drei Dimensionen ausgebildet werden (Abb. 2.1-13).

Es können stationäre und instationäre Zustände betrachtet werden. Im stationären Fall wird lediglich der Zustand gesucht, in welchem die gegebenen Randbedingungen und die Grundwasserhöhen im Gleichgewicht stehen. Im instationären Fall wird dagegen schrittweise die zeitliche Entwicklung von einem Ausgangszustand zu einem Endzustand ermittelt. Häufig reicht es aus, stationäre Strömungen unter extremen Randbedingungen zu berechnen (Variantenstudium).

Die meisten Anwendungsfälle liegen im Bereich der gesättigten Zone eines porösen Aquifers mit laminarer Strömung. In der Natur liegen im allgemeinen inhomogene und anisotrope Durchlässigkeitsverteilungen vor. Die Lösung zur Berechnung der Druckhöhenverteilung beruht auf dem Gesetz von Darcy und der Kontinuitätsbedingung (Abb. 2.1-12). Homogene Verhältnisse können analytisch (kontinuierlich) berechnet werden, ansonsten ist eine Diskretisierung des Modellgebietes erforderlich, die dann eine numerische (diskontinuierliche) Lösung erfordert.

Entsprechend der Diskretisierung werden zwei numerische Lösungen unterschieden. Die Methode der **Finiten-Differenzen** erfordert eine Diskretisierung in Rechteckzellen (z. B. Programm ASM, KINZELBACH, RAUSCH, 1993), wogegen mit der Methode der **Finiten-Elemente** eine Diskretisierung allgemein in Dreieckselemente bzw. für ein 3-D-Modell in Prismen möglich ist (Programm FeFlow, WASY, 1993 oder Programm Sick100, GWK, 1993).

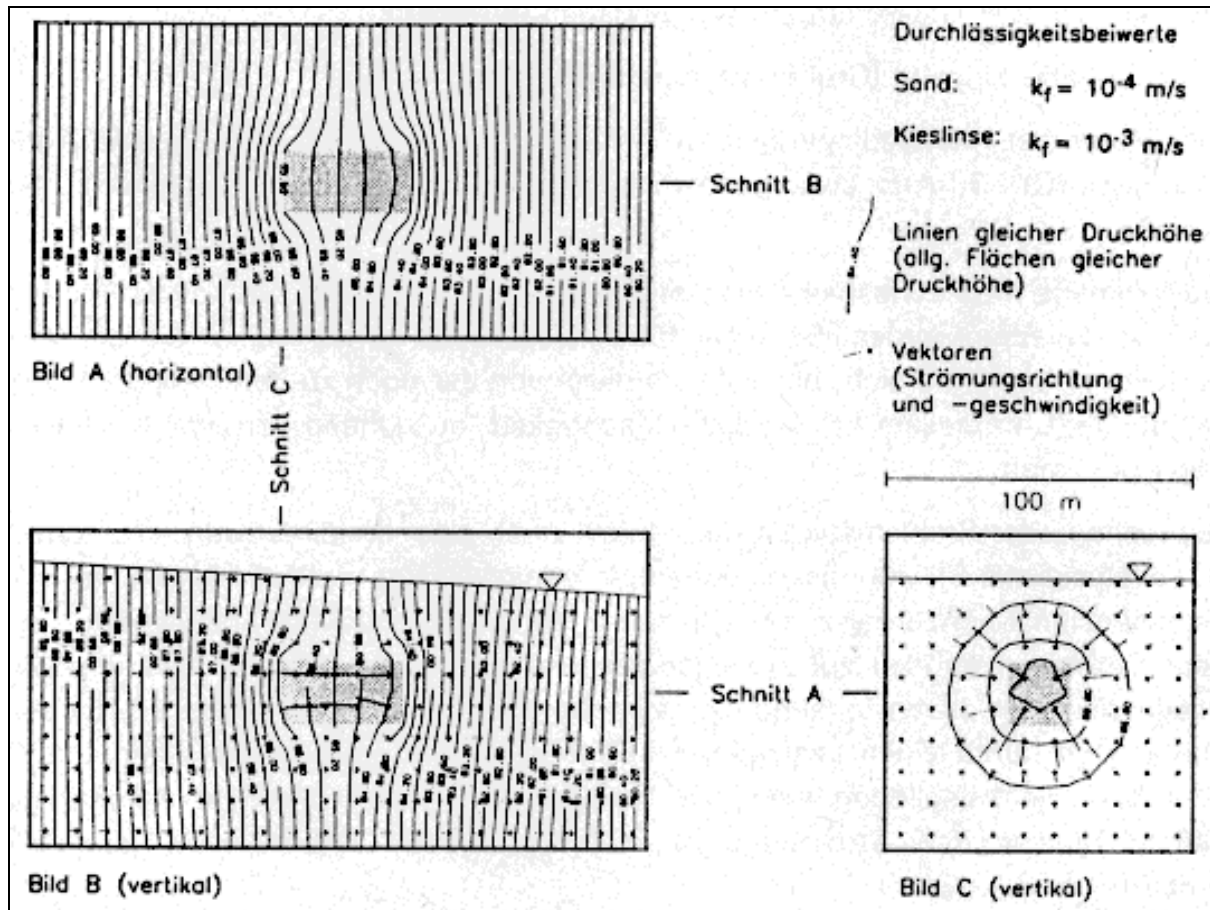


Abb. 2.1-13 Dreidimensionale Modellrechnung Einschaltung einer Kieslinse in einem sandigen Aquifer

Allgemein gibt es Abweichungen zwischen den berechneten und den beobachteten Druckhöhen. Dann ist eine **Kalibrierung** erforderlich, in der die Eingabedaten optimiert werden. Die Kalibrierung erfolgt zumeist manuell; es gibt auch automatische Verfahren, in denen durch eine Inversionsrechnung die Durchlässigkeitsbeiwerte angepaßt werden können. Die Bewertung der Modellrechnungen erfolgt über die Darstellung von Grundwassergleichenplänen, Bahnlinien, Geschwindigkeitsvektoren und Mengenbilanzierungen.

Bei der Berechnung der instationären Strömung besteht zusätzlich die Möglichkeit der Darstellung von Ganglinien für bestimmte Orte, die mit gemessenen Ganglinien (Abb. 2.1-14) verglichen werden können.

Typische Beispiele für die Anwendung einer Modellierung sind Untersuchungen

- zur hydraulischen Effektivität von Sicherungs- und Sanierungskonzepten,
- zur Abgrenzung der Einzugsgebiete von Wasserwerken,
- zur zukünftigen Schadstoffausbreitung (z.B. Abstrombereiche von Altlasten),
- oder zur Uferfiltration (Wassergewinnung, Hochwasserereignisse).

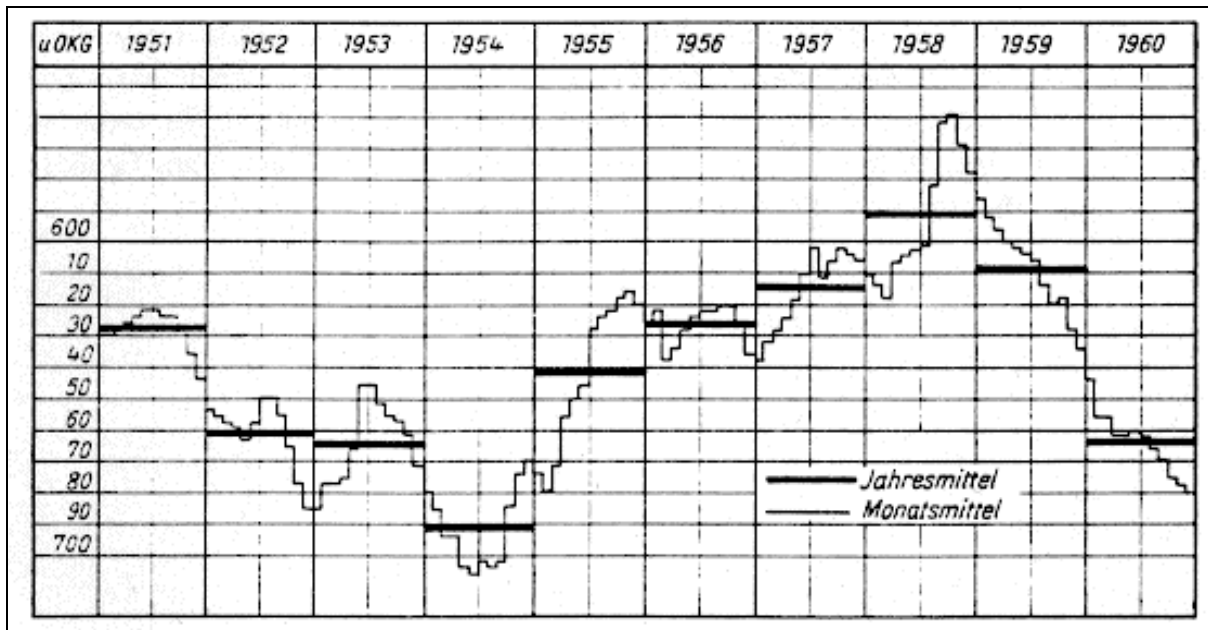


Abb.2.1-14 Ganglinie von Grundwasserständen über 10 Jahre (BUSCH, LUCKNER, 1974).
Angaben in cm unter Oberkante Gelände

Für die meisten Fragestellungen reicht die Berechnung der Grundwasserströmung aus. Diese schließt den konvektiven Transport (Porengeschwindigkeit) mit ein, der in Form von Bahnlinien dargestellt werden kann. Soll die hydrodynamische Dispersion mitberücksichtigt werden (Verdünnungseffekte), so wird zusätzlich ein **Transportmodell** angewendet. In komplexen Systemen kann auch das **chemische Gleichgewicht** modelliert werden. Eine Koppelung des Gleichgewichtsmodells mit einem Transportmodell ist prinzipiell möglich, aber sehr rechenintensiv (z.B. WALTER et al., 1993).

2.1.5 Grundwasserbeschaffenheit

Im natürlichen Grundwasser sind stets eine Reihe von Stoffen gelöst. Die Hauptinhaltsstoffe des Grundwassers:

Kationen	Natrium, Kalium, Ammonium, Magnesium, Calcium, Mangan, Eisen
Anionen	Chlorid, Sulfat, Nitrat, Hydrogenkarbonat
Gelöste Gase	Kohlendioxid, Sauerstoff, Stickstoff
Undissoziierte Stoffe	Kieselsäure

Die Konzentrationen der genannten Stoffe liegen im Bereich von mg/l bis g/l. Daneben können aber auch komplexierte Stoffe und zahlreiche organische Substanzen, z. B. Huminstoffe, im Grundwasser enthalten sein.

Die Löslichkeit der Gase ist umgekehrt proportional zur Temperatur und abhängig vom Salzgehalt. So enthält beispielsweise sauerstoffgesättigtes Wasser 8 bis 12 mg O₂/l. Der tatsächliche Sauerstoffgehalt wird von dessen Eintrag und Verbrauch (z. B. aerobe Zersetzung organischer Stoffe) bestimmt.

Die **spezifische elektrische Leitfähigkeit** ist ein Maß zur Beurteilung der Gesamtmineralisation einer Wasserprobe. Ihr Zahlenwert in $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei $20\text{ }^\circ\text{C}$ entspricht überschlägig der Gesamtionenkonzentration in mg/l . Die Erfassung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit ist besonders geeignet, wenn mittels vieler Einzelmessungen die zeitliche oder räumliche Variation anorganischer Wasserinhaltsstoffe ermittelt werden soll, zum Beispiel bei Pumpversuchen oder Sanierungsmaßnahmen. Größenordnungsmäßig ergeben sich folgende Leitfähigkeiten:

Flüssigkeit	Spezifische elektrische Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Regenwasser	5 bis 30
Grundwasser	> 30
(Mineralwasser)	> 1000
Meerwasser	45000 bis 55000

Anthropogene Beeinflussungen wie der Zutritt von Deponiesickerwässern führen zur "Aufhärtung" des Grundwassers. Die **Temperatur** des Grundwassers in Oberflächennähe entspricht etwa dem jährlichen Mittelwert der Lufttemperatur, in Mitteleuropa liegt diese etwa bei 8 bis $12\text{ }^\circ\text{C}$. Zeitliche Schwankungen der Grundwassertemperatur sind mit $0,5$ bis $1\text{ }^\circ\text{C}$ in der Regel sehr gering. Stärkere Abweichungen deuten meist auf geringen Flurabstand, rasche Zufuhr von Oberflächenwasser, zum Beispiel in Kluft- oder Karstgrundwasserleitern, oder menschlichen Einfluß hin. Bedingt durch den Einfluß der Erdoberfläche und des Wetters, als auch durch den Zustrom warmer Tiefenwässer oder kalter Oberflächenwässer kommt es zu Temperaturschichtungen.

Bei **geochemischen Reaktionen** in aquatischen Systemen sind Säure-Base Reaktionen, Redox-Reaktionen, Lösungs-/Fällungsreaktionen, Sorption/Desorption, Gas-Wasser-Reaktionen sowie Komplexe und Ionenpaare bestimmend. Diese Reaktionen sind (besonders bei Schadensfällen mit organischen Substanzen) auch durch mikrobiologische Prozesse bedingt.

Bei Sauerstoffmangel können anaerobe Fäulnisvorgänge bis hin zur Bildung von Schwefelwasserstoff einsetzen. Das heißt, Wässer in Sedimenten mit hohen Anteilen organischer Substanz enthalten kaum freien Sauerstoff. Bei Anwesenheit von Sauerstoff kommt es umgekehrt zum Abbau der Organik und z. B. zur Oxidation von Eisen und Mangan und deren Ausfällung als Hydroxide.

Während der Bodenpassage wird Wasser mit Kohlensäure angereichert. In natürlichen Wässern besteht ein Gleichgewichtssystem der Kohlensäure und ihrer Ionen. Dieses kann durch die Verteilung von CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} bei unterschiedlichen pH-Werten beschrieben werden.

Der **pH-Wert** beeinflusst die Löslichkeit vieler Elemente und Verbindungen, vor allem der Carbonate. Im **Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht** wird mit dem "**Sättigungsindex**" oder der "**Pufferkapazität**" beschrieben, ob ein Wasser kalkaggressiv ist, oder ob es Kalkabscheidungsstendenz besitzt. Zu Lösung oder Ausfällung kommt es bei der Bewegung in der ungesättigten Zone und im Aquifer, beispielsweise bei der Mischung verschiedener Grundwässer, oder im Zuge der Wasseraufbereitung. Neben der Kohlensäure sind auch organische Säuren und Schwefelsäure (z.B. aus der Verwitterung von Pyrit und anderen Sulfiden) bedeutsam.

Mit dem **Redoxpotential** (E_H -Wert in V oder p_e -Wert) wird die elektrische Potentialdifferenz zwischen einer betrachteten Wasserprobe und der sogenannten Normal-Wasserstoffelektrode beschrieben. In einem **reduzierenden Milieu** liegen im Stabilitätsbereich von Fe II-Wässer mit pH-Werten unter 8,2 und E_H -Werten zwischen 0,8 und -0,3 V vor. Unterschiedliche Milieus können in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander auftreten. So bildet sich beispielsweise in geringdurchlässigen Sedimenten oder gar in einzelnen Poren mit Anteilen organischer Substanz unter Sauerstoffzehrung **ein anaerobes Milieu** aus. In einem benachbarten Kieskörper kann gleichzeitig sauerstoffreiches Wasser für ein **aerobes** und somit oxidierendes Milieu sorgen. Organische Substanz ist wohl das wichtigste Reduktionsmittel in natürlichen Systemen.

Auslöser von hohen bzw. niedrigen Redoxpotentialen (DVWK Schriften, 1982):

Hohe Redoxpotentiale	Niedrige Redoxpotentiale
Gelöster Sauerstoff	Organische Verbindungen
Nitrat	Ammonium
Sulfat (bedingt)	Hydrosulfid
	Eisen-II
	Mangan-II

Infolge von Oxidations-Reduktionsprozessen (die immer gekoppelt sind) kann sich das Redoxpotential im Grundwasser verschieben. Das Redoxpotential bestimmt mit dem pH-Wert (Hydrolysegleichgewicht) die **Stabilitätsbereiche von Metallionen**, die in verschiedenen Oxidationsstufen vorkommen (zu Schwermetallen siehe Kapitel 2.2 und 2.4). Diese Stabilitätsbereiche von Ionen und Mineralphasen lassen sich in E_H /pH-Diagrammen darstellen. Ein solches (POURBAIX-) Diagramm gibt Auskunft darüber, bei welchem pH-Wert und unter welcher Spannung feste oder gelöste Phasen stabil sind.

Als Beispiel hierfür sei ein Diagramm für Eisen unter der Anwesenheit von Sulfat- und Hydrogenkarbonationen hervorgehoben. Das Eisen tritt bei niedrigem E_H -Wert (reduzierte Bedingungen) als gut lösliches Eisen-II (Fe^{2+}) auf. Bei Erhöhung von E_H , oder pH wird es zum Eisen-III (Fe^{3+}) oxidiert und fällt als Eisenhydroxid bzw. -oxidhydrat aus. Abbildung 2.1-15

zeigt die Stabilitätsfelder für Eisen. Eisenbakterien sind in einem breiten Milieubereich aktiv (KUNTZE, 1978), was besonders bei Sanierungsbrunnen und -Dränagen durch zumindest regelmäßige Inspektion berücksichtigt werden muß.

Die exakte Messung des Redoxpotentials ist aufwendig und muß vor Ort durchgeführt werden. Es besteht die Möglichkeit, über Laboranalysen entsprechend entnommener und konservierter Proben das Milieu abzuschätzen oder über pH-Wert, Temperatur und Ionengehalte das Redoxpotential zu berechnen.

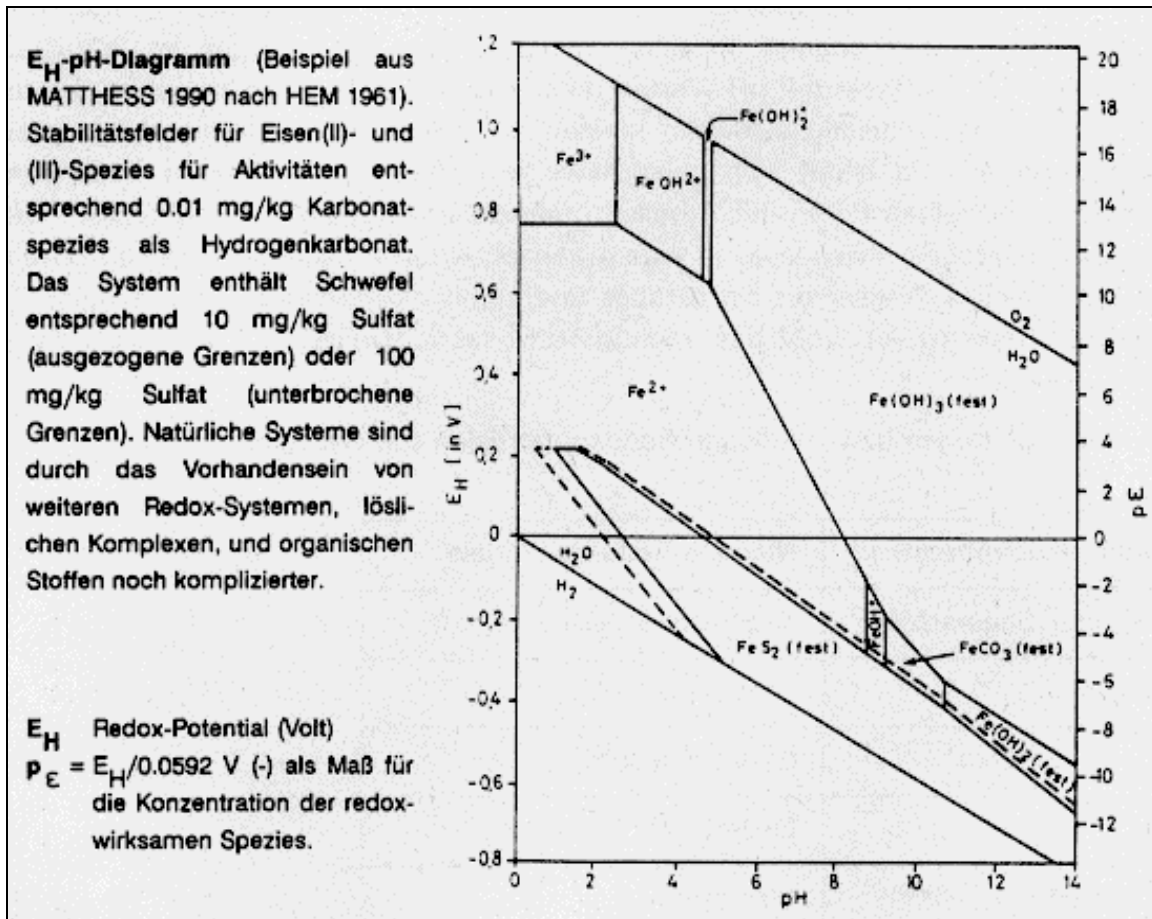


Abb. 2.1-15 Stabilitätsfelder im System Fe-H-O-C-S bei 25° und 101.324 kPa

Entscheidend für die Stabilitäten sind die gegebenen Randbedingungen von Druck, Temperatur und Lösungsgenossen. Diese können nie allumfassend in einem Diagramm dargestellt werden. **Geochemische Rechenmodelle** helfen bei der Beschreibung von Zuständen und Prozessen in aquatischen Systemen. Die Modellierung erfolgt auf Basis der Gleichgewichtsthermodynamik. Die Qualität der Ergebnisse ist über die sehr umfassend benötigten Datengrundlagen bestimmt. Modelle (wie beispielsweise PHREEQE: DVWK-Schriften 100, 1992) tragen zum Verständnis des Schwermetalltransports bei.

Umfangreiche Erklärungen, Grundlagen und weiterführende Literatur zur Wasserchemie oder zur Hydrochemie der Grundwässer sowie zum Stofftransport und zur Grundwasserbeprobung finden sich in: DIN 4021; Matthes 1990b; NIELSEN, 1991. Von den DVWK-Schriften seien hier noch die Bände Nr. 58, 80, 83, 98 und 104 und die DVWK-Regeln 128/1992 hervorgehoben.

2.1.6 Transportvorgänge im Untergrund

In den vorangegangenen Abschnitten standen die Strömung und deren Grundlagen sowie die anorganischen Wasserinhaltsstoffe im Mittelpunkt. In diesem Abschnitt werden in allgemeiner Form Transportvorgänge bei der Bewegung von Wasser und Gas in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter angesprochen. Auf den Transport von Schadstoffphasen wird in der Folge in Kapitel 2.3 eingegangen.

Die Bewegung von Wasser und Gas in der ungesättigten Zone ist von deren Porenraum und dem Feuchtegehalt abhängig. Auf dem Weg durch den organischen Boden nimmt Sickerwasser organische Stoffe und CO_2 auf (Kap. 2.1.5). Während des Weitersickers kommt es zu verstärkten **Lösungs- und Austauschprozessen** und zur **Filtration**. **Verdünnung** tritt während des Versickers und in gesättigter Strömung ein. Bei Verdunstung und aufsteigender Wasserbewegung kommt es zur Ausfällung gelöster Stoffe. Bedingt durch Wechselwirkungen mit organischen und oxidischen festen Phasen sowie mikrobiologischen Prozessen sind die Vorgänge in der ungesättigten Zone nur sehr schwer quantifizierbar.

Gase (N_2 , O_2 , CO_2 und H_2O und Spurengase) dringen über die Atmosphäre in den Boden oder steigen aus tieferen reaktiven Bereichen auf. In bereits gelöster Form gelangen vor allem CO_2 und HCO_3^- Ionen aus dem humushaltigen Oberboden ins Sicker- und Grundwasser. Über Schwankungen des Luftdruckes, der Temperatur und des Grundwasserspiegels kommt es zu In- und Exhalationen in der ungesättigten Zone. Temperaturunterschiede bewirken Verdunstung oder Kondensation von Wasser. In Gasphase konvektiv und diffusiv transportierte Stoffe treten mit der festen Bodenmatrix indirekt über deren Haftwasserfilm in Wechselwirkung. Über die Diffusion stellen sich Verteilungsgleichgewichte (für Wasser, Ionen oder organische Phasen) zwischen Wasser und Feststoff sowie zwischen Wasser und Bodenluft ein.

Die Ausbildungen von Sedimentstrukturen und Inhomogenitäten unterschiedlicher Dimensionen (Abb. 2.1-16) bestimmen das Fließen und den Stofftransport. Im Mikrobereich sind es die Intergranularräume (und der Feinstkornanteil), im Mesobereich sind es Sedimentkörper wie Rippeln und Linsen, und im Großraum sind es Sedimentbereiche, wie beispielsweise Rinnenfüllungen, Schichten, oder Dünen. Zu den sich überlagernden **hydrodynamischen Prozessen** (Konvektion, Dispersion und Diffusion) kommen unterschiedliche Reaktionen (z. B. Abbau, Abb. 2.1-17).

Unter **Konvektion** versteht man den Transport der gelösten bzw. suspendierten Stoffe mit der Wasserströmung. Im allgemeinen wird dabei von laminarem Fließen und der Gültigkeit des Darcy-Gesetzes ausgegangen. Maßgeblich ist die Porengeschwindigkeit v_n (siehe Kapitel 2.1.4).

Die **mechanische Dispersion** ist ein Verteilungsprozeß, der durch die unterschiedlichen Transportgeschwindigkeiten, Weglängen und Fließrichtungen im Porenraum bewirkt wird.

Die **molekulare Diffusion** sorgt aufgrund der BROWNschen Molekularbewegung für eine Ausbreitung von Stoffen entsprechend einem Konzentrationsgefälle. Sie findet auch in unbewegter Flüssigkeit statt und ist besonders beim Transport durch Tone und bei der Ausbreitung gasförmiger Stoffe von größerer Bedeutung. Bei der Feldbeobachtung von Konzentrations-

signalen (z. B. bei Tracerversuchen) wird die Diffusion verallgemeinernd mit der Dispersion als **hydrodynamische Dispersion** zusammengefaßt.

Die **Retardation** erfolgt durch Adsorption und Desorption. Die Adsorbierbarkeit beinhaltet die Vorgänge des Austausches und der Oberflächensorption, die in den folgenden Kapiteln eingehend erläutert sind.

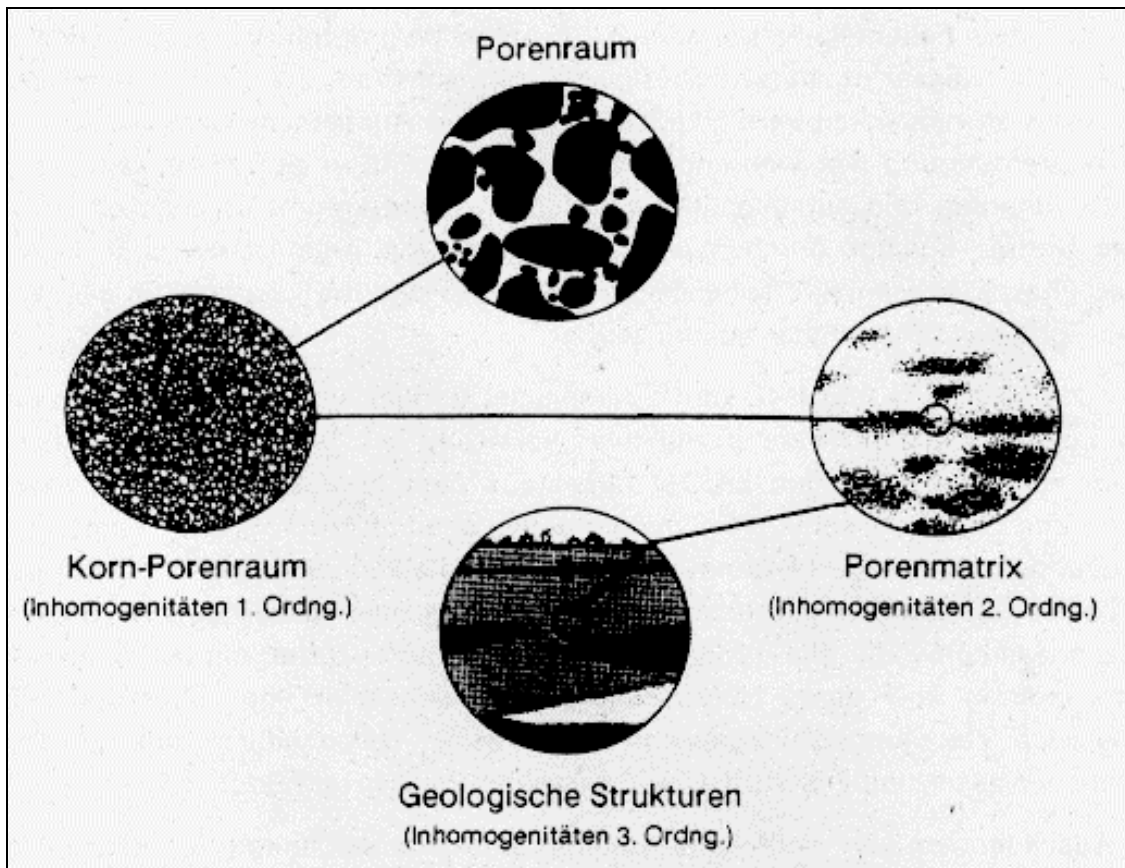


Abb. 2.1-16 Inhomogenitäten eines Porengrundwasserleiters. Die unterschiedlichen Betrachtungsebenen machen den Einfluß auf die hydrodynamische Dispersion deutlich (nach SPITZ, 1985; KOBUS, et al., 199_2).

Eine bedeutende Rolle für die Adsorption unpolarer organischer Stoffe hat der Anteil an organischer Substanz im Untergrund. Organisches Material liegt in der ungesättigten Zone und im Aquifermaterial als natürlicher Bestandteil in großer Vielfalt und zum Teil stark inhomogen verteilt vor. Unpolare Moleküle werden besonders von Torflagen oder Holz- oder Kohleresten sorbiert (CORNEL, 1983). Auch Partikel, Kolloide und organische Makromoleküle (z. B. Huminsäuren) wurden als Sorbens erkannt. Der organische Anteil wird bei Feststoffen als FOC in Gewichtsprozent an der Trockensubstanz und bei Flüssigkeiten als TOC oder DOC in mg/l angegeben.

Tonmineralen kommt große Bedeutung für den Kationenaustausch zu. Die inneren Oberflächen von Tonen können mehrere Zehn bis zu mehrere Hundert m^2/g betragen. Die Oberflächensorption vollzieht sich im Zwischengitterraum von Dreischichttonmineralen (z.B. Montmorillonit oder Vermiculit) oder an den Partikeloberflächen von Zweischichttonmineralen (Kaolinit) (zu den Eigenschaften von Tonmineralen siehe JASMUND, LAGALY, 1993).

Sande und Kiese setzen sich vorwiegend aus silikatischen und karbonatischen Komponenten zusammen. Mergel- und Tonsteinkomponenten vermögen Stoffe zu sorbieren. Maßgeblich sind die Kontaktflächen, die Porosität und die Materialien. Zur Vervollständigung sind abschließend oxidisch inkrustierte Sande und Kiese sowie Kluftflächen zu nennen. Ihre anorganisch oder teilweise mikrobiologisch veränderten Oberflächen sind Adsorbens für organische Stoffe und Kationen.

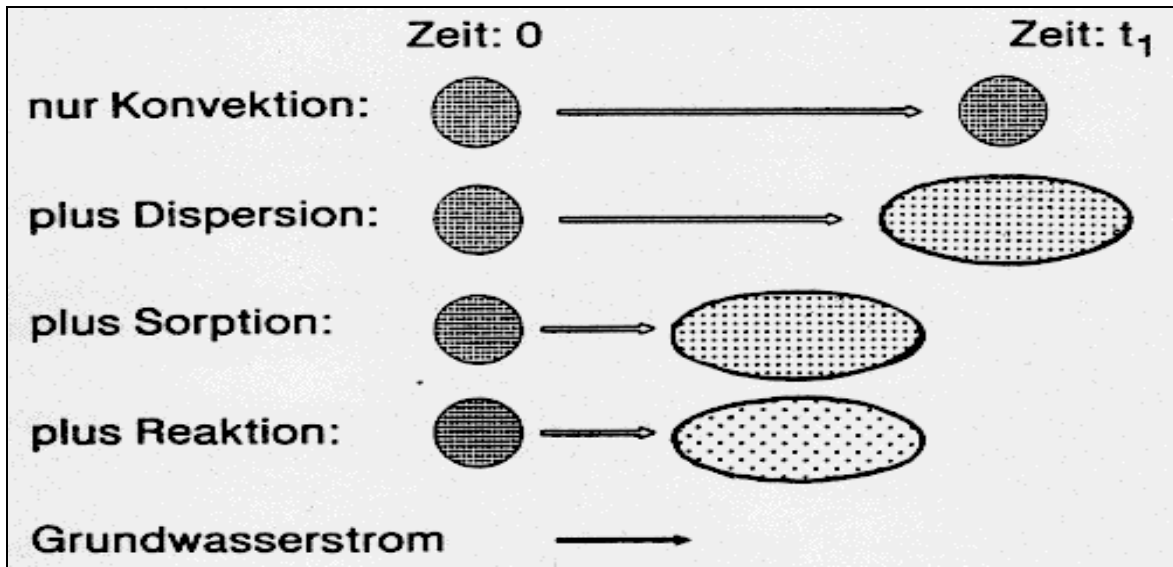


Abb. 2.1-17 Schematische zweidimensionale Darstellung zur Transportgeschwindigkeit von Schadstoffen

2.1.7 Folgerungen aus dem Erkundungsprogramm

An die Ergebnisse der hydrogeologischen Erkundungen werden im Rahmen der Gesamterkundung hohe Anforderungen seitens der Entscheidungsträger gestellt. Über hydrogeologische Größen lassen sich Aussagen machen zur dynamischen Wechselwirkung des Untergrundes (Feststoff, Wasser, Gase) mit den eingetragenen Schadstoffen. Wertvolle Details finden sich in den Kapiteln 2.3 und 2.4. Die Beobachtungsergebnisse sind um so hilfreicher, je intensiver sie mit anderen Informationen verknüpft werden können. Zu diesen zählt vor allem die Vorgeschichte am Standort.

Schadstoffmessungen hydrogeologischer Erkundungen müssen Aussagen zu folgenden Punkten ermöglichen:

- (Aggregat-) Zustände der gespeicherten Schadstoffe und mögliche Wechselwirkungen in Mehrphasensystemen
- Hydrochemie, Milieu, Abbauverhalten und Sekundärprodukte
- Dynamik des zu- und abströmenden Grund- und Bodenwassers
- Feststoffeigenschaften des Untergrundes (Korn- und Hohlraumverteilung, Durchlässigkeiten, Inhomogenitäten, anorgan. und organ. Bestand)
- Verteilung der Kontamination im Schadenszentrum und in benachbarten Bereichen (unterlagerndes geklüftetes Festgestein, Dimension einer Abstromfahne usw.)

- Absehbare oder mögliche Beeinflussung des kontaminierten Bereiches durch künftige Einwirkungen (Überschwemmung, Wasseranstieg und Stoffaustritt, Übertritt in Kanäle und Gebäude, usw.)
- Absehbare oder mögliche Beeinflussung von genutztem oder nutzbarem Grundwasser, einer Vorflut oder anderer Schutzgüter
- Umfang weiterer vorzugebender Beobachtungen (Inhalt und Zeitplan)
- Vergleichende Bestimmung des Wirkungsbereiches unterschiedlicher möglicher Sanierungsmaßnahmen (Vergleich von Kosten, Wirkung und Zeit)
- Angabe von Rahmendaten für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen/Ökobilanz
- Wahl der nötigen und geeigneten Kontrollmethoden
- Art von Messungen, über welche weitere Optimierungen erfolgen können
- Wahl, Dimensionierung und Test von Sicherungs- und Sanierungstechniken
- Ausschreibung technischer Arbeiten und nötiger Begleitmaßnahmen
- Erste Vorgaben zur Bilanzierung und Erfolgskontrolle der späteren Maßnahme
- Erreichbare Sanierungsziele, Aufwände und Zeiten
- Realistische Angaben zu sinnvoll möglichen Folgenutzungen

Umfassende Zusammenstellungen der geogenen Rahmenbedingungen zur Stoffausbreitung finden sich bei DOMENICO, SCHWARTZ, 1990; DVWK-Schriften 98, 1991; KNOX et al., 1993; BARKER et al., 1993 und den Schriften der Environmental Protection Agency (USEPA, 1990 - 1992).

2.2 Umweltrelevante Stoffe und ihre Eigenschaften

Altstandorte bzw. Altlasten zeigen in der Regel ein breites Schadstoffspektrum. Unter der Vielzahl der Stoffe wurden wichtige umweltrelevante organische und anorganische Stoffgruppen ausgewählt.

Organische Verbindungen

- Mineralölkohlenwasserstoffe, Fette und Öle
- Aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe
- Phenole
- Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (z.B. LCKW, FCKW, Brom-KW)
- Mittelsiedende halogenierte Kohlenwasserstoffe (Chlorbenzole, Chlornitroverbindungen)
- Hochsiedende chlorierte aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe (z.B. Polychlorierte Biphenyle (PCB))
- Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
- Ketone, Ester, Aldehyde, Amine, Alkohole
- Organische Säuren
- Tenside
- Weichmacher (z.B. Phthalsäureester, Phosphorsäureester)
- Pestizide (heterogene Stoffgruppe)

Anorganische Verbindungen

- Schwermetalle
- Cyanide

Die Chemikalien wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Häufiges Auftreten in Altlasten. Die Stoffe gelangen über Schadensfälle und diffuse Einträge in den Untergrund oder entstehen als Metabolite abiotischer und biotischer Abbaureaktionen im Untergrund (z. B. Vinylchlorid, organische Säuren),
- hohe Persistenz und hohe toxikologische Relevanz (z. B. Dioxine, Cyanide),
- hohe Eintragsmengen (z. B. Öle und Fette),
- hohen Einfluß auf die Milieubedingungen im Untergrund (z. B. Tenside, Schwermetalle, organische Säuren),
- erhebliches Gefährdungspotential durch großflächige Verbreitung (z. B. Pestizide).

2.2.1 Organische Stoffe: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften

Verwendung

Die **organischen Chemikalien** werden durch ein breites Anwendungsspektrum gekennzeichnet. In den Datenblättern im Anhang sind für wichtige Vertreter aus den oben aufgeführten Stoffgruppen die Hauptanwendungsbereiche und einige mögliche Emissionsquellen aufgeführt. Darüber hinaus wird auf Untersuchungen zur branchentypischen Inventarisierung von organischen Substanzen hingewiesen (z. B. KINNER et al., 1986; NICLAUSS et al., 1989; Kommunalverband Ruhrgebiet, 1989).

Physiko-chemische Eigenschaften

Das Verhalten organischer Chemikalien im Untergrund wird von einer Vielzahl von substanzspezifischen Parametern gesteuert. Mittlerweile sind umfangreiche Datensammlungen erschienen (vgl. u. a. RIPPEN, 1993; WELZBACHER, 1993) und Grunddatensätze für zahlreiche Chemikalien von der chemischen Industrie publiziert (vgl. BEHRENS, 1989; SCHÖN, 1992 und BUA-Stoffberichte). Die wesentlichen verhaltensrelevanten physiko-chemischen Daten der in Diskussion stehenden Chemikalien sind in den Datenblättern im Anhang zusammengestellt und werden im folgenden Textteil bezüglich Ausbreitung, Adsorption, Desorption und Abbau im Untergrund kurz erläutert. Die Datenblätter enthalten darüber hinaus Hinweise auf mögliche Gefahren bei der Sanierung (Brennbarkeit, Explosivität).

Einfluß physiko-chemischer Eigenschaften auf die Ausbreitung

Chemikalien können sich im Untergrund als flüssige Phase, im gelösten und im gasförmigen Zustand ausbreiten. Die Ausbreitung der Chemikalien im Untergrund wird von folgenden komplexen physiko-chemischen Eigenschaften gesteuert:

- Fließeigenschaften flüssiger Schadstoffphasen
- Löslichkeitsverhalten der Schadstoffe
- Flüchtigkeit der Chemikalien (Reinphase oder aus der wäßrigen Lösung)

Im Boden können die Chemikalien gleichzeitig in unterschiedlichen Aggregatzuständen vorliegen. Die Möglichkeit einer Phasenveränderung wird maßgeblich von den Parametern Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit bestimmt (Abb. 2.2-1).

Fließeigenschaften

Die Fließeigenschaften der flüssigen Phasen können im wesentlichen über folgende Parameter beschrieben werden (Abb.2.2-2):

- Dichte
- Viskosität
- Oberflächenspannung

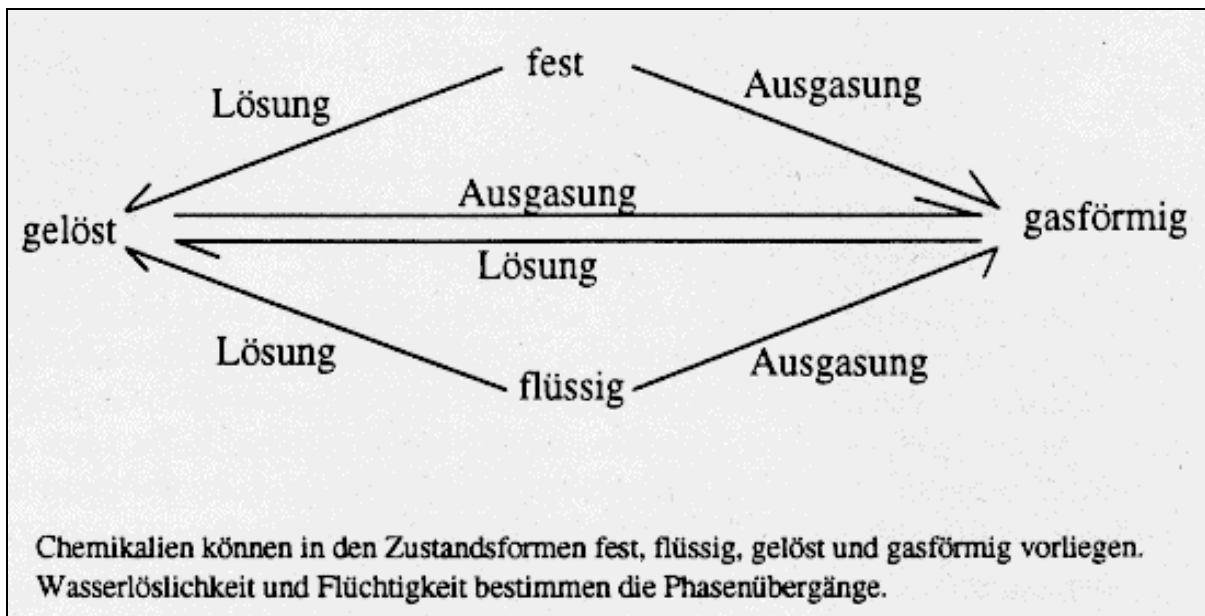


Abb. 2.2-1 Mechanismen der Phasenübergänge

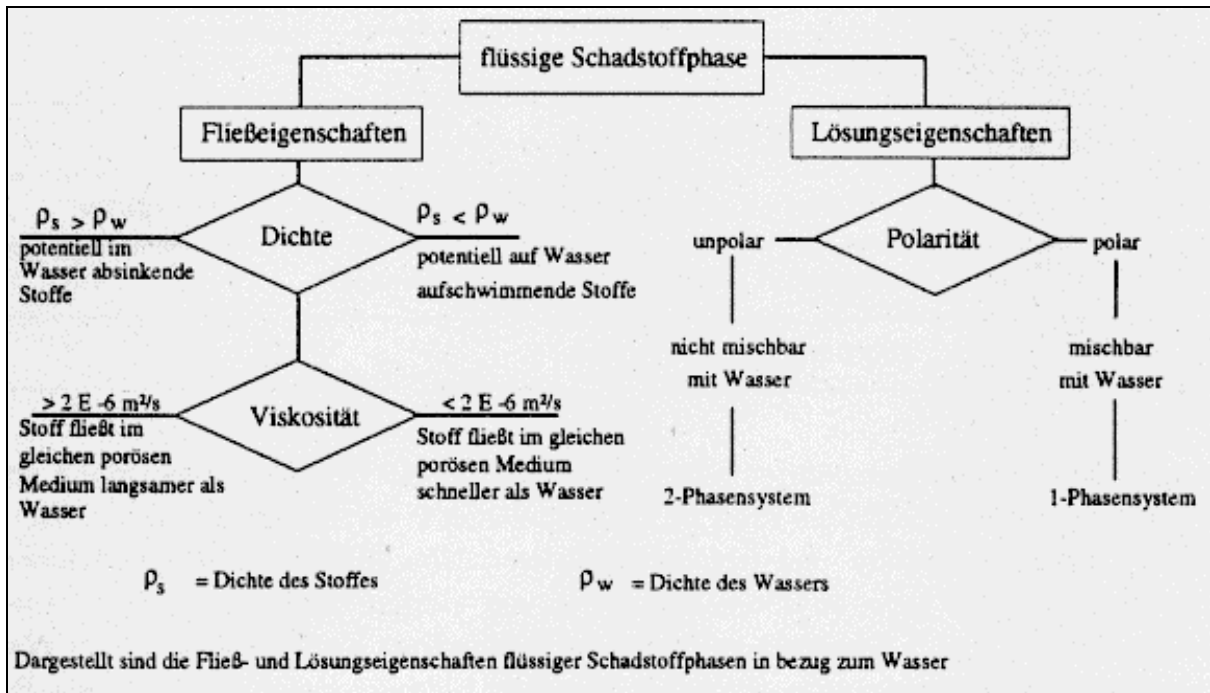


Abb. 2.2-2 Fließ- und Lösungseigenschaften flüssiger Schadstoffphasen

Die **Dichte** beschreibt die Masse des Stoffes, die in der Volumeneinheit enthalten ist und wird in g/cm^3 angegeben. Die Dichte nimmt mit steigender Temperatur ab und mit wachsendem Druck zu. Es ist zu beachten, daß bereits sehr kleine Differenzen in der Dichte von etwa 1 % zu meßbar unterschiedlichen Eindringgeschwindigkeiten führen.

Bei Stoffen, deren Dichte kleiner als Wasser ist, ist die Eigenperkolation auf den luftgefüllten Porenraum beschränkt, da die Wasserfront als Sperrschicht wirkt und ein Weitertransport nur über die gelöste Phase denkbar ist.

Stoffe, deren Dichte größer als Wasser ist, können bei Eintritt in die gesättigte Zone nach Überschreiten der Residualsättigung bis zur Grundwassersohle absinken, was das Ausmaß der Kontamination erheblich vergrößert und Sanierungsmaßnahmen erschwert. Auf der Sohle des Grundwasserleiters können sich diese Stoffe sogar gegen den Grundwasserstrom ausbreiten, wenn der Grundwassertauer ein gegenläufiges Gefälle zur Grundwasserfließrichtung aufweist (vgl. Abb. 2.3-1).

Die **dynamische Viskosität** η ist ein Maß für die Zähigkeit einer Flüssigkeit, die durch die innere Reibung verursacht wird und wird in $\text{Pa} \cdot \text{s}$ ($= \text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) angegeben. Die Viskosität nimmt bei Temperaturerhöhung in allen Flüssigkeiten stark ab.

Der Quotient aus dynamischer Viskosität und Dichte ergibt die **kinematische Viskosität** einer Flüssigkeit. Diese wird in m^2/s angegeben (siehe auch Tab. 2.1-1). Sie ist eine stoffspezifische Größe für die Fließgeschwindigkeit in einem porösen Medium, die es erlaubt die verschiedenen Chemikalien bezüglich ihres stoffspezifischen Verhaltens zu vergleichen. Nach der kinematischen Viskosität (ν) können Flüssigkeiten in folgende Gruppen unterteilt werden (DARIMONT, 1988):

Kinematische Viskositäten (ν)

ν (m ² /s)	Flüssigkeiten, die
$< 2 \cdot 10^{-6}$... schneller oder unwesentlich langsamer fließen als Wasser
bis $30 \cdot 10^{-6}$... wesentlich langsamer fließen als Wasser
$> 30 \cdot 10^{-6}$... zäh fließen (z.B. Rohöle)

Für die Benetzungseigenschaften einer Chemikalie ist die **Oberflächenspannung** von Bedeutung. Sie beschreibt die Kraft pro Längeneinheit in der Oberfläche (Grenzfläche flüssige Phase/Gasphase) und hat die Dimension N/m. Eine geringe Oberflächenspannung führt zu einer besseren Benetzung von inerten Oberflächen. Das Benetzungsverhalten einer Chemikalie im Boden kann allerdings nicht allein aus dem Wert für die Oberflächenspannung abgeleitet werden. Hierbei spielen vielmehr die Beschaffenheit der Oberfläche bzw. die Adhäsionskräfte eine wesentliche Rolle. Die organischen Fluide benetzen die Oberfläche durchweg schlechter als Wasser und werden durch Wasser von vielen festen Grenzflächen im Boden verdrängt (HARTGE, HORN 1991). Die Oberflächenspannung des Wassers ($72,8 \times 10^{-3}$ N/m bei 293 K) wird durch gelöste organische und anorganische Inhaltsstoffe verändert. Zahlreiche organische Substanzen (z.B. langkettige Alkohole, Carbonsäuren und deren Salze) erniedrigen die Oberflächenspannung des Wassers, während anorganische Salze die Oberflächenspannung in der Regel erhöhen. Organische Wasserinhaltsstoffe können daher in Feinstporen angereichert sein, während anorganische Substanzen in weiteren Poren konzentriert sind.

Lösungseigenschaften

Für das Verhalten der Chemikalien im Boden ist die **Löslichkeit in Wasser** eine zentrale Steuergröße. Die Wasserlöslichkeit der Chemikalien nimmt in der Regel mit der Polarität der organischen Verbindungen zu. Sie steigt für feste und flüssige Stoffe mit wenigen Ausnahmen mit steigender Temperatur an. Dagegen nimmt die Löslichkeit von Gasen mit steigender Temperatur ab und wird in Gegenwart von gelösten Stoffen vermindert. Häufig wird die Wasserlöslichkeit organischer Verbindungen und damit die Bedeutung des Transportpfades Bodenwasser unterschätzt. Es wird daher vorgeschlagen, organische Chemikalien nach ihrer Wasserlöslichkeit wie folgt einzustufen:

Stufe	(mg/l bei 20°C)
sehr gering	< 0,01
gering	0,01 bis 1
mittel	1 bis 1000
hoch	> 1000

Auch bei Stoffen geringer Wasserlöslichkeit sind mit der Zeit nennenswerte Schadstofffrachten über Boden- und Grundwasser möglich. Bei mit Wasser nicht mischbaren Stoffen erfolgt die Migration im Boden in einem Mehrphasenfließen, während miteinander mischbare Flüssigkeiten eine einheitliche Phase ausbilden können. Die Migration gelöster oder suspendierter Stoffe erfolgt nach den Gesetzen der Wasserbewegung im Untergrund (vgl. Kap. 2.1). Bei hochkonzentrierten Lösungen (z.B. Solen) kann es aber aufgrund von Dichteunterschieden zur Ausbildung von geschichtetem Grundwasser kommen.

Die Wasserlöslichkeit kann mit Hilfe empirischer Beziehungen aus dem **Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient** (K_{ow} , P_{ow}) berechnet werden (z. B. ISNARD, LAMBERT, 1989). Dieser ist einfach zu bestimmen oder aus der Verbindungsstruktur zu berechnen (LYMAN et al., 1983). Er dient als Maß für die Fettlöslichkeit einer Verbindung und wird wie folgt definiert:

$$P_{ow} = C_{oct}/C_w \quad (C \text{ in mg/l})$$

Häufig wird der P_{ow} -Wert als $\log P_{ow}$ angegeben.

Es ist zu beachten, daß die Wasserlöslichkeit organischer Stoffe durch die Anwesenheit weiterer Wasserinhaltsstoffe erhöht bzw. erniedrigt werden kann. Für die in Diskussion stehenden Chemikalien können vornehmlich kurzkettige Substanzen mit OH-COOH und NH-Gruppen als Lösungsvermittler fungieren. Beispiele für Lösungsvermittler sind Fettsäuren und Alkohole, die auch in unbelasteten Böden in geringen Konzentrationen als mikrobielle Umsetzungsprodukte aus pflanzlichem Material vorkommen können. Auch bei geringer Konzentration eines Lösungsvermittlers können über den Effekt der Zeit erhebliche Schadstoffmengen mobilisiert werden. Dagegen wird die Löslichkeit unpolarer Verbindungen in salzhaltigem Wasser in der Regel erniedrigt (vgl. RIPPEN, 1993, Bd. 1).

Im Bereich von Schadensfällen und Altlasten gelangen komplexe **Schadstoffmischungen** in den Untergrund. Die Wasserlöslichkeit von Substanzen aus diesen Mischungen (z.B. Teeröl) kann nach LANE und LOEHR folgendermaßen berechnet werden (LANE, LOEHR, 1992):

$$C_{iw} = c_{iT} \cdot M_T \cdot S_{iw}$$

C_{iw} = Gleichgewichtskonzentration der Komponente (i) im Wasser (w)

C_{iT} = Gleichgewichtskonzentration der Komponente (i) im Teeröl (T)

M_T = Molekulargewicht des Teeröls

S_{iw} = Löslichkeit der Komponente i im Wasser

Die dargestellte Beziehung beschreibt Gleichgewichtsbedingungen, die im Untergrund häufig nicht angetroffen werden. Im Untergrund kann der Stoffaustausch zwischen Schadstoffphase und Bodenwasser durch die heterogene Verteilung residualer Schadstoffphasen im Bodenprofil oder ihr Eindringen in schlecht durchlässige Bereiche zugunsten der Schadstoffphase verschoben sein.

Die Mobilität von in Wasser schwerlöslichen Verbindungen kann durch deren Lösung in organischen Schadstoffphasen maßgeblich erhöht werden. Beispielsweise können die im Boden nahezu immobilen polychlorierten Dibenzodioxine in leichter beweglichen Mineralölprodukten gelöst werden und entsprechend der Ausbreitung des Mineralöls im Boden transportiert

werden. Die Toxizität des Lösungsgemisches wird durch das toxikologisch relevantere Dioxin bestimmt. Ein ähnliches Verhalten gegen über Mineralölen ist für PAK und PCB zu erwarten (vgl. Datenblätter im Anhang).

Flüchtigkeit

Die Flüchtigkeit ist eine komplexe physiko-chemische Eigenschaft und beschreibt die Möglichkeit eines Stoffes, in die Dampfphase überzugehen. Dabei sind zwei Prozesse zu unterscheiden, die von verschiedenen physiko-chemischen Parametern gesteuert werden (vgl. Abb. 2.2-3):

- Stoffübergang von der gelösten, adsorbierten oder reinen Schadstoffphase in die Dampfphase
- Ausbreitung in der Gas- bzw. Dampfphase

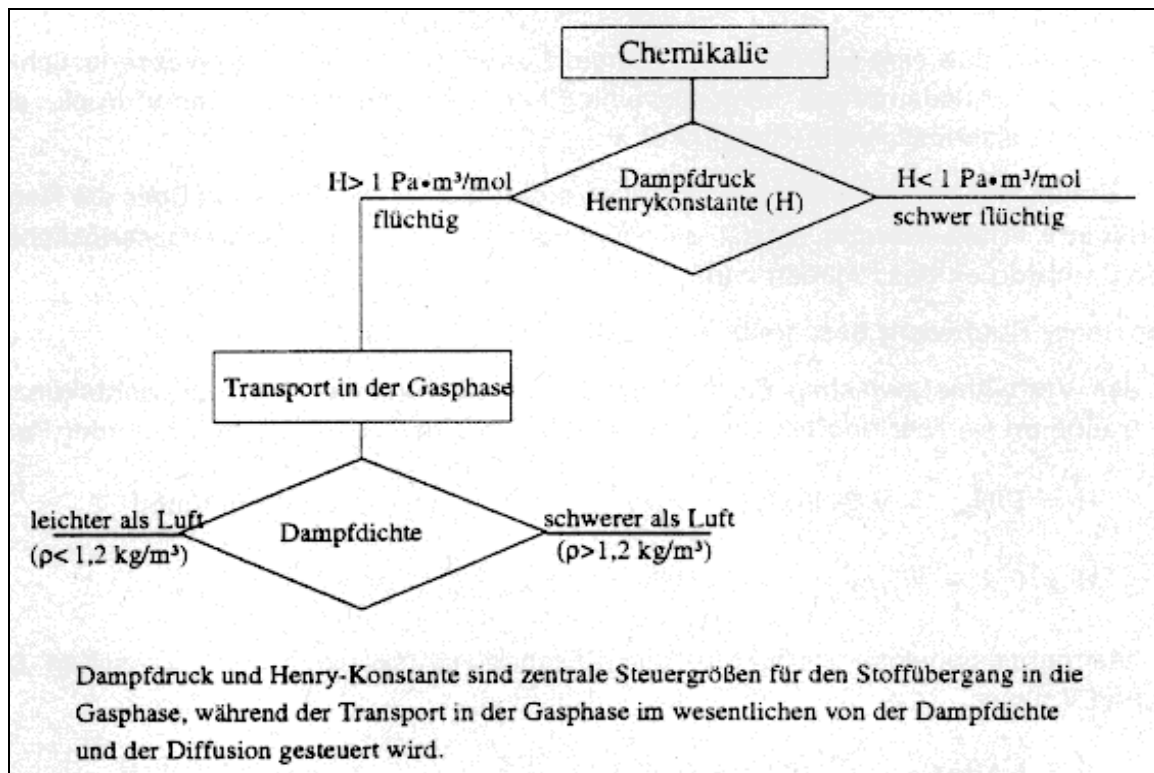


Abb. 2.2-3 Physiko-chemische Eigenschaften zur Abschätzung der Flüchtigkeit

Stoffübergang

Der Stoffübergang von der reinen Schadstoffphase in die Dampfphase wird meist über den **Dampfdruck** der Substanz abgeschätzt. Je höher der Dampfdruck ist, um so leichter geht eine Flüssigkeit oder ein Feststoff in die Dampfphase über. Der Dampfdruck ist im hohen Maße temperaturabhängig und nimmt bei den meisten organischen Chemikalien mittleren Molekulargewichtes um das 3- bis 4fache zu, wenn die Temperatur um 10 °C steigt (JURY et al., 1987).

Nach USEPA sind Substanzen mit einem Dampfdruck von mehr als 70 Pa als gut flüchtig einzustufen (USEPA, 1991a).

In der Regel liegen im Boden **Schadstoffgemische** mit Komponenten unterschiedlicher Löslichkeit und Flüchtigkeit vor. Der Dampfdruck einer Komponente über dem Schadstoffgemisch ist eine Funktion ihres Anteiles am Gemisch (Molenbruch) und ihres Dampfdruckes in Reinphase. Bei guter Durchmischung ist keine nennenswerte Verringerung bzw. Erhöhung der Verdunstungsraten im Vergleich zur Verdunstung der reinen Substanz zu erwarten. Theoretisch ist allerdings eine Einkapselung der leichtflüchtigen Komponente möglich, wenn an der Phasengrenze ein im Schadstoffgemisch gelöster Feststoff geringer Flüchtigkeit durch Überschreiten der Sättigungskonzentration infolge verstärkter Ausdampfung der leichtflüchtigen Lösung ausfällt (vgl. SEIFERT, SCHECKER, 1993). Dieser Effekt dürfte für Schadstoffphasen im Porenraum des Bodens nur eine untergeordnete Rolle spielen, könnte aber bei Schadstoffanreicherungen in größeren Hohlräumen (z. B. Rinnen, Klüfte) des Untergrundes von Bedeutung werden. Untersuchungen hierzu stehen noch aus.

Generell gilt, daß eine Substanz mit hohem Dampfdruck und hoher Wasserlöslichkeit weniger zur Ausdampfung neigt als eine Chemikalie mit hohem Dampfdruck, aber geringer Wasserlöslichkeit (SUNITO et al., 1988).

Der Einfluß der Wasserlöslichkeit auf die Verdampfungsneigung kann über die **Henry-Konstante** erfaßt werden, in der die Flüchtigkeit als Funktion von Wasserlöslichkeit und Dampfdruck beschrieben wird.

Der Henry-Koeffizient beschreibt (vgl. SUNITO et al., 1988)

das Verhältnis zwischen Partialdruck in der Luft und der Gleichgewichtskonzentration im Wasser und hat die Dimension $\text{Pa}/(\text{mol}/\text{m}^3)$ bzw. $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ oder Pa.

$$H = P/C_w = y P_T / (x/v) = v\gamma P_L \text{ (in Pa m}^3/\text{mol)}$$

$$H = P/x = yP_T/x = \gamma P_L = H/v \text{ (in Pa)}$$

das dimensionslose Verhältnis der Gleichgewichtskonzentration zwischen Luft und Wasser.

$$H = C_A/C_W = (yP_T/RT)/(x/v) = v\gamma P_L/RT \text{ (dimensionslos)}$$

Dabei ist:

C_A = Konzentration in der Luft, mol/m^3

C_W = Konzentration im Wasser, mol/m^3

P = Partialdruck der Substanz in der Gasphase, Pa

P_T = Gesamtdruck (atmosphärischer Druck), i. e. 101 325 Pa

P_L = Dampfdruck der Reinsubstanz, Pa

R = Gaskonstante $8,314 \text{ Pa m}^3/\text{mol K}$

v = molares Volumen der Lösung, m^3/mol

x = Molenbruch gelöste Phase

y = Molenbruch Dampfphase

T = Temperatur, K

γ = Aktivitätskoeffizient in der flüssigen Phase

Die Henry-Konstante ist von Druck, Temperatur und den Inhaltsstoffen des Wassers abhängig.

Die Temperaturabhängigkeit der Henry-Konstante zeigt beispielhaft Abb. 2.2-4.

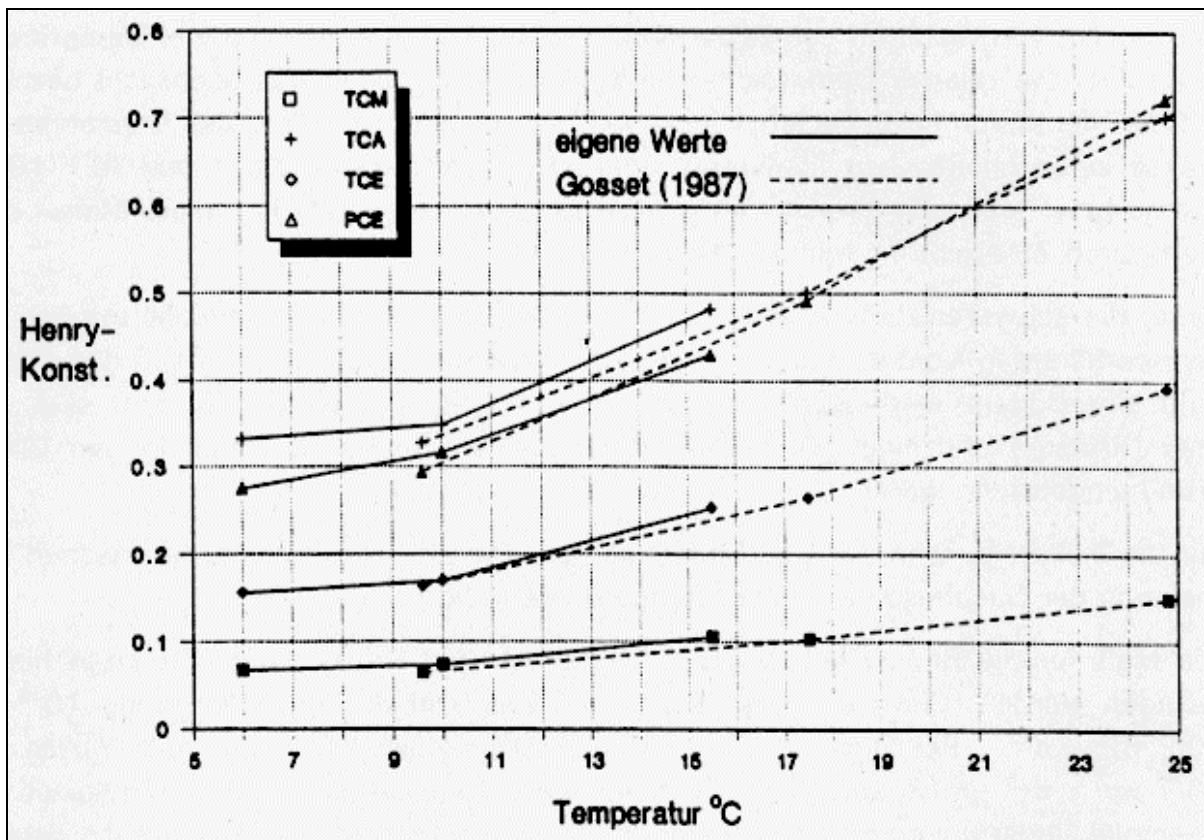


Abb. 2.2-4 Henry-Konstanten in Abhängigkeit von der Temperatur (aus GRATHWOHL, 1989)

Hohe Gehalte des Wassers an potentiellen Adsorbentien (z. B. Huminstoffe) verschieben das Gleichgewicht in Richtung des Wassers, während hohe Salzgehalte das Gleichgewicht in Richtung Luft verschieben.

Von Substanzen mit Henry-Konstanten größer $1 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ kann eine signifikante Verflüchtigung erwartet werden (REINERT, RODERS, 1987).

Nach der Henry-Konstante können die Stoffe in folgende Flüchtigkeitsstufen eingeteilt werden (LYMAN et al., 1983):

Flüchtigkeitsstufe	Henry-Konstante ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$)
gering	< 0,003
mittel	0,003 - 100
hoch	> 100

Darüber hinaus müssen bei der Bewertung der Flüchtigkeit wasserdampf-flüchtige Chemikalien, wie zahlreiche phenolische Verbindungen, berücksichtigt werden.

Ausbreitung in der Gasphase

Der Eintrag von Gasen in den Boden wird maßgeblich von der **relativen Dampfdichte** gesteuert. Die relative Dampfdichte ist eine dimensionslose Vergleichszahl bezogen auf die Dichte von Luft. Sie ist proportional der molaren Masse. Diese bezeichnet die Masse eines chemischen Elementes oder einer Verbindung, die 1 mol ($6 \cdot 10^{23}$) Atome bzw. Moleküle enthält und wird in g/mol angegeben. Die molare Masse dividiert durch 29 ergibt die relative Dampfdichte.

Gase, die schwerer als Luft sind, können selbst bei absoluter Windstille mit der Bodenoberfläche in Kontakt kommen und entsprechend der Schwerkraft in den Porenraum des Bodens eindringen. Dagegen können Gase die leichter als Luft sind, nur über Diffusion und eine rasche Adsorption an der Bodenoberfläche in den Untergrund eingetragen werden.

Für die Ausbreitung in der Bodenluft spielt die Dampfdichte infolge der raschen Diffusion in der Gasphase nur eine untergeordnete Rolle.

Als Maß für die Beweglichkeit der Gase können die **Diffusionskoeffizienten** herangezogen werden. Diese erreichen bei Gasen Werte in der Größenordnung 10^{-4} bis $10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Bei Flüssigkeiten sind die Diffusionskoeffizienten mit Werten um $10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ um 3 Zehnerpotenzen niedriger. Die Diffusionsgeschwindigkeit der Gasmoleküle ist um so höher, je kleiner die molaren Massen und je höher die Temperaturen sind. Nach dem Grahamschen Gesetz sind die Geschwindigkeiten ($v_{1,2,\dots}$) mit denen Gase durch eine poröse Wand diffundieren, den Quadratwurzeln aus ihren molaren Massen umgekehrt proportional. In erster Näherung können somit über die molaren Massen (m) der Verbindungen ihre relativen Geschwindigkeiten (v) abgeschätzt werden:

$$v_1 : v_2 = \sqrt{m_2} : \sqrt{m_1}$$

Die diffusive Ausbreitung im Untergrund wird maßgeblich von pedogenen Parametern gesteuert. Im Vergleich zu diesen haben die substanzspezifischen Größen einen vergleichsweise geringen Einfluß auf die Diffusionskoeffizienten im Boden.

Einfluß physiko-chemischer Eigenschaften auf die Adsorption

BAILEY und WHITE nennen folgende, die Adsorption bestimmende physiko-chemische Eigenschaften der Substanzen (BAILEY, WHITE, 1970):

- Chemischer Charakter, Größe und Konfiguration,
- Acidität bzw. Basizität (Dissoziationskonstante)
- Polarisierbarkeit
- Wasserlöslichkeit
- Molekülgröße
- Ladungsverteilung

Die Polarität ist eine zentrale Steuergröße des Adsorptionsverhaltens. Polare Verbindungen werden durch ein beträchtliches elektrisches Dipolmoment charakterisiert. Sie besitzen eine

hohe Affinität zu anderen polaren Verbindungen (z. B. Wasser) und polaren Grenzflächen (z. B. Tonminerale). Polare Verbindungen sind hydrophil (wasserliebend). Dagegen sind unpolare Verbindungen hydrophob (wasserabweisend). Zu diesen Verbindungen zählen alle Verbindungen, die sich weder elektrolytisch zerlegen lassen noch ein permanentes Dipolmoment aufweisen. Neutrale **dissoziationsunfähige Moleküle** werden im wesentlichen an der organischen Substanz gebunden. Die Adsorption steigt innerhalb homologer Reihen mit zunehmender Molekülgröße, abnehmender Wasserlöslichkeit und zunehmendem Chlorierungsgrad. Je nach Polarität bzw. Polarisierbarkeit können Wechselwirkungen mit Tonmineralien, Metalloxiden und -hydroxiden bzw. Oxidhydraten eingegangen werden.

Dissoziationsfähige Moleküle können in Abhängigkeit von der Dissoziationskonstante K_a und vom Boden-pH als Ionen und neutrale Moleküle vorliegen. Die Dissoziationskonstante (K_a) ist durch das Massenwirkungsgesetz für die Dissoziationsreaktion der Säure $AH \rightarrow A^- + H^+$ definiert:

$$K_a = [A^-] [H^+] / [AH]$$

Sie wird häufig in Analogie zum pH-Wert als pKa-Wert ($-\log_{10}K_a$) angegeben.

Der **pKa-Wert** ist im Verhältnis zum Boden-pH ein Maß für den dissoziiert vorliegenden Anteil. Bei der elektrolytischen Dissoziation ist im allgemeinen der pK-Wert um so höher, je schwächer der Elektrolyt ist. Neben dem pH-Wert ist die Dissoziationsfähigkeit abhängig von Temperatur und Konzentration des gelösten Stoffes. Die Dissoziationsfähigkeit nimmt in der Regel innerhalb einer homologen Reihe mit steigendem Molekulargewicht ab.

Kationen werden bevorzugt an Tonmineralien adsorbiert, wobei die Adsorptionskapazität von Partikelgröße und Wertigkeit der Kationen beeinflusst wird. Die Adsorption von Anionen läuft stoffspezifisch sehr unterschiedlich. Grundsätzlich gilt, daß Anionen gegenüber Kationen als wesentlich mobiler im Boden einzuschätzen sind.

Als Maß für das Adsorptionsverhalten werden Verteilungskoeffizienten der betreffenden Substanz zwischen Bodenwasser/Bodenmatrix bestimmt oder berechnet. Die lineare Sorptionsisotherme

$$C_a = K_d \cdot C_w$$

mit dem Verteilungskoeffizienten (K_d), der adsorbierten Stoffmenge C_a und der gelösten Stoffmenge C_w gilt für sehr kleine Konzentrationen. Zur Beschreibung der Adsorption bei hohen Konzentrationen hat sich die empirisch gewonnene FREUNDLICH-Isotherme mit den stoffspezifischen Konstanten (K und $1/n$) als nützlich erwiesen.

$$C_a = K \cdot C_w^{1/n}$$

Als häufige Angabe ist der auf den **Gehalt** der Bodenprobe **an organischem Kohlenstoff** bezogene **K_{OC} -Wert** zu finden. Dieser wird für die einzelnen Chemikalien als relativ konstant und unabhängig von dem verwendeten Bodenmaterial angesehen (LYMAN et al., 1983) und basiert auf der Annahme, daß für die Adsorption organischer Chemikalien allein der organische Kohlenstoff des Bodens maßgeblich ist. Häufig erfolgt eine Schätzung des K_{OC} -wertes

mit Hilfe der Wasserlöslichkeit oder des Oktanol/Wasser-Verteilungsverhältnisses als streng mit der Wasserlöslichkeit korrelierender Parameter. Hohe Schwankungen der K_{OC} -Werte, die auch bei der Ermittlung in sorptionsstarken Proben festgestellt werden konnten, zeigen, daß über K_{OC} -Werte allein das Sorptionsverhalten organischer Moleküle nicht hinreichend beschrieben werden kann. Modifiziert werden die K_{OC} -Werte im wesentlichen durch Art und Zusammensetzung der organischen Substanz sowie anderen Eigenschaften des Untergrundes, die vornehmlich bei sinkenden Kohlenstoffgehalten hervortreten. Darüber hinaus können methodische Unterschiede für die Varianz der K_{OC} -Werte verantwortlich sein. So konnten im Rahmen der OECD-Testverfahren, in denen Methoden zur Bestimmung der Adsorption organischer Chemikalien geprüft wurden, von verschiedenen Autoren an gleichen Bodenproben für Trichlorethen K_{OC} -Werte zwischen 154 und 245 ermittelt werden (zit. in RIPPEN, 1993).

Da unpolare bzw. schwach polare Verbindungen um so stärker adsorbiert werden, je fettlöslicher sie sind, wird häufig der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient als Maß für das Adsorptionsverhalten herangezogen.

Einfluß physiko-chemischer Eigenschaften auf die Desorption

Die Desorptionsfähigkeit von organischen Verbindungen ist im direkten Maße abhängig von den Adsorptionsbindungsstärken an Bodenkörpern. Abhängigkeiten der Bindungsstärken sind vor allem in den Faktoren

- Polarität der Chemikalie
- Wasserlöslichkeit der Chemikalie
- Flüchtigkeit der Chemikalie
- Molmasse der Chemikalie
- Molekülstruktur der Chemikalie

zu sehen. Die Bindungskräfte nehmen in der Regel bei zunehmender Polarität, Erniedrigung der Wasserlöslichkeit, Vergrößerung der Molekularmassenzahlen von Chemikalien zu. Flüchtige organische Verbindungen gehen in der Regel nur geringe adsorptive Bindungen ein.

Einfluß physiko-chemischer Eigenschaften auf den Abbau

Die mikrobielle Degradation ist für die in Diskussion stehenden organischen Verbindungen der entscheidende Abbaumechanismus im Untergrund. Die Persistenz organischer Xenobiotika (naturfremde Stoffe) steigt im allgemeinen mit abnehmender Wasserlöslichkeit und mit zunehmendem Anteil an relativ stabilen Gruppen und Bindungen (OTTOW, 1982, 1991). Eine grobe Abschätzung der potentiellen mikrobiellen Abbaubarkeit nach Molekülstrukturen gibt Abbildung 2.2-5 wieder.

Entscheidend für die Persistenz ist das Vorkommen von unphysiologischen Bindungen (C-SO₃H, C-Cl, C-F) am Molekül (OTTOW, 1991). Mehrfache Substitutionen erhöhen die Persistenz erheblich. Im allgemeinen erhöhen Sulfongruppen unabhängig von ihrer Position die Persistenz mehr als Chlorsubstituenten, deren para-Stellung im Hinblick auf einen möglichen Abbau gegenüber der ortho- und meta-Stellung ungünstiger zu beurteilen ist (OTTOW, 1991).

Hydrophobe Verbindungen sind in der Regel wegen ihrer geringen Benetzbarkeit und infolge ihrer geringen Angriffsfläche relativ persistent. So besitzen viskose, in sich abgeschlossene Teeröle, die im Prinzip gut mineralisierbar wären, im Boden einen hohen Fortbestand.

Die mikrobielle Umsetzung ist zumeist mit der Bildung neuer, vorwiegend polarer hydrophiler Stoffe verbunden und führt nur selten zum vollständigen Abbau mit der Freisetzung von CO_2 und H_2O . Bei der Beurteilung der Persistenz müssen daher Stabilität und Toxizität von Transformationsprodukten mitberücksichtigt werden (vgl. Datenblätter im Anhang).

gut biologisch abbaubar (geringe Persistenz)		schlecht biologisch abbaubar (hohe Persistenz)
$\text{R}-\text{CH}_2-\text{R}$	$\begin{array}{c} \text{R} \\ \\ \text{R}-\text{CH}-\text{R} \end{array}$	
RCH_2OH	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{R}-\text{C}-\text{R} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{R} \\ \\ \text{R}-\text{C}-\text{R} \\ \\ \text{R} \end{array}$
RCHO	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{R}-\text{C}-\text{O}-\text{R} \end{array}$	
RCO_2H		$\text{R}-\text{O}-\text{R}$
RNH_2		
	an Aromaten substituiert	
- OH	- SO_3H	- Cl
- CO_2H	- NH_2	- NO_2
	- OCH_3	

Abb. 2.2-5 Beziehung zwischen Molekülstrukturen und mikrobiellem Abbau (nach HOWARD et al., 1978)

In Bezug auf das Abbauverhalten können zunächst zwei Gruppen von Chemikalien unterschieden werden:

- Stoffe, die schwer abbaubar sind oder zu höher persistenten, toxischen Substanzen metabolisiert werden können. Zu dieser Gruppe zählen u. a. Dioxine, Leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).
- Stoffe, die relativ leicht abbaubar sind und zu nicht toxischen Substanzen umgebaut bzw. vollständig mineralisiert werden. Zu dieser Gruppe zählen u. a. Alkohole, Aldehyde, Carbonsäuren und Chlorcarbonsäuren, Ester und Ketone.

Bewertung der Toxizität

Die Toxizität ist ein zentrales Kriterium bei der Gefährdungsabschätzung. Die Toxizität der Stoffe wird in den Datenblättern im Anhang durch die **MAK-Werte (maximale Arbeitsplatzkonzentrationen)** und durch die **Wassergefährdungsklasse (WGK)** dokumentiert.

Die Chemikalien werden je nach dem Grad der Wassergefährdung in 4 Klassen eingeteilt:

Gefährdungsklasse	Wassergefährdung
WGK 0	im allgemeinen nicht wassergefährdend
WGK 1	schwach wassergefährdend
WGK 2	wassergefährdend
WGK 3	stark wassergefährdend

Die Einteilung in 4 Wassergefährdungsklassen beruht auf drei standardisierten Testverfahren:

- Test auf akute, orale Säugetiertoxizität
- Test auf akute Bakterientoxizität
- Test auf akute Fischtoxizität

Die **MAK-Werte** beziehen sich auf die Gefährdung des Menschen. Die von der DFG-Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe für mehr als 400 Stoffe festgelegten Werte sind toxikologisch begründet und bezeichnen die höchstzulässigen Konzentrationen eines Stoffes in der Luft am Arbeitsplatz, die die Gesundheit auch bei langfristiger Exposition nicht beeinträchtigt. Die Werte werden in mg/m^3 oder ml/m^3 angegeben. In Abschnitt III der MAK-Wert-Liste werden die Stoffe bezüglich ihres krebserzeugenden Potentials in folgende Kategorien eingeteilt:

- krebserzeugend beim Menschen (III A1)
- krebserzeugend im Tierversuch (III A2)
- Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential (III B)

Zusammenfassung

Für die Verhaltensvorhersage organischer Chemikalien im Untergrund sind die folgenden physiko-chemischen Daten erforderlich:

- Fließeigenschaften: Dichte, Viskosität und Oberflächenspannung
- Lösungseigenschaften: Wasserlöslichkeit und Löslichkeit in organischen Lösungsmitteln.
- Flüchtigkeit: Dampfdruck, Henry-Konstante und Dampfdichte,

- Ad- und Desorbierbarkeit: Polarität, Wasserlöslichkeit und Acidität bzw. Basizität (Dissoziationskonstante).
- Abbaubarkeit: Molekülstruktur und -aufbau.

2.2.2 Schwermetalle: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften

Schwermetalle sind definiert durch eine Dichte $> 5 \text{ g/cm}^3$. Im Gegensatz zu den meisten organischen Schadstoffen kommen Schwermetalle in natürlichen Stoffkreisläufen vor. Die Gruppe der Schwermetalle kann in essentielle Spurennährstoffe (z.B. Cu, Zn), geogene Spurenelemente und potentielle Schadstoffe (z.B. Hg, Cd) unterteilt werden. In hohen Konzentrationen können aber auch Spurenelemente und Spurennährstoffe Schadstoffcharakter besitzen.

Verwendung

Schwermetalle werden von zahlreichen Industriezweigen verwendet (vgl. Tab. 2.2-1).

In Altlasten treten Schwermetalle vornehmlich im Bergbauabraum, in Hüttenwerken, Gießereien, metallverarbeitenden Betrieben mit Galvanik, sowie als Anreicherungen in Verbrennungsrückständen (Schlacken) auf. Darüber hinaus sind Schwermetalle im Gewerbe- und Hausmüll enthalten.

Industriezweig	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Papierindustrie		+	+	+	+	+		+
Petrochemie	+	+		+	+		+	+
Chlorkaliproduktion	+	+		+	+		+	+
Düngemittelindustrie	+	+	+	+	+	+		+
Erdölraffinerie	+	+	+		+	+		+
Stahlwerke	+	+	+	+	+	+	+	+
Nichteisenmetallindustrie		+	+	+	+			+
Kraftfahrzeug- und Flugzeugindustrie	+	+	+	+	+		+	+
Glas, Zement, Keramik		+						
Textilindustrie		+						
Lederindustrie		+						
Dampfkraftwerke		+						+

Tab. 2.2-1 Emission von Schwermetallen aufgeschlüsselt nach Industriezweigen (nach FELLEBERG, 1992).

Umwelttoxikologische Bedeutung

Schwermetalle sind umwelttoxikologisch von besonderer Bedeutung. Sie wirken bereits bei verhältnismäßig geringen Konzentrationen gesundheitsschädlich auf den menschlichen und den tierischen Organismus und reichern sich über die Nahrungskette an. Für einige Metalle, z. B. Blei und Cadmium, überschreitet die ubiquitäre Belastungsrate häufig schon die Grenze der Belastbarkeit. Aber auch essentielle Schwermetalle wirken in höheren Konzentrationen toxisch oder können, wie z. B. Kupfer, bereits in verhältnismäßig geringen Konzentrationen das Pflanzenwachstum schädigen.

Schwermetalle sind persistent und reichern sich im Boden an. Sie können durch zahlreiche physiko-chemische und biologische Prozesse im Boden mobilisiert werden und mit dem Sickerwasser bis ins Grundwasser gelangen.

Physiko-chemische Eigenschaften

Schwermetalle und ihre Verbindungen treten im Untergrund in gelöstem, festem und adsorbiertem Zustand auf. Einige Schwermetalle (z.B. Quecksilber) und Metallverbindungen (z.B. Methylarsenverbindungen) können infolge ihres niedrigen Siedepunktes in die Dampfphase übergehen.

Von besonderem ökologischen Interesse sind die löslichen und die leicht in die Lösungsphase überführbaren Schwermetallanteile.

Das **Löslichkeitsverhalten** der Schwermetalle kann lediglich unter der Berücksichtigung der physiko-chemischen Gegebenheiten der jeweiligen Umgebung (Boden, Grundwasser) beurteilt werden. pH- und Redoxverhältnisse steuern im wesentlichen die Entstehung möglicher Schwermetallbindungsformen in Boden und Grundwasser (s.u.; vgl. Kap. 2.4). Bei der Vielzahl der möglichen Reaktionen kann zunächst unterschieden werden zwischen Reaktionen im aquatischen Milieu und Reaktionen mit der organischen und mineralischen Feststoffphase des Untergrundes (vgl. Abb. 2.2-6).

Reaktionen in der Bodenlösung und im Grundwasser

Das Verhalten der Schwermetalle im aquatischen Milieu ist in den Lehrbüchern der Hydrochemie ausführlich dargestellt (z. B. STUMM, MORGAN, 1981; SIGG, STUMM, 1991).

Die wesentlichen Reaktionsmechanismen sind:

- Bildung von löslichen anorganischen Komplexen und komplexen Ionen
- Bildung von löslichen metallorganischen Komplexen
- Ausfällung und Mitfällung schwerlöslicher Metallverbindungen (Hydroxide und Salze).

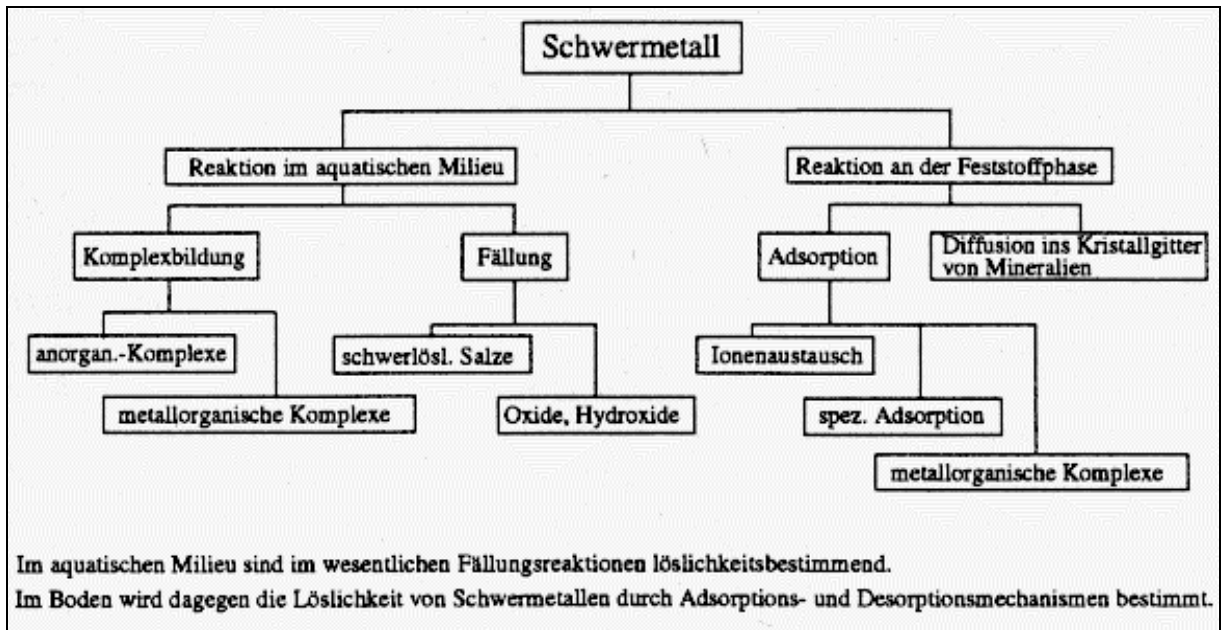


Abb. 2.2-6 Mechanismen für die Bindung von Schwermetallen

Bildung löslicher anorganischer Komplexe

In konzentrierten wässrigen Lösungen (Ionenstärke $> 0,1$) neigen gelöste Ionen zur Bildung komplexer Ionen. Die Bildung komplexer Ionen vermindert die Aktivität der einfachen Ionen der Schwermetalle und erhöht so ihre Löslichkeit über den Wert hin aus, der ohne Komplexbildung aufgetreten wäre. Stabilitätskonstanten, die auf Grundlage des Massenwirkungsgesetzes definiert werden, können als Maß für die Stabilität eines Komplexes dienen. Sie werden experimentell bestimmt und können entsprechenden Tabellenwerken entnommen werden (z. B. SILLEN, MARTELL, 1964). Im aquatischen Milieu treten im wesentlichen folgende löslichen anorganischen Komplexe auf:

- Hydroxo- und Oxokomplexe
- Komplexe mit Anionen von Salzen (Chloride, Sulfate, Phosphate, Carbonate)

Die Tendenz zur Bildung löslicher **Hydroxokomplexe** nimmt für Kationen mit zunehmender Ladung und abnehmendem Radius (= höhere Ladungsdichte) zu. Die Hydrolysekonstante (pK), die für verschiedene Kationen in Abbildung 2.2-7 dargestellt ist, ist ein Maß für die Neigung zur Hydroxokomplex-Bildung.

Prinzipiell gilt, daß Kationen mit niedrigen pK-Werten unter gleichen pH-Bedingungen eher zur Bildung von Hydroxokomplexen neigen als solche mit hohem pK-Wert. Ebenfalls gilt, daß die Neigung zur Bildung von Hydroxokomplexen mit der Metallionenkonzentration ansteigt und mit der Wasserstoffionenkonzentration sinkt. Entspricht die Wasserstoffionenkonzentration dem K_1 -Wert eines Metallions ($pK = pH$), so liegt das Metall zu gleichen Teilen ionar und als Hydroxokomplex vor.

Kationen mit mehrfachen Ladungen sind in wässriger Lösung häufig mehrfach deprotoniert oder bilden anionische Oxokomplexe (z. B. $Cr(VI)O_4^{2-}$). Für dreiwertige Kationen (z. B. Fe^{3+}) lassen sich mit zunehmendem pH-Wert der Lösung folgende Metallbindungen (Spezies) erwarten (Me = Metallion):



Neben den OH-Ionen treten im Grundwasser weitere Anionen auf, die mit Schwermetallen **lösliche Komplexe bzw. Ionenpaare** bilden. Weitverbreitet sind im Grundwasser Chlorid-, Sulfat- und Carbonationen (vgl. Kap. 2.1). Daneben treten Phosphat-, Fluorid- und Sulfid-Ionen auf. Mit Hilfe der Stabilitätskonstanten kann die Bedeutung einer Komplexbildung durch Anionen für die verschiedenen Schwermetalle abgeschätzt werden. Demnach ist eine Komplexierung in steigendem Maße zu erwarten (nach HERMS, BRÜMMER, 1984) durch:

- Chloride (MeCl^+) $\text{Pb} < \text{Cd} \ll \text{Hg}$
- Sulfate (MeSO_4^0) $\text{Hg} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Zn} < \text{Cd} < \text{Pb}$
- Phosphate ($\text{MeH}_2\text{PO}_4^+$, MeHPO_4^0) $\text{Pb} = \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Zn}$
- Carbonate MeHCO_3^+ , MeCO_3) $\text{Zn} < \text{Cu} < \text{Ni}$

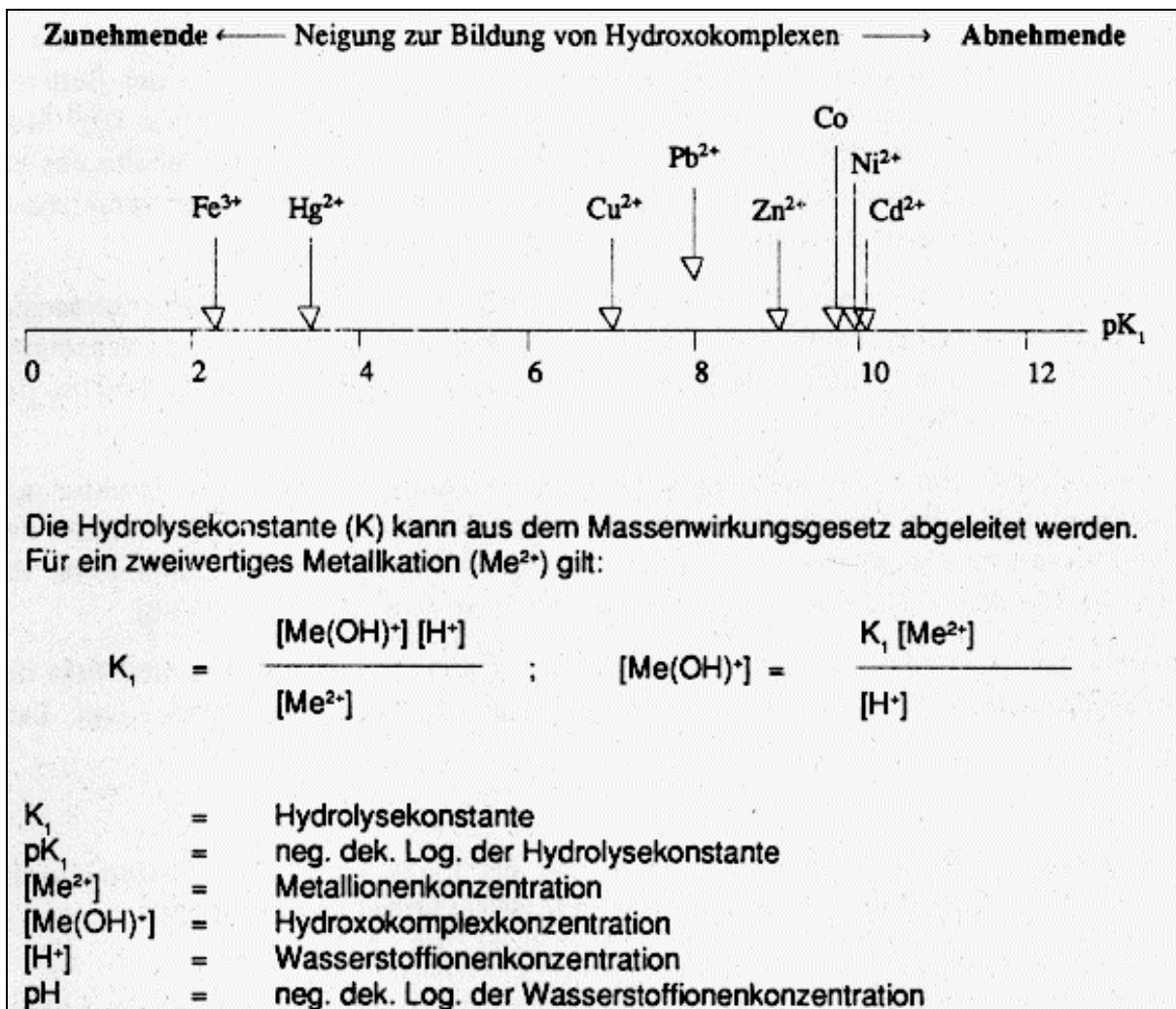


Abb. 2.2-7 Erste Hydrolysekonstante verschiedener Schwermetallkationen

Bildung löslicher metallorganischer Komplexe

Zu den löslichen organischen Verbindungen, die Schwermetalle zu komplexieren vermögen, zählen im wesentlichen Fulvosäuren und niedermolekulare organische Stoffe. Letztere entstehen beim Abbau von organischer Substanz und durch mikrobielle Stoffwechselfvorgänge, oder sie werden durch Pflanzenwurzeln ausgeschieden. Zu den niedermolekularen Verbindungen zählen u. a.:

- aliphatische Carbon- und Hydroxycarbonsäuren (z. B. Oxalsäure, Citronensäure, Weinsäure)
- aromatische Hydroxycarbonsäuren (z. B. Salicylsäure)
- Ketosäuren (z. B. Oxalessigsäure)
- Dihydroxybenzole (z. B. Brenzkatechin),
- Aldehyde, Polyphenole und Aminosäuren.

Die Konzentration der genannten Verbindungen ist im hohen Maße abhängig vom Gehalt an zersetzbarer organischer Substanz und der mikrobiellen Aktivität. Sie ist daher in der Bodenlösung in der Regel höher als im Grundwasser. In der Bodenlösung können organische Komplexbildner in Konzentrationen von mehr als 10^{-3} Mol/l nachgewiesen werden (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992). Die Gehalte der Bodenlösung an organischen Bestandteilen schwanken mit dem Gehalt an zersetzbarer organischer Substanz, der Bodenfraktion und den Redoxverhältnissen.

Daneben können auch synthetische Komplexbildner (z. B. Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), Nitrilotriacetat (NTA)), die in Haushaltsreinigern, Spül- und Waschmitteln enthalten sind, durch anthropogene Einträge in die Bodenlösung und in das Grundwasser gelangen.

In der Bodenlösung treten vorwiegend anionische Komplexe mit Chelat-Struktur auf. Chelate sind lösliche organische Komplexe hoher Stabilität, die entstehen, wenn das Metall durch zwei oder mehrere funktionelle Gruppen der Komplexbildner unter Bildung von 5- oder 6gliedrigen Ringen eingeschlossen wird (vgl. Abb. 2.2-8).

Chelate zeichnen sich durch eine hohe Stabilität aus. Löslichkeit und Stabilität der metallorganischen Komplexe nehmen in der Regel mit steigendem pH zu (vgl. Tab. 2.2-2).

pH	Fe ³⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺
3,5	0,44	0,36	0,18	0,15
7,0	0,64	0,75	0,37	0,29

Die Stabilitätskonstante kann aus dem Massenwirkungsgesetz abgeleitet werden:

$$K = \frac{(\text{MeCh}_x)}{(\text{Me})(\text{Ch})^x}$$

Metallkomplex
Metall (Me) und Chelatbildner (Ch)

Wie die Daten zeigen, steigt die Stabilität der Verbindungen für alle untersuchten Schwermetalle mit dem pH-Wert deutlich an.

Tab. 2.2-2 Relative Stabilitätskonstanten als log K einiger Metall-Huminstoff-Komplexe (nach ZIECHMANN, MÜLLER-WEGENER, 1990)

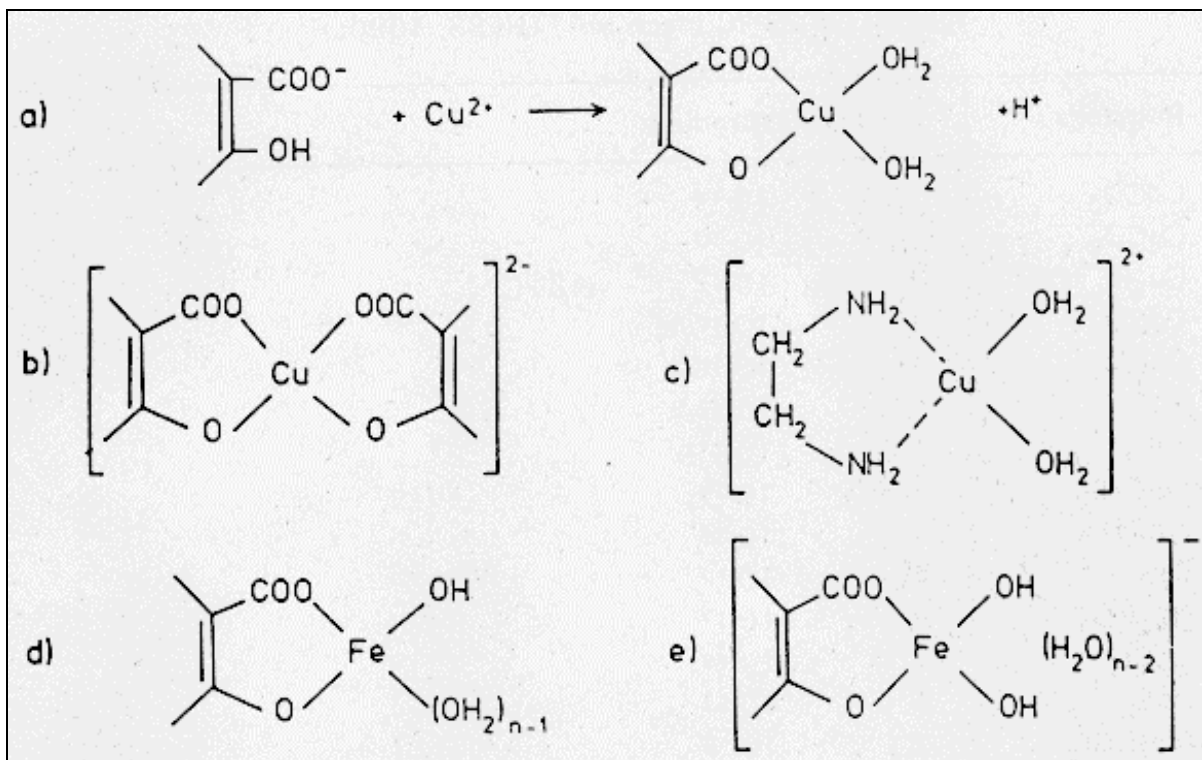
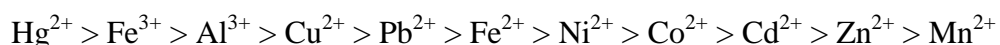


Abb. 2.2-8 Chelatkomplexe von Kupfer bzw. Eisen mit Carboxyl- und phenolischen OH-Gruppen von Fulvosäuren sowie Beispiel für ein Kupfer-Diamin-Chelat (c) (aus SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992)

Bei pH-Werten unterhalb von 3 bis 4 werden Komplexe geringerer Stabilität wieder aufgespalten und die Metallionen freigesetzt. In der Regel nimmt die Stabilität der metallorganischen Komplexe in folgender Reihe ab (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992):



Die Stabilitätskonstanten für Huminsäure und Fulvosäure-Komplexe sind deutlich niedriger als die entsprechenden Stabilitätskonstanten von EDTA-Metallkomplexen, so daß die Metalle durch diese Chelatoren aus dem Boden extrahiert werden können.

Ausfällung und Mitfällung schwerlöslicher Metallverbindungen (Hydroxide und Salze)

Die Ausfällung definierter Schwermetallverbindungen ist in der Regel an entsprechend hohe Konzentrationen der jeweiligen Reaktionspartner gebunden. Die Bildung und Auflösung fester Phasen verläuft vergleichsweise langsam. Schwermetalle werden im wesentlichen als Hydroxide und Salze (Carbonate, Chloride, Phosphate, Sulfate und Sulfide) ausgefällt. Darüber hinaus können Schwermetalle (z. B. Cd, Cu, Fe und Zn) mit Cyaniden stabile Cyankomplexe bilden. In Tabelle 2.2-3 sind die Löslichkeitsprodukte (K_L) verschiedener Schwermetallverbindungen zusammengestellt.

Substanz	Löslichkeitsprodukt
CdCO ₃	1,82 · 10 ⁻¹⁴
CuCO ₃	2,34 · 10 ⁻¹⁰
Cu ₂ S	2 · 10 ⁻⁴⁷ (18 °C)
CoCO ₃	1 · 10 ^{-12,84}
Co(OH) ₂	1 · 10 ^{-15,2}
CoS	1 · 10 ^{-22,5}
FeCO ₃	2,82 · 10 ⁻¹¹
Fe(OH) ₂	1,65 · 10 ⁻¹⁵
Fe(OH) ₃	4 · 10 ⁻³⁸
FeS	4 · 10 ⁻¹⁹
Hg ₂ CO ₃	9 · 10 ⁻¹⁷
HgCl	2 · 10 ⁻¹⁸
HgS	1 · 10 ⁻⁵²
Mn(OH) ₂	7,1 · 10 ⁻¹⁵
Ni(OH) ₂	1,6 · 10 ⁻¹⁴
NiS	1 · 10 ⁻²⁶ (20 °C)
PbCO ₃	7,41 · 10 ⁻¹⁴
PbS	3,4 · 10 ⁻²⁸ (18 °C)
Tl(OH) ₃	1,4 · 10 ⁻⁵³
Tl ₂ S	9 · 10 ⁻²³
ZnCO ₃	6 · 10 ⁻¹¹
ZnS	1,1 · 10 ⁻²⁴

Das Löslichkeitsprodukt bezeichnet das Produkt der Aktivitäten (= wirksame Konzentration) der Ionen in der gesättigten Lösung. Eine Ausfällung beginnt in der Regel, wenn das Ionenprodukt das Löslichkeitsprodukt übersteigt. Die molare Löslichkeit eines Salzes vom Typ A_mB_n läßt sich aus dem Löslichkeitsprodukt wie folgt berechnen:

$${}^{m+n}\sqrt{K_L / m^m \cdot n^n}$$

Tab. 2.2-3 Löslichkeitsprodukte verschiedener Schwermetallverbindungen in Wasser bei 25 °C (nach MATTHESS, 1990b)

Es gilt zu beachten, daß in der Regel erst eine kritische Übersättigung erreicht werden muß, bevor stabile Kristallisationskeime gebildet werden.

Bei einigen Elementen wirkt die Bildung von Kolloiden der Ausfällung entgegen.

Schwermetalle können darüber hinaus durch die Ausfällung anderer gelöster Stoffe mit aus der Lösung entfernt werden (z. B. Kupfer in Eisenhydroxiden, Kobalt, Blei und Nickel bei der Fällung gemischtwertiger Manganoxide).

Die erwähnten Mineralneubildungen können einerseits die Poren verstopfen und so die Permeabilität verringern. Lösung und Umwandlung von Mineralen können das Volumen auch reduzieren und so in Tonen zusammenhängende Risse ausbilden (WAGNER, 1988).

Die Löslichkeit der Schwermetalle im aquatischen Milieu wird im hohen Maße vom pH-Wert bestimmt. Im sauren Milieu sind sie als Kationen löslich und fallen als Hydroxide, Oxide oder basische Salze aus, wenn der pH-Wert steigt. Für Elemente, die in mehreren Oxidationsstufen vorkommen können, ist die Wasserlöslichkeit darüber hinaus vom Redoxpotential abhängig.

Eine zusammenfassende Darstellung über die Stabilität der Ionen und Verbindungen eines Elementes geben die sogenannten **E_H -pH-Stabilitätsfeld-Diagramme**. Eine solche Beziehung ist exemplarisch für Eisen in Kapitel 2.1 vorgestellt (vgl. Abb. 2.1-15). Stabilitätsfeld-Diagramme sind für zahlreiche Schwermetalle in den Lehrbüchern der Hydrologie und Hydrochemie zu finden (z. B. MATTHESS, 1990b). Sie stellen eine theoretische Vereinfachung der möglichen Wechselbeziehungen dar. So werden Wechselwirkungen mit der gelösten organischen Substanz und der Feststoffphase des Untergrundes kaum berücksichtigt. Diese können vor allem in der Bodenlösung eine löslichkeitsbestimmende Rolle spielen. Bei der Interpretation der dargestellten Beziehungen muß darüber hinaus beachtet werden, daß diese nur für die angegebenen Bedingungen gelten. Die Anwesenheit weiterer Wasserinhaltsstoffe sowie Veränderungen in der Schwermetallkonzentration können die dargestellten Beziehungen verschieben.

Reaktionen mit der Feststoffphase

Die Wechselwirkungen mit der Feststoffphase des Untergrundes beruhen auf

- dem Ionenaustausch (unspezifische Adsorption),
- der spezifischen Adsorption,
- der Komplexierung durch die organische Substanz,
- der Diffusion adsorbierter Moleküle in das Kristallgitter der Oxide, Hydroxide und Tonminerale.

Die **unspezifische Adsorption** der Schwermetallkationen erfolgt in ionarer Form an den Plätzen permanenter negativer Ladung von Oberflächen und wird allein durch Ionenladung, Ionenradius und Konzentration der Schwermetalle beeinflusst. Die Eintauschstärke steigt

- innerhalb der gleichen Elementperiode mit zunehmender Wertigkeit (Wertigkeitseffekt)
- und bei gleicher Wertigkeit mit steigendem Radius des nicht hydratisierten Ions. Größere Kationen sind schwächer hydratisiert, da die Ladungsdichte mit steigendem Radius des nackten Ions abnimmt. Schwächer hydratisierte Ionen weisen gegenüber stärker hydratisierten Ionen (Ionen mit kleinerem Ionenradius) eine höhere Eintauschstärke auf.

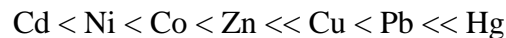
Anionische Metallkomplexe werden vergleichsweise geringer adsorbiert. Positive Ladungen an den Adsorbenten des Bodens entstehen im größeren Umfang erst bei niedrigen pH-Werten. Bei pH-Werten > 7 ist die unspezifische Adsorption von Anionen unbedeutend.

Unspezifisch adsorbierte Moleküle sind leicht mobilisierbar und können durch neutrale Salze von den Adsorbenten desorbiert werden. Die Austauschvorgänge verlaufen sehr schnell. Die Geschwindigkeit wird lediglich durch die Diffusion der Ionen zu den Oberflächen der Adsorbenten begrenzt. Cadmium (Cd), Zink (Zn), Mangan (Mn) und z. T. auch Thallium (Tl) und Nickel (Ni) werden in hohen Anteilen unspezifisch adsorbiert (BRÜMMER et al., 1991).

Die **spezifische Adsorption** der Schwermetallkationen ist weitgehend unabhängig von Ladung und Hydratation der Ionen. Sie findet bevorzugt an den hydroxylierten Oberflächen der Fe, Al und Mn-Oxide oder an Rändern und Bruchstellen von Tonmineralen statt. Bei aufweitbaren Dreischichttonmineralen (z. B. Smectite und Vermiculite) können Schwermetalle auch in den Zwischengitterräumen adsorbiert werden. Der Anteil der inneren Oberflächen beträgt z. B. bei Montmorillonit, einem Mineral der Smectitgruppe, etwa 90 % der Gesamtoberfläche.

Nach den Untersuchungen an Böden unterschiedlichen Stoffbestandes und Schwermetallgehaltes geogener und anthropogene Herkunft werden die untersuchten Elemente mit Ausnahme von Zink stärker in Mn-Oxiden als in anderen Oxiden angereichert (ZEIEN, BRÜMMER, 1991). Die Manganoxide können Schwermetalle über weite pH-Bereiche spezifisch adsorbieren.

Dabei werden die Hydroxokomplexe (MOH^+) der Schwermetalle spezifisch und daher bevorzugt adsorbiert. Entsprechend der Hydrolysekonstante (vgl. Abb. 2.2-7) nimmt daher die spezifische Adsorption der Schwermetalle (SCHEFFER, SCHACHT SCHABEL, 1992) in folgender Reihenfolge zu



Die spezifisch adsorbierten Moleküle sind im Vergleich zu den unspezifisch adsorbierten Molekülen fester gebunden, können aber dennoch über Änderungen des physiko-chemischen Milieus mobilisiert werden.

In **metallorganischen Komplexen** können Schwermetalle in relativ stabilen Verbindungen im Boden festgelegt werden oder mit diesen im Boden transportiert werden. Ob eine immobilisierende oder mobilisierende Wirkung auftritt, hängt dabei im wesentlichen von der Struktur der organischen Substanz und der Bodenreaktion ab. Die Wasserlöslichkeit der in der Regel schwach polaren Komplexbildner beruht auf der Dissoziation saurer funktioneller Gruppen, die mit dem pH-Wert ansteigt. Die Schwermetall-Humate sind in der Regel schlecht löslich und können erst bei höheren pH-Werten mobilisiert werden. Die Salze der Fulvosäure sind dagegen über weite pH-Bereiche löslich und können Schwermetalle im Boden besonders bei basischen pH-Werten verlagern (vgl. Kap. 2.4.1).

Schwermetalle sind zu einem großen Anteil im Inneren der Oxide eingeschlossen (HILLER, BRÜMMER, 1991). Dieser Einschluß kann bei der Bildung der Oxide oder durch **Diffusion** an der Oxidoberfläche adsorbierter Metalle in das Innere der Kristalle erfolgen. Diese wird nach den bisher vorliegenden Untersuchungsergebnissen im wesentlichen vom Ionenradius und der Bindungsfestigkeit des betreffenden Schwermetalles an der Oberfläche des Adsorbenten gesteuert (FISCHER, 1993). Eine Rückdiffusion aus dem Inneren der Konkretion an die Oberfläche ist unter stark sauren Bedingungen möglich. Allerdings verläuft dieser Prozeß sehr langsam (BRÜMMER et al., 1988). In terrestrischen Böden sind eingeschlossene Schwermetalle somit weitgehend immobilisiert. In Böden mit hydromorphen Einflüssen kön-

nen unter länger an dauernden anaeroben Verhältnissen Schwermetalle verstärkt durch die Reduktion der Eisen- und Manganoxide freigesetzt werden.

Anthropogen zugeführte Schwermetalle treten dagegen kaum in die Zwischenschichten von Tonmineralen ein (ZEIEN, BRÜMMER, 1991). Sie werden vornehmlich in den Eisen-Mangan-Oxidbelägen gebunden, die die Tonteilchen umgeben. Aufgrund der hohen Affinität und der Schwermetallbindungskapazität der Oxide kann lediglich ein kleiner Anteil der adsorbierten Schwermetalle in das Innere von Tonmineralen einwandern. In geogen belasteten Böden liegen Schwermetalle dagegen häufig in silikatischen Bindungen (Tonminerale, Glimmer, Quarze und Feldspäte) vor.

Bestimmung der Bindungsformen im Boden

Zur Abschätzung des Langzeitverhaltens von Schwermetallen im Boden ist die Bestimmung des Schwermetallgesamtgehaltes (Königswasser-Aufschluß) nur eingeschränkt verwendbar. Auch die Elution mit destilliertem Wasser führt nur zu wenig aussagekräftigen Ergebnissen (FRIEGE et al., 1990). Statt dessen können über die sequentielle chemische Extraktion die aktuellen Bindungsformen der Schwermetalle bestimmt werden (FÖRSTNER, CALMANO, 1982; SHUMAN, HARGROVE, 1985; ZEIEN, BRÜMMER, 1991; CALMANO, FÖRSTNER, 1993). Zur Bestimmung der pflanzenverfügbaren Anteile ist die Vorschrift zur Extraktion mit NH_4Cl in Vorbereitung (DIN V 19730).

Zusammenfassung

- Schwermetalle geogener und anthropogener Herkunft sind ubiquitär verbreitet.
- Viele von ihnen besitzen eine hohe ökologische und toxikologische Relevanz.
- Das Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle kann nur unter den jeweilig gegebenen physiko-chemischen Milieubedingungen beurteilt werden.
- Im aquatischen Milieu bestimmt die Ausfällung schlecht löslicher Schwermetall-Hydroxide und -Salze im wesentlichen die Löslichkeit der Schwermetalle.
- Im Boden sind dagegen Adsorptions- und Desorptionsmechanismen löslichkeitsbestimmend. Bei hohen Konzentration und entsprechend geringer Pufferkapazität der Böden können allerdings auch Fällungsreaktionen an Bedeutung gewinnen.
- Die Pufferkapazität der Böden steigt mit dem Carbonatgehalt, dem Gehalt an organischer Substanz und dem Gehalt an Tonminerale der Böden an.

2.2.3 Cyanide: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften

Unter den Cyanverbindungen sind die Blausäure (Zyanwasserstoff), die Salze der Blausäure (Natrium und Kaliumcyanide) sowie komplexgebundene Cyanide von großer Bedeutung. Die physiko-chemischen Eigenschaften der genannten Verbindungen sind in den Datenblättern im Anhang zusammengefaßt. Im folgenden werden daher Verwendung und Umweltverhalten kurz erläutert

Verwendung und Umweltverhalten

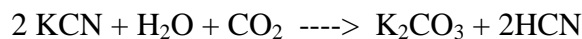
Die **Blausäure** wird als Zwischenprodukt beispielsweise in der Farb- und Kunststoffherstellung verwendet. Darüber hinaus wird sie in geschlossenen Räumen zur Schädlingsbekämpfung eingesetzt. Die Emissionen der Blausäure erfolgen über die Abwässer oder Abgase der Hersteller und der weiterverarbeitenden Betriebe. Weitere Emittenten sind Kokereien, Gaswerke, Mineralölraffinerien, Härtereien und galvanotechnische Betriebe.

Das Umweltverhalten der Blausäure ist gekennzeichnet durch

- hohe Mobilität infolge unbegrenzter Wasserlöslichkeit und hoher Flüchtigkeit
- und hohe Toxizität gegenüber Biosystemen.

Blausäure ist leicht entzündlich und bildet mit Luft in den Grenzen 6 bis 40 % explosive Gemische.

Auch die **Cyanide** (Salze der Blausäure, z. B. Natriumcyanid und Kaliumcyanid) sind leicht lösliche sehr giftige Salze. Sie können bereits durch atmosphärisches CO₂ unter Bildung von Blausäure zersetzt werden.



Aufgrund ihrer geringen Stabilität werden sie als leichtfreisetzbare Cyanide charakterisiert.

Das freie **Cyanid-Ion** (CN⁻) ist gekennzeichnet durch eine starke Wasserlöslichkeit und eine geringe Adsorbierbarkeit. Das Cyanid-Ion ist bezogen auf seine letale Dosis das stärkste Gift innerhalb der anorganischen Chemie.

Cyanid-Ionen können mit Schwermetallen (Fe, Cu, Zn und Cd) stabile **Komplexe Cyanide** geringerer Wasserlöslichkeit und Toxizität bilden. Weitverbreitet sind Eisen-Cyanid-Komplexe (Berliner Blau) und Kalium-Eisen-Cyanid Komplexe (rotes und gelbes Blutlaugensalz).

Cyanide und komplexe Cyanide sind vor allem in den Produktionsrückständen ehemaliger Gaswerksstandorte und Kokereien weitverbreitet. In der Metallveredlung finden sie beim Härten von Metallen Verwendung.

Zusammenfassend kann aus den physiko-chemischen Eigenschaften der vorgestellten Cyanoverbindungen abgeleitet werden

- Blausäure und ihre Salze besitzen eine hohe Mobilität im Boden
- Eine Immobilisierung ist weniger über adsorptive Bindungen als über die Bildung stabiler Cyanid-Komplexe zu erwarten.

2.3 Verhalten organischer Stoffe im Untergrund

Im folgenden Kapitel wird die Verbindung zwischen dem Untergrund mit seinen charakteristischen Eigenschaften (Kap. 2.1) und den Eigenschaften der organischen Stoffe (Kap. 2.2) hergestellt. Die folgenden Ausführungen gehen dabei von den möglichen Zustandsformen der Chemikalien im Boden aus:

- flüssige (reine) Schadstoffphase
- gas- bzw. dampfförmige Phase und
- gelöste Phase.

Einzelne Schadstoffe bzw. bestimmte Untergrundsituationen werden in diesem Handbuch nur beispielhaft dargestellt. Eine nach einzelnen Schadstoffen gegliederte Beschreibung des Verhaltens im Untergrund ist wegen der Vielzahl möglicher Schadstoff-Untergrund-Kombinationen nicht möglich; sie ist zum Verständnis der Vorgänge aber auch nicht erforderlich. Je nach Zustandsform einer Chemikalie, die i. A. durch Erkundungsmaßnahmen bekannt ist, reichen zur Beschreibung des Verhaltens im Untergrund einige Eigenschaften aus.

Das Verhalten **flüssiger Schadstoffphasen** wird vornehmlich von den Fließeigenschaften der Chemikalie (Kap. 2.2) und der Durchströmbarkeit des Untergrundes (Kap. 2.1) geprägt (vgl. Abb. 2.3-1).

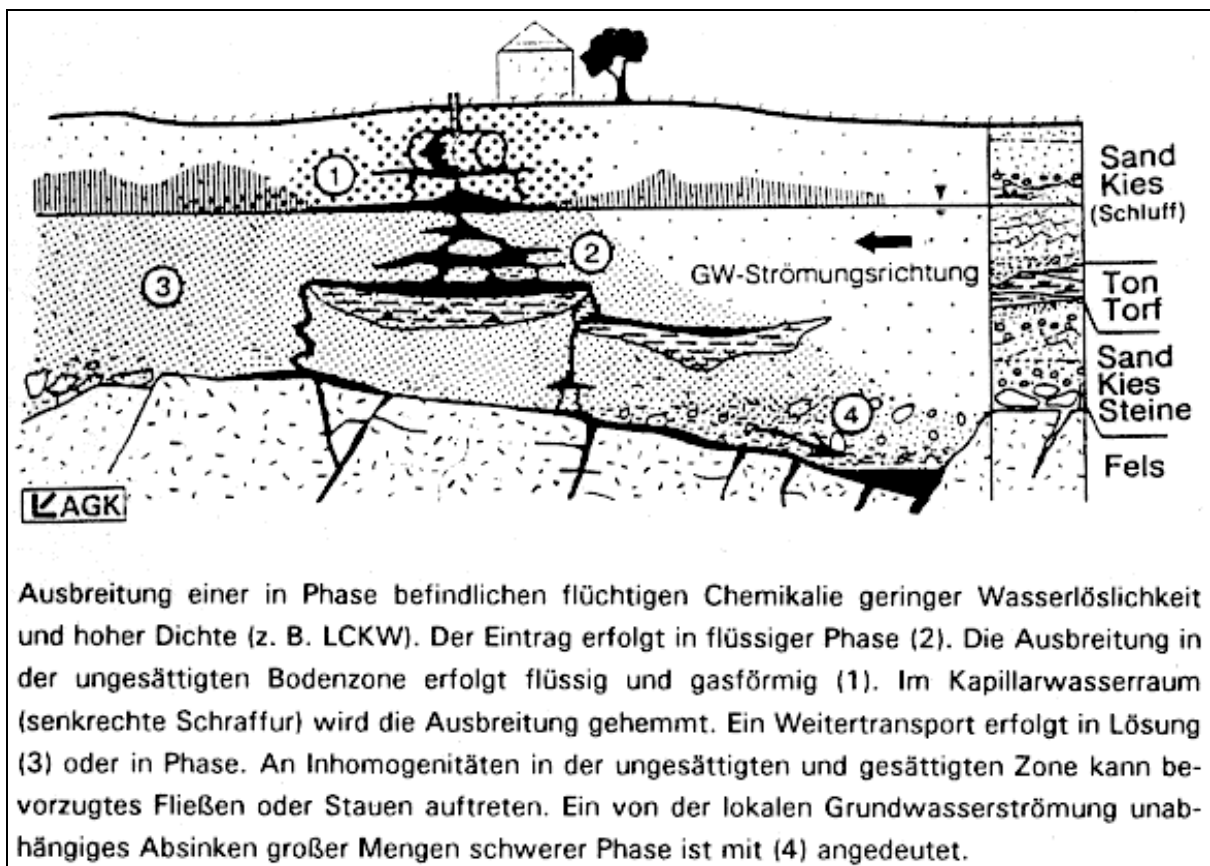


Abb. 2.3-1 Strömungsverhalten von flüssigen Schadstoffphasen

Das Verhalten **gelöster und gasförmiger Phasen** wird dagegen im wesentlichen von den Prozessen der Ad- und Desorption gesteuert (vgl. Kap. 2.3.2 und Kap. 2.3.3). Diese bestimmen Verteilung und Transport gelöster oder gasförmiger Chemikalien im 3 Phasensystem des Bodens (vgl. Abb. 2.3-2).

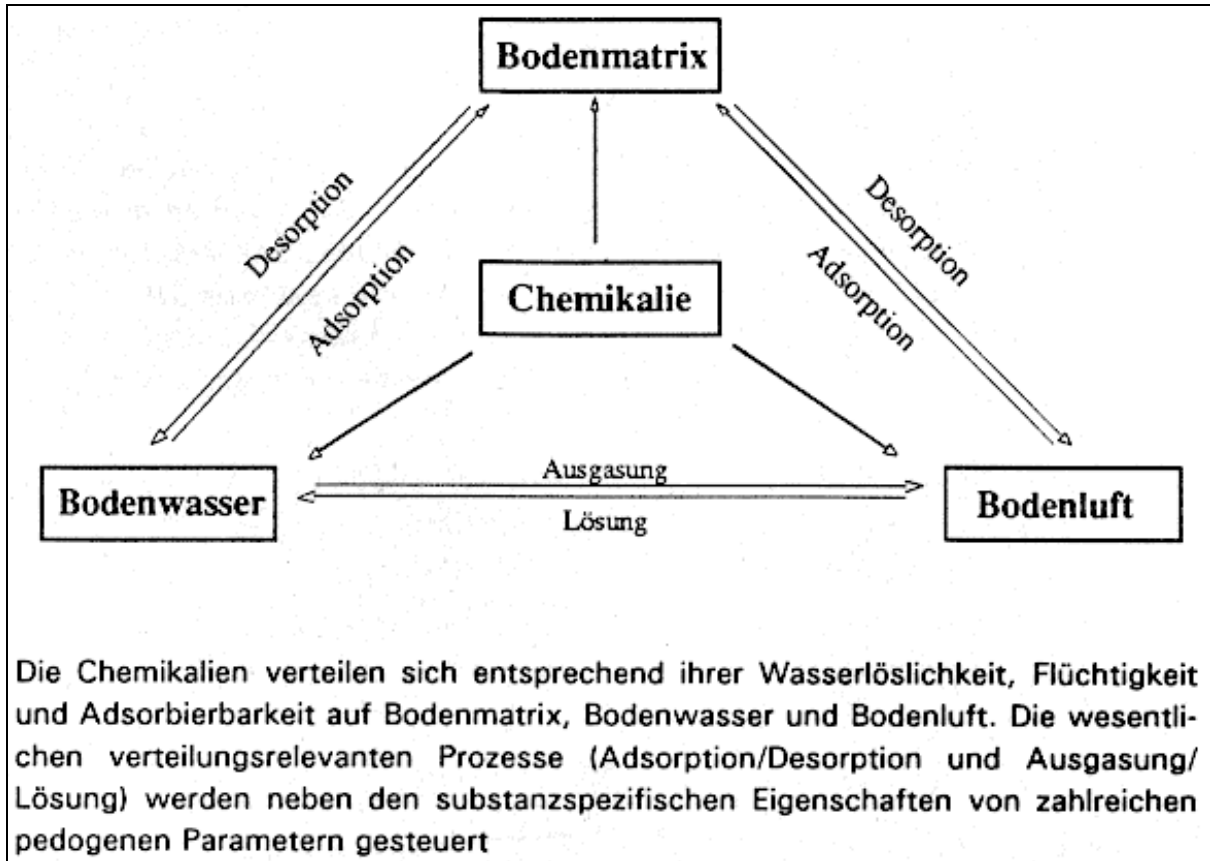


Abb. 2.3-2 Verteilungsmechanismen im Boden

2.3.1 Einfluß der Fließeigenschaften

Die Fließeigenschaften eines Fluids werden im wesentlichen durch seine **Dichte** ρ_{Fluid} , seine **Viskosität** η_{Fluid} (innere Reibung) und durch die **Benetzungseigenschaften** von Boden und Fluid bestimmt (vergl. Kap. 2.2).

Der Einfluß von ρ_{Fluid} und η_{Fluid} auf das Fließen wird deutlich, wenn die Durchlässigkeit k_{Fluid} (als eine vom Fluid abhängige Größe) durch die Permeabilität K (als eine vom Fluid nicht abhängige Größe) ausgedrückt wird (vergl. Kap. 2.1.3).

$$k_{\text{Fluid}} = (K \cdot \rho_{\text{Fluid}} \cdot g) / \eta_{\text{Fluid}}$$

Betrachtet man einen Boden mit gegebener Permeabilität K , der von unterschiedlichen Fluiden durchströmt wird, so zeigt sich, daß seine Durchlässigkeit mit der Dichte des strömenden Fluids steigt. Dagegen wird die Durchlässigkeit mit steigender Viskosität geringer.

Doch auch alle Medien, mit denen ein Fluid im Untergrund in Berührung kommt, spielen wegen deren **Benetzungseigenschaften** eine große Rolle bei Fließvorgängen. So dringt bei-

spielsweise Wasser, als benetzendes Fluid, in einen luftgesättigten (also trockenen) Boden sehr gut ein, wohingegen Luft, als ein nicht benetzendes Fluid, erst unter dem Eintrittskapillardruck in wassergesättigten Boden eindringen kann (vergl. Kap. 2.1.3.4).

Als treibende Kräfte für die Bewegung einzelner oder mehrerer Phasen im Untergrund sind Potentialunterschiede wirksam. Sie wirken z. B.

- bei natürlichen oder künstlich erzeugten **Grundwasserströmungen** (hydraulischer Gradient),
- bei künstlich erzeugten **Bodenluftströmungen** (pneumatischer Gradient),
- bei der **Infiltration** oder **Perkolation** von Niederschlagswasser, von flüssigen organischen Schadstoffen oder von schweren organischen Dämpfen (Gravitationspotential und Matrixpotential).

Dreiphasenströmung

Im Falle einer Untergrundkontamination durch organische Substanzen kann neben der Gasphase (Bodenluft mit organischen Dämpfen) und der Wasserphase (Boden- bzw. Grundwasser mit gelösten organischen Substanzen) eine weitere flüssige (Schadstoff-)Phase aus mit Wasser nicht mischbaren Substanzen auftreten.

Die Mobilität der drei Fluide wird durch die Art des Schadstoffes (Dichte, Viskosität, Benetzungseigenschaften), die Art des Untergrundes (Porengrößenverteilung, Benetzbarkeit) und den jeweiligen Anteil im Porenraum bestimmt. In einem solchen System ist demnach eine Dreiphasenströmung, also die gleichzeitige Bewegung der Gasphase, der Wasserphase und der flüssigen Schadstoffphase möglich.

Beispielhaft für laminare Dreiphasenströmungen sind in Abb. 2.3-3 die relativen Durchlässigkeiten für Wasser, Öl und Luft dargestellt.

Die Diagramme zeigen, daß Dreiphasenströmung nur in sehr engen Grenzen auftreten kann. Hierfür müssen alle drei Fluide im funikularen Sättigungsbereich liegen, d. h. jedes Fluid muß eine zusammenhängende Phase bilden. Diese Zone ist im Diagramm b) durch das zentrale Dreieck begrenzt. In allen anderen Sättigungsbereichen liegt zumindest eine der drei Phasen in Residualsättigung d. h. immobil vor.

Dreiphasenströmungen bilden bei Sanierungsmaßnahmen die Ausnahme. Sie können aber bei pneumatischen Sanierungen auftreten. Das Wasser und die flüssige Schadstoffphase werden dann durch die veränderten Druckverhältnisse bei der Luftströmung mobilisiert.

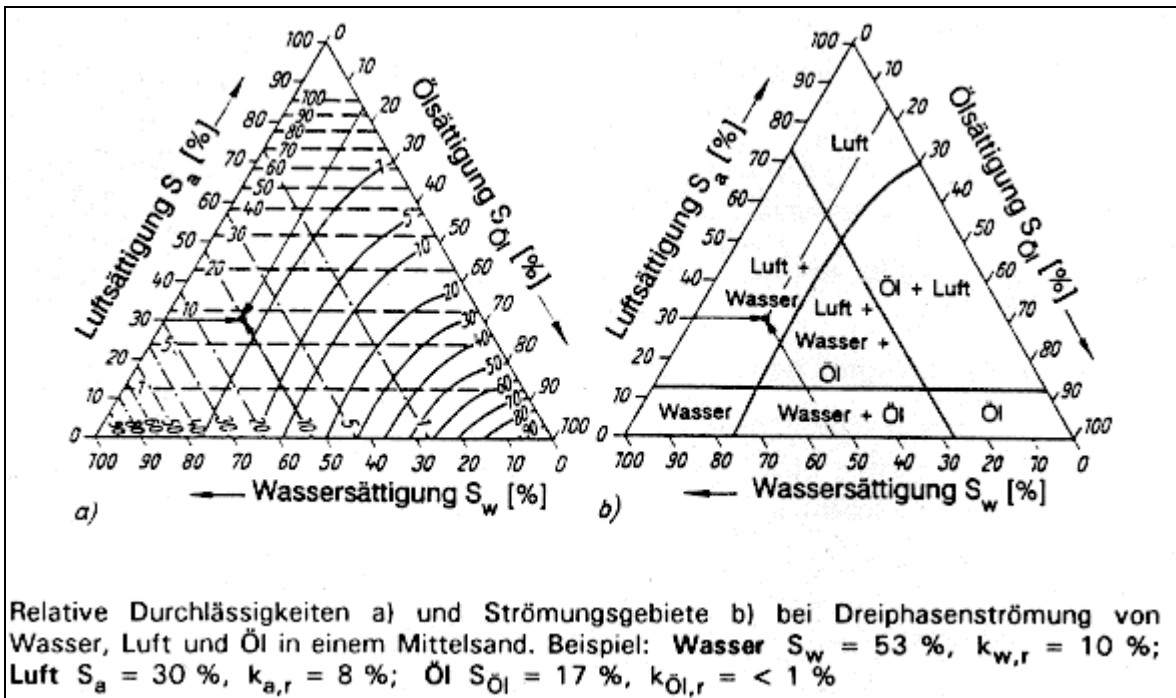


Abb. 2.3-3 Relative Durchlässigkeiten für die drei nicht mischbaren Fluide Wasser (w), Luft (a) und Öl (ö) (nach BUSCH, LUCKNER, 1974)

Zweiphasenströmung

Zweiphasenströmungen können in der gesättigten Zone als Fließen von Wasser und flüssiger (Schadstoff-) Phase, und in der ungesättigten Zone als Fließen von Wasser und Luft, Wasser und flüssiger Phase (Luft immobil) oder von Luft und flüssiger Phase (Wasser immobil) auftreten.

Bei all diesen Kombinationen zweier nicht mischbarer Phasen ist ein ähnliches Verhalten zu beobachten, wobei die Benetzungseigenschaften von großer Bedeutung sind. In Abb. 2.3-4 sind schematisch die relativen Durchlässigkeiten für die Zweiphasenströmung von Wasser (als besser benetzende Phase) und von Öl (als schlechter benetzende Phase) wiedergegeben.

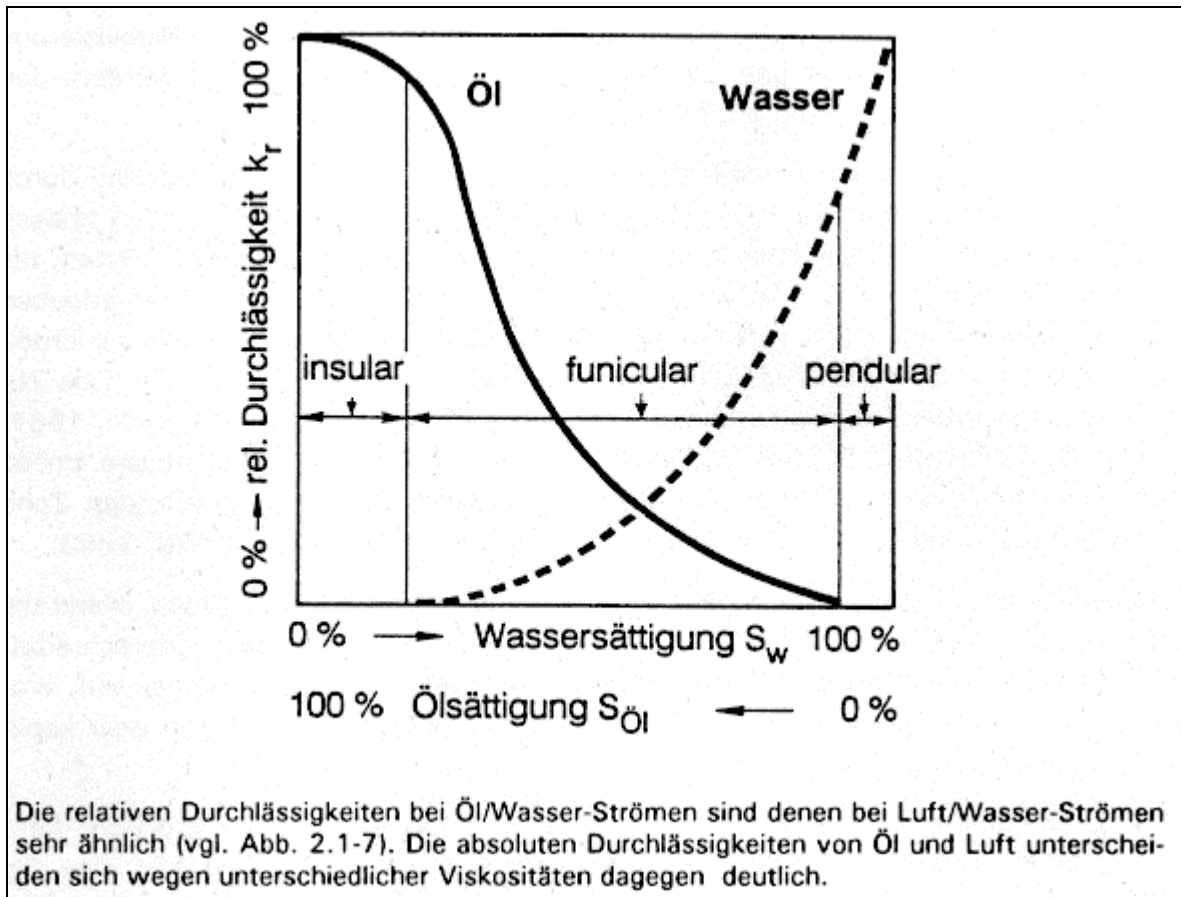


Abb. 2.3-4 Relative Durchlässigkeit für Öl und Wasser bei Zweiphasenströmen (nach VAN DAM, 1967)

Im folgenden werden allgemein gültige Zusammenhänge dargestellt, wobei die besser benetzende Phase (in Anlehnung an dieses Beispiel) als **Wasserphase**, die schlechter benetzende Phase als **Ölphase** bezeichnet wird:

- Die Durchlässigkeit des Bodens für jede Phase ist relativ zur Durchlässigkeit bei voller Sättigung verringert.
- Die relative Durchlässigkeit der **Wasserphase** verringert sich schon bei Anwesenheit geringer Anteile der Ölphase im Porenraum. Die Ölphase befindet sich in Form von Tröpfchen in Aufweitungen der Porenkanäle und verringert den Fließquerschnitt der Wasserphase. Solange sich die Ölphase immobil in Form isolierter Tröpfchen im Porenraum befindet, spricht man von einem insularen Sättigungszustand der Ölphase.
- Die relative Durchlässigkeit der **Ölphase** bleibt dagegen von der Anwesenheit einer Wasserphase zunächst unbeeinflusst. Das Wasser benetzt die Kornoberflächen, besetzt die engen Porenzwickel und verringert den Fließquerschnitt nur unwesentlich. Solange sich das Wasser immobil in Porenzwickeln und engen Poren befindet, spricht man von einem pendularen Sättigungszustand der Wasserphase.
- Sind beide Phasen mobil, so spricht man von einem funikularen Sättigungszustand. Die Summe der beiden relativen Durchlässigkeiten ist immer < 1 .
- Eine Ausdehnung des funikularen Sättigungsbereiches - d. h. eine Mobilisierung von pendularem Wasser oder insularem Öl - kann dadurch erreicht werden, daß der Gradient der Strömung erhöht wird.

Der Verlauf der (relativen) Durchlässigkeitskurven wird einerseits vom Boden durch seine Porenstruktur und Benetzbarkeit, andererseits von beiden strömenden Phasen durch ihre Dichten, Viskositäten und Grenzflächenspannungen bestimmt. Daten, die genauere Angaben zu den relativen Durchlässigkeiten verschiedener Böden erlauben würden, sind nur vereinzelt veröffentlicht und stammen fast sämtlich aus der Erdölforschung (z. B. LEWERETT, LEWIS, 1941; SCHNEIDER, OWENS, 1970). Eine Zusammenfassung der Grundlagen bieten VAN DAM und SCHIEGG (VAN DAM, 1967; SCHIEGG, 1979; UMWELTBUNDESAMT, 1990). Eine Übersicht über neuere Untersuchungen im Zusammenhang mit Sanierungsmaßnahmen der ungesättigten Zone geben MERCER und COHEN und DVWK (MERCER, COHEN, 1990; DVWK, 1993).

Zweiphasenströmungen können bei pneumatischen Sanierungen auftreten, wenn die Sättigung der Wasser- oder der Schadstoffphase die Residualsättigung überschreitet. Häufig treten Wasserbewegungen im Umfeld von Bodenluftabsaugbrunnen auf, wobei eine Wasserströmung durch Infiltration, Wasserspiegelschwankungen oder kapillaren Aufstieg gespeist werden kann.

Nach Eindringen einer flüssigen Schadstoffphase (s. u.) in die gesättigte Zone können auch hier Zweiphasenströmungen entstehen. Besonders häufig tritt dies bei Schadstoffen auf, die leichter als Wasser sind und eine "aufschwimmende Ölphase" bilden. Bei der Ausbreitung einer solchen Ölphase verbleibt im durchströmten Porenraum residuelles Öl zurück, weshalb bei begrenzter Infiltration immer auch die Ausbreitung in flüssiger Phase begrenzt bleibt. Die gezielte Fassung einer flüssigen Schadstoffphase als aufschwimmende Ölphase oder als schwere organische Phase auf einem Stauhorizont (z. B. LCKW) ist wegen in der Regel nur geringer aufbringbarer Strömungsgradienten nur mit starken Einschränkungen möglich. So verbleibt meist ein erheblicher Anteil der flüssigen Phasen in Residualsättigung (insular) im Porenraum.

Intensiv untersucht wurde die Bewegung unter Schwerkraft für flüssige Schadstoffe in der ungesättigten und der gesättigten Zone. Für Flüssigkeiten, die leichter sind als Wasser (Öl, Benzin), sind hier die Untersuchungen von SCHWILLE und SCHIEGG zu nennen (SCHWILLE, 1971; SCHIEGG, 1979); für Flüssigkeiten, die schwerer sind als Wasser (LCKW), die Untersuchungen von SCHWILLE (SCHWILLE et al., 1984; siehe auch MELUF, 1983).

Eindringen von nicht mischbaren Fluiden in den wassergesättigten Porenraum

Das Eindringen einer nicht benetzenden Phase (Öl, LCKW, Luft) in einen wassergesättigten Porenraum erfordert die Überwindung des Eintrittskapillardruckes p_{ke} . In Abb. 2.1-9 wurde für das Eindringen von Luft in einen wassergesättigten Boden die Abhängigkeit des Eintrittskapillardruckes vom mittleren Korndurchmesser $d_{50, Oberfl.}$ aufgetragen. Das Diagramm kann auch für das Eindringen von anderen nicht benetzenden Phasen in einen wassergesättigten Boden verwendet werden. Hierfür sind lediglich die für das jeweilige Fluid geltende Grenzflächenspannung σ_{ij} und der Randwinkel der Benetzbarkeit α zu ersetzen. MERCER und COHEN machen hierfür einige Angaben (MERCER, COHEN, 1990):

Fluid	Grenzflächenspannung σ_{ij}	Randwinkel der Benetzbarkeit α
Tetrachlorethen (Per) (in feuchtem Boden)	$\sigma_{\text{Per,Wasser}} = 44,4 \cdot 10^{-3} \text{ N/m}$	$\alpha = 16 \text{ bis } 45^\circ$
Trichlorethen (Tri)	$\sigma_{\text{Tri,Wasser}} = 34,5 \cdot 10^{-3} \text{ N/m}$	
Diesel	$\sigma_{\text{Diesel,Wasser}} \text{ ca. } 50 \cdot 10^{-3} \text{ N/m}$	
Benzin	$\sigma_{\text{Benzin,Wasser}} \text{ ca. } 50 \cdot 10^{-3} \text{ N/m}$	

Verhalten mischbarer Flüssigkeiten

Einige Schadstoffe wie Alkohole, Säuren und Laugen sind mit Wasser in beliebigen Verhältnissen mischbar. Die Fluideigenschaften des Gemisches (Dichte, Viskosität und Benetzungseigenschaften) ergeben sich aus den Eigenschaften der gemischten Fluide und dem Mischungsverhältnis. Mit zunehmender Verdünnung im Untergrund kommen sie den Eigenschaften des reinen Wassers immer näher.

Zwischen mischbaren Fluiden treten keine Grenzflächenkräfte auf. Die Durchmischung der Fluide erfolgt durch Diffusion in der Mischung unterstützt durch mechanische Effekte bei der Durchströmung der Poren.

Erfahrungen mit Grundwasser-Dichteströmungen (unterschiedliche Salzgehalte, Temperaturdifferenzen) zeigen, daß die Durchmischung mitunter sehr langsam vonstatten gehen kann.

Zusammenfassung

Die Bedeutung der Fließeigenschaften organischer Schadstoffe auf ihr Verhalten kann zusammenfassend wie folgt beurteilt werden:

- Die Durchlässigkeit eines Bodens für ein beliebiges Fluid k_{Fluid} steigt mit der Dichte des Fluids und sinkt mit der Zunahme der Viskosität des Fluids.
- Bei Anwesenheit mehrerer miteinander nicht mischbarer Phasen (flüssig oder gasförmig) im Untergrund können Mehrphasenströmungen auftreten. Die Durchlässigkeit für jede der Phasen ist für beliebige Teilsättigungszustände geringer als bei Sättigung durch diese Phase.
- Ein Fluid ist mobil, wenn es im Boden eine zusammenhängende d. h. kohärente Phase bildet (funikularer Sättigungszustand). Fluide in pendularem (benetzendes Fluid) oder insularem (nicht benetzendes Fluid) Sättigungszustand können nur durch das Aufbringen eines Druckgradienten mobilisiert werden, der die haltenden Kapillarkräfte überwindet.
- Das Eindringen eines nicht mischbaren Fluids in einen wassergesättigten Porenraum wird wesentlich durch den mittleren Korndurchmesser und die Grenzflächenspannung des Fluids zu Wasser bestimmt. Der Eintrittskapillardruck ist proportional zur Grenzflächenspannung und umgekehrt proportional zum mittleren Korndurchmesser.

2.3.2 Verteilung und Ausbreitung flüchtiger Stoffe

Flüchtige Substanzen können über die Gasphase in den Boden eingetragen werden oder im Boden in die Gasphase übertreten. Die in der Bodenluft vorhandenen gasförmigen Schadstoffe entstehen meist durch die Verflüchtigung bereits im Boden befindlicher Stoffe. Es sind dabei folgende zwei Prozesse zu unterscheiden, die im Boden eng miteinander verknüpft sind:

- der Stoffaustausch von der gelösten, sorbierten oder reinen Schadstoffphase in die Dampfphase
- die diffusive Ausbreitung der Chemikalien über die Bodenluft

Zu den leichtflüchtigen Verbindungen zählen u. a. leichtflüchtige aromatische (BTXE) und aliphatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Methan, Ethan, Propan) sowie aliphatische halogenierte Kohlenwasserstoffe (LCKW, LHKW).

In den folgenden Ausführungen werden das Adsorptionsverhalten flüchtiger Chemikalien kurz charakterisiert und die pedogenen Faktoren herausgearbeitet, die die Phasenübergänge im Boden begrenzen und die diffusive Ausbreitung steuern.

Adsorptionsverhalten

Die Verteilung flüchtiger Chemikalien zwischen Bodenmatrix und Bodenluft ist durch folgende Punkte gekennzeichnet:

- Flüchtige Substanzen besitzen eine vergleichsweise geringe Affinität zur Bodenmatrix. Die Adsorption nimmt mit steigendem Dampfdruck, steigender Wasserlöslichkeit und zunehmender Polarität ab und liegt um einige 10er Potenzen unter jener von nicht flüchtigen Verbindungen.
- Unpolare flüchtige Verbindungen (z. B. LCKW) werden bevorzugt an organischen Bodenbestandteilen adsorbiert. An mineralischen (selbst an tonmineralreichen) Bodenkomponenten kann keine nennenswerte Adsorption dieser Verbindungen beobachtet werden. Für die Adsorption polarer Verbindungen gewinnen neben der organischen Substanz dagegen mineralische Bodenkomponenten zunehmend an Bedeutung (vgl. Kap. 2.3.3).
- Die Adsorptionskapazitäten potentieller Adsorbenten steigen mit sinkenden Wassergehalten. Im Laborexperiment war die Adsorption von Tetrachlorethen an ofentrocknem Sand um das 500fache gegenüber der feuchten Probe erhöht (GRATHWOHL et al., 1990). Eine signifikante Erhöhung der Adsorption kann allerdings erst bei Wassergehalten festgestellt werden, die sich bei einer relativen Luftfeuchtigkeit < 100 % einstellen (SMITH et al., 1988). Im Boden treten unter natürlichen Bedingungen in der Regel Luftfeuchtigkeiten unter 95 % nur in extremen Fällen auf.
- Die Adsorption ist reversibel. Flüchtige Substanzen reagieren in Laborexperimenten vergleichsweise rasch auf veränderte Gleichgewichtseinstellungen.
- Flüchtige Chemikalien werden in ihrem Adsorptionsverhaltens bereits von Temperaturschwankungen in relativ niedrigen Temperaturbereichen beeinflusst. Die Adsorption von Trichlormethan an Aktivkohle beispielsweise steigt bei einem Rückgang der Temperatur um 10 °C um das Dreifache an (ALBEN et al., 1988).

Pedogene Faktoren des Stoffaustausches

Die Verteilung organischer Chemikalien zwischen Bodenmatrix und Bodenluft kann über experimentell ermittelte Adsorptionskoeffizienten beschrieben werden (vgl. Kap. 2.2). Für den Stoffübergang zwischen Bodenluft und Bodenwasser ist die Henry-Konstante die bestimmende Größe (Kap. 2.2). Beide Koeffizienten beschreiben die Verteilung im Gleichgewichtszustand. Aussagen über die Geschwindigkeit des Stoffüberganges, die maßgeblich die Phasenverteilung des Stoffes im Boden bestimmt, sind auf der Grundlage dieser Werte nicht möglich. Im Laborexperiment verläuft der Stoffaustausch fest/gasförmig und gasförmig/gelöst verhältnismäßig rasch. Im Boden kann der Stoffaustausch verzögert werden, da die einzelnen Phasen (Bodenwasser, Bodenluft, Bodenmatrix) heterogen verteilt sind. Ein Stoffaustausch setzt zunächst den diffusiven Transport der Substanzen an die jeweiligen Phasengrenzflächen voraus. Die molekulare Diffusion ist der Faktor, der die Geschwindigkeit des Phasenüberganges bestimmt. Diffusive Ausbreitung und Verteilung flüchtiger Chemikalien sind somit eng miteinander verknüpfte Prozesse.

Die Geschwindigkeit der molekularen Diffusion wird im wesentlichen vom luftwegsamem Porenvolumen gesteuert. In der Bodenluft erfolgt eine rasche Diffusion, während die molekulare Diffusion im Wasser gegenüber der Luft um 3 Zehnerpotenzen verringert ist.

Seitens der Chemikalie bestimmt deren Adsorptionsneigung maßgeblich die Geschwindigkeit der diffusiven Ausbreitung. Es ist somit unter folgenden pedogenen Bedingungen mit einem verzögerten Stoffübergang in die Bodenluft zu rechnen:

- **Hohe Wassergehalte** verschieben die Verteilung zugunsten des Bodenwassers und erhöhen die Desorptionszeiten flüchtiger Verbindungen. In Laborexperimenten konnte nachgewiesen werden, daß trotz steigender Adsorptionskapazität der Adsorbenten, die **Desorption** mit sinkendem Wassergehalt schneller verläuft. 90 % des adsorbierten Tetrachlorethens konnte von einem eingangs ofentrockenen Sand in 9 bis 10 Tagen durch Belüftung entfernt werden (GRATHWOHL et al., 1990), während für die feuchte Probe (Wassergehalt von 6,2 %) mit einer Dekontaminationszeit von 54 Tagen gerechnet werden muß. Mit sinkendem Wassergehalt wird die Austauschfläche zwischen Bodenmatrix und Bodenluft vergrößert und der Wasserfilm verkleinert (Verkürzung der Diffusionswege).
- **Hohe Gehalte an organischem Material** verschieben die Verteilung der flüchtigen Chemikalien zugunsten der Bodenmatrix. Die Adsorption an organischer Substanz vollzieht sich in zwei Schritten unterschiedlicher Adsorptions- bzw. Desorptiongeschwindigkeit:
 - Rasche Adsorption an den äußeren Oberflächen.
 - Diffusion der Chemikalie in die Feinstporen des Sorbenten.
- Die Diffusion in das Innere der Adsorbenten dürfte dabei im wesentlichen von der Molekülgröße und der Bindungsfestigkeit an den Oberflächen bestimmt werden. Eine Rückdiffusion ist möglich, verläuft aber gegenüber der Desorption oberflächlich adsorbierter Moleküle vergleichsweise langsam.
- **Hohe Gehalte an Ton- und Schluff** vermindern die Luftkapazität der Böden. Ton- und Schluffböden besitzen hohe Anteile an Fein- und Mittelporen. Diese sind unter Feldbedingungen auch in der ungesättigten Bodenzone bis zu einem Radius von 100 nm durch Kapillarkondensation wassergesättigt und der Bodenluft nicht zugänglich.

Das diffusive Vordringen der Chemikalien in Wasser vollzieht sich äußerst langsam (vgl. Abb.2.3-6).

- **Niedrige Bodentemperaturen** erhöhen die Adsorption und verringern die Diffusionsgeschwindigkeiten. In gefrorenen Böden werden die Konzentrationen in der Bodenluft zudem durch Kondensation an den kühleren Bodenoberflächen vermindert (Kühlfal-
leneffekt der Gefriernis).
- **Sekundärporen** (wie Trocknungsrisse, Wurzel- oder Wurmrohren) erhöhen die Luftwegsamkeit in Böden und Sedimenten. Schrumpfrisse entstehen vornehmlich in tonreichen Böden. Die Risse können sehr schmal (< 1 mm) bis äußerst breit (> 50 mm) sein. Sekundärporen führen dazu, daß nur ein geringer Anteil der Bodenmatrix durchströmt wird und vermindern so den Stoffaustausch zwischen Bodenmatrix und Bodenluft.
- Ein verminderter Stoffaustausch ist vornehmlich in Festgesteinen zu erwarten, da hier die Luftbewegung meist auf Klüfte und Schichtfugen oder Karsthohlräume begrenzt bleibt.

Bei Bodenluftsanierungen ist vornehmlich in jenen Fällen mit verzögerten Stoffübergängen zu rechnen, in denen den Chemikalien genügend Zeit zur Verfügung stand, um in wenig zugängliche Bereiche des Bodens einzudringen.

Diffusive Ausbreitung über die Bodenluft

Die Diffusion in der Gasphase ist der entscheidende Transportprozeß organischer Dämpfe und Gase. Der konvektive Transport scheint selbst bei spezifisch schweren Dämpfen und Gasen lediglich im Initialstadium der Ausbreitung eine Rolle zu spielen (SCHWILLE, WEBER, 1991). Große Bedeutung könnte die Dichteströmung allerdings in solchen Fällen haben, in denen über lange Zeiten große Mengen schwerer Dämpfe emittiert werden (z. B. Verdampfen von flüssigen LCKW, Austrag von LCKW über Exhauster und Abluftrohre oder über Kanäle und Kellerräume). Eine solche Situation ist exemplarisch in Abbildung 2.3-5 vorgestellt.

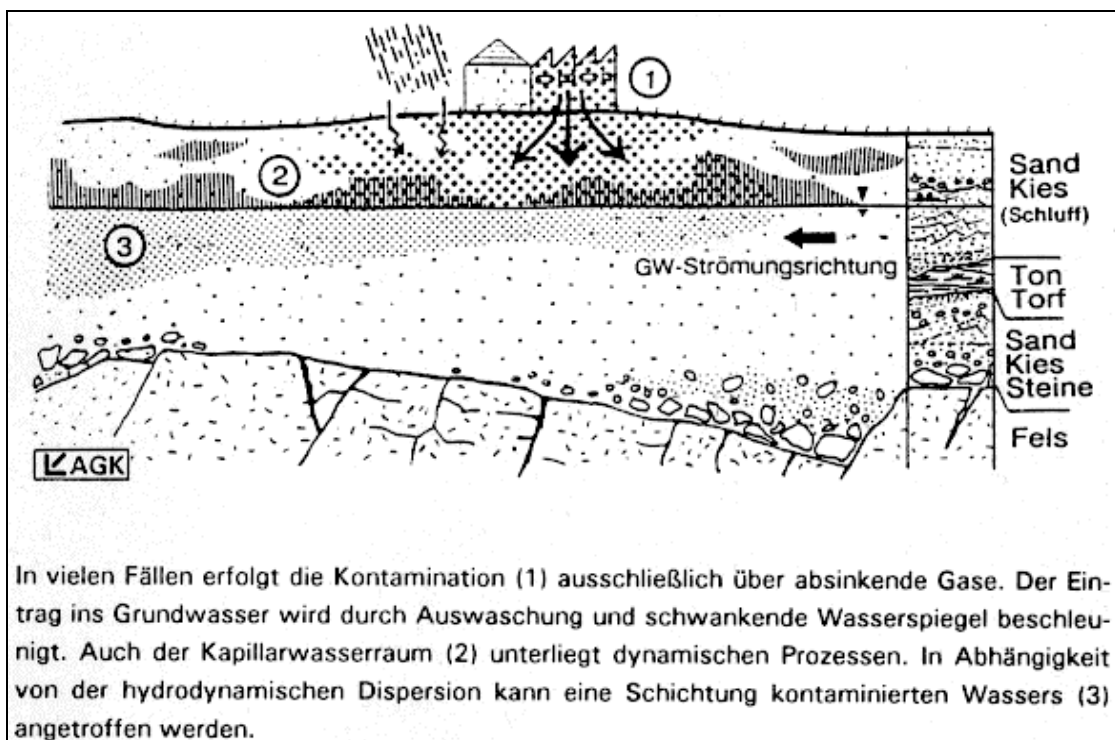


Abb. 2.3-5 Eintrag und Ausbreitung schwerer Gase im Boden

Die Beweglichkeit der Gase und Dämpfe im Boden ist durch folgende Punkte gekennzeichnet:

- Die organischen Gase diffundieren in trocknen Böden rasch und breiten sich vorzugsweise über dem Kapillarwasserraum aus. Die Tiefenverlagerung der Gase wird durch Auswaschvorgänge, Desorptionsprozesse und Löslichkeiten in Wasser bei Niederschlagsereignissen beeinflusst. Das diffusive Vordringen ins Grundwasser erfolgt dagegen sehr langsam (vgl. Abb. 2.3-6). Der Eintrag flüchtiger Substanzen ins Grundwasser findet vor allem über das Sickerwasser statt. Die flüchtigen Substanzen können vom Sickerwasser aus der belastenden Bodenluft und durch Desorption von der Feststoffphase aufgenommen und transportiert werden (Abb. 2.3-2). Auch durch Grundwasserspiegelschwankungen können erhebliche Schadstoffmengen in das Grundwasser gelangen.
- Die Chemikalien werden entsprechend ihrer Adsorptionsaffinitäten im Boden zurückgehalten, so daß häufig bei der Ausbreitung von Schadstoffgemischen in Boden und Grundwasser Chromatographieeffekte beobachtet werden können (vgl. Abb. 2.3-6).

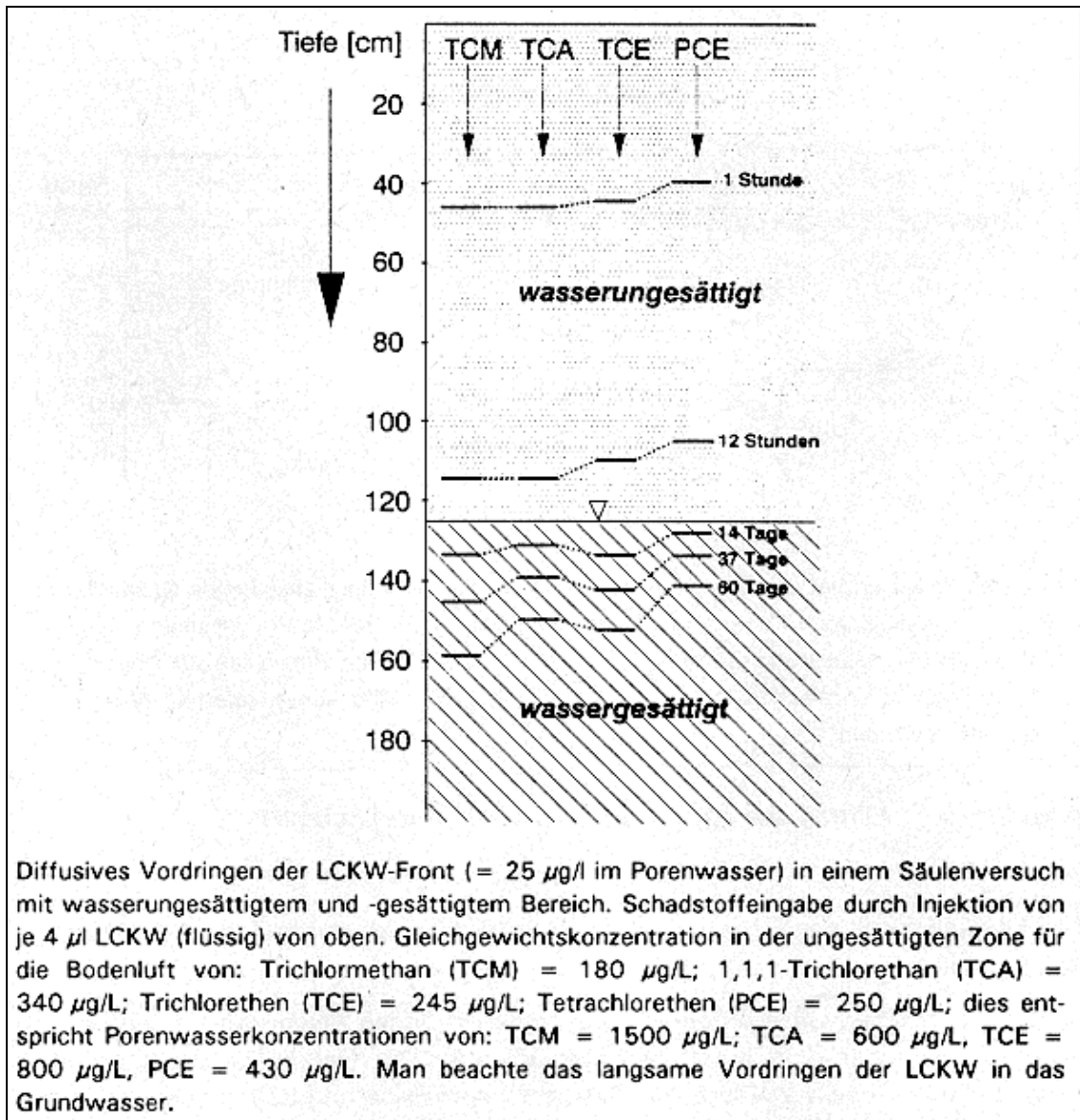


Abb. 2.3-6 Diffusion verschiedener leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe im wassergesättigten und -ungesättigten Bereich (nach GRATHWOHL, EINSELE, 1991)

- Die Diffusionsgeschwindigkeiten variieren substanz- und bodenspezifisch. Hohe Diffusionskoeffizienten von $< 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$ und damit hohe Diffusionsgeschwindigkeiten konnten für Substanzen ermittelt werden, die keiner Retardation unterliegen (Tracer), während für sorptionsfähige Moleküle deutlich niedriger Diffusionskoeffizienten mit Werten bis $10^{-17} \text{ cm}^2/\text{s}$ bestimmt wurden (vgl. Tab. 2.3-1). Eine Berechnungsgrundlage für Diffusionskoeffizient in porösen Medien aus dem Diffusionskoeffizienten im Wasser wird in Tabelle 2.3-1 vorgestellt.
- Die für die Gasdiffusion effektive Porosität hängt dabei weniger vom Anteil an luftgefülltem Volumen, als vielmehr von der Kontinuität der luftgefüllten Passagen ab.

Substanz	Material	Porosität	D_{app}
Chlorid	Ton	0,52 - 0,35	5E-6
Benzol, Naphtalin	Ton	0,52-0,35	2E-7 - 2E-8
Jodid/Uranin	Granit/Gneis	0,03-0,001	8E-6 - 1E-8*
Jodid	Granit	0,02 - 0,001	1E-6 - 4E-7*
Tritium	Dolomit	0,08	4E-7*
C ₁ - C ₅	Sand - Tonstein	0,16 - 0,004	6E-6 - 9E-9
Nonan, Xylol	Kerogen	-	2E-8, 4E-9
Tetrachlorethen	Borden Sand	ca. 0,05	ca. 1E-10
Tetrachlorbenzol	Borden Sand	ca. 0,05	ca. 1E-12
1,2-Dibromethan	Oberboden	-	2E-17 - 8E-17

* Scheinbarer Diffusionskoeffizient berechnet aus dem effektiven Diffusionskoeffizienten und der Sorptionskapazität bzw. der Porosität.

Scheinbare Diffusionskoeffizienten (D_{app}) können unter der Annahme linearer Adsorption nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$D_{app} = \frac{D_{aq} \cdot n_e}{(n + K_d \rho) \tau_f} = \frac{D_{eff}}{\alpha}$$

D_{app} = scheinbarer Diffusionskoeffizient (cm²/s)
 D_{aq} = freier Diffusionskoeffizient in Wasser (cm²/s)
 n_e = diffusionseffektive Porosität
 D_{eff} = effektiver Diffusionskoeffizient (cm²/s),
unter stationären Bedingungen gilt : $D_{eff} = D_{aq} n/\rho$
 n = Porosität (-)
 K_d = linearer Sorptionskoeffizient (l/kg)
 ρ = Trockenraumdichte (kg/l)
 τ_f = Tortuositätsfaktor (-), kann aus der Porosität abgeschätzt werden: $\tau_f = n^{1-m}$,
 m nimmt für verschiedene Gesteine Werte zwischen 1,5 und 3 an
 α = Sorptionskapazität ($\alpha = n + k_d \rho$) (-).

Tab. 2.3-1 Diffusionskoeffizienten (cm²/s) verschiedener Verbindungen in Ton, Festgesteinen, Sand und Boden (nach GRATHWOHL, 1992)

Die Ausbreitung flüchtiger Chemikalien in Boden und Grundwasser kann zusammenfassend wie folgt beurteilt werden:

- Für flüchtige Substanzen geringer Wasserlöslichkeit und hoher Persistenz stellt die Ausbreitung in der Gasphase den Haupttransportprozeß in der ungesättigten Bodenzone dar.
- Die Tiefenverlagerung der Gase erfolgt durch Diffusion, sowie Auswaschvorgänge, Desorptionsprozesse und Lösungstransport im Bodenwasser.

- Der Tiefentransport erfolgt über die Gasphase in der Regel rascher als über die Sickerwasserfront.
- Das Rückhaltevermögen des Bodens nimmt mit dem Gehalt an organischer Substanz, dem Tonmineralgehalt und der Lagerungsdichte zu.
- In Abhängigkeit von den Standortgegebenheiten können aber auch für flüchtige Substanzen lange Desorptionszeiten beobachtet werden. Die Geschwindigkeit der Phasenübergänge wird dabei im wesentlichen von der molekularen Diffusion der Substanzen im Porenraum des Bodens, in den Bodenaggregaten und im einzelnen Korn bestimmt.

2.3.3 Verhalten gelöster organischer Chemikalien im Untergrund

Die Chemikalien gelangen in das Boden- und Grundwasser durch

- Desorption von der Feststoffphase des Untergrundes,
- Lösung aus der Bodenluft (vgl. Kap.2.3.2) und
- Lösung aus flüssigen Schadstoff(rein)phasen (vgl. Kap. 2.2).

Die Fließeigenschaften des Wassers werden durch die gelösten Chemikalien nur unwesentlich verändert, so daß der Transport im wesentlichen den Gesetzen der Wasserbewegung im Boden folgt, die in Kapitel 2.1. vorgestellt werden. Allerdings sind die Auswirkungen der gelösten Stoffe auf den Schadstofftransport von großer Bedeutung. Dispersion, Diffusion, Ad- und Desorption sowie physiko-chemische und biologische Prozesse können den Schadstofftransport gegenüber der konvektiven Strömung beschleunigen, aber auch bremsen (siehe Kap. 2.1.3.3). Die Bewegung gelöster organischer Chemikalien wird vornehmlich durch Adsorption an potentiellen Adsorbenten des Bodens verzögert.

Die Adsorption organischer Chemikalien wird maßgeblich von deren Polarität bestimmt. Zum einen wird die Wasserlöslichkeit über die Polarität vorgegeben, zum anderen steuert die Stellung organischer Verbindungen innerhalb der Polaritätsreihe (unpolar - polar) die Art und das Ausmaß der adsorptiven Bindungen im Untergrund.

Verhalten unpolarer Verbindungen

Unpolare bzw. wenig polare Verbindungen besitzen in der Regel eine geringe Wasserlöslichkeit und ein hohes Adsorptionsverhalten gegenüber organischem Kohlenstoff und sind daher im Hinblick auf das Transportmedium Wasser immobilere einzuschätzen als stärker polare Verbindungen. Mit der Zeit und in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Untergrundes können allerdings auch für Substanzen geringer Wasserlöslichkeit erhebliche Schadstoffmengen über das Sickerwasser und das Grundwasser transportiert werden. Darüber hinaus gilt es zu beachten, daß unter Deponiebedingungen, aber auch bei Altlasten, meist mit dem Auftreten von organischen Flüssigkeitsphasen und Lösungsvermittlern zu rechnen ist, die die Löslichkeit schwerlöslicher Verbindungen erhöhen können (vgl. Kap. 2.2).

Zu den unpolaren bzw. wenig polaren Verbindungen zählen u. a. aliphatische Chlorkohlenwasserstoffe, Aromaten wie Benzol, Toluol, Xylole, chlorierte Aromaten, Organoschwefelverbindungen, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Phthalate und, je nach Chlorierungsgrad, Vertreter polychlorierter Biphenyle (PCB).

Der Grad der Immobilisierung unpolarer organischer Verbindungen im Boden wird im wesentlichen von Gehalt und Struktur der organischen Substanz bestimmt.

Unter bestimmten pedogenen Bedingungen können unpolare Verbindungen wesentlich mobiler sein, als dies aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit und Adsorbierbarkeit zu erwarten wäre:

- Gefügeeigenschaften: hohe Aggregation und Ausbildung von Makroporen
- Zusammensetzung der Bodenlösung: Vorkommen von Lösungsmittler, von organischen Chemikalien höherer Adsorptionsaffinität und von gelöster organischer Substanz.

Im folgenden werden die genannten Faktoren, die die Mobilität unpolarer organischer Chemikalien im Boden steuern, kurz erläutert.

Gehalt und Struktur der organischen Substanz

Unpolare organische Chemikalien werden vornehmlich im humosen Oberboden und in humosen Schichten des Untergrundes gespeichert. Die Effektivität der Speicherung hängt von Gehalt und Struktur der organischen Substanz, der Mächtigkeit humoser Horizonte und Schichten und der Stabilität der adsorptiven Bindungen ab. Die Adsorption steigt in der Regel mit folgenden Eigenschaften des organischen Materials an:

- zunehmender Aromatizität,
- abnehmendem Anteil an Carboxylgruppen,
- abnehmender Polarität und
- kleinerem C/O-Verhältnis

So nimmt die Adsorptionskapazität von Zellulose über Huminsäure zu Lignin zu (vgl. Abb. 2.3-7). Innerhalb der Huminstoff-Fraktionen besitzt die Fulvosäure die geringste Adsorptionskapazität.

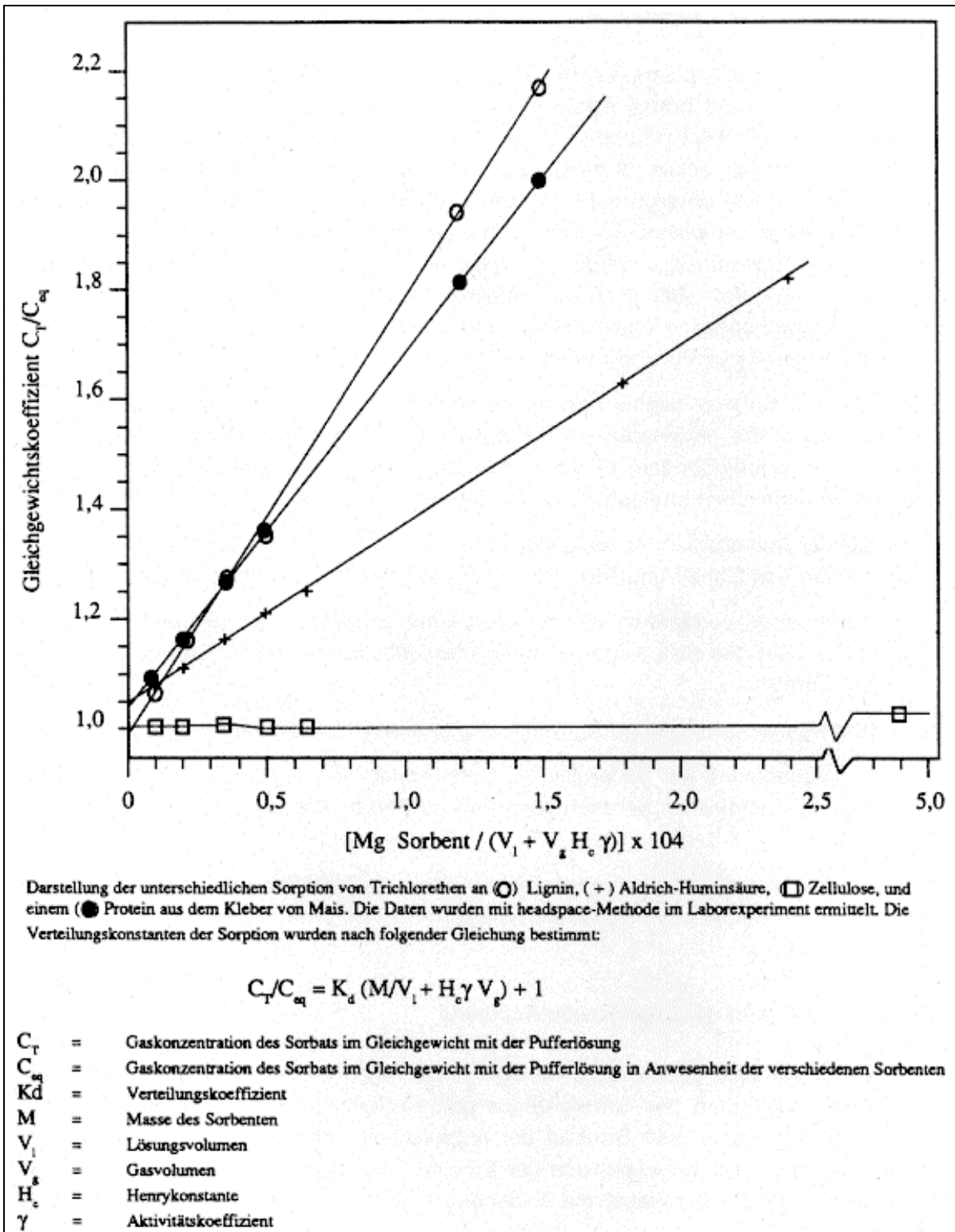


Abb. 2.3-7 Adsorption von Trichlorethen an verschiedenen organischen Materialien (nach GARBARINI, LION, 1986)

Die Adsorption unpolarer Moleküle ist von Milieubedingungen (E_H und pH-Verhältnisse) weitgehend unabhängig.

Irreversible Bindungen sind nach den bisher vorliegenden Untersuchungen kaum zu erwarten. Allerdings ergeben sich hinsichtlich der Bindungsfestigkeit und der Desorptionskinetik erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Chemikalien und Chemikaliengruppen.

Gefügeeigenschaften

Das Bodengefüge, das im wesentlichen die Gefügemorphologie, das Porenvolumen und die Lagerungsdichte umfaßt, bestimmt maßgeblich die Zugänglichkeit der Sorptionsplätze und die Verweildauer einer Chemikalie im Boden. Eine zunehmende **Aggregation** kann die Adsorption infolge der schlechteren Zugänglichkeit der Adsorptionsplätze im Aggregatinneren vermindern. Auch die Ausbildung von **Makroporen** (Wurm- und Wurzelgänge, Schrumpfrisse) setzt die Adsorption der im Sickerwasser gelösten Bestandteile herab, da

- nur ein geringer Teil der Bodenmatrix durchflossen wird und
- der Transport in tiefere Schichten im Vergleich zur Adsorption rasch erfolgt.

Dagegen steigt das Rückhaltevermögen mit der Lagerungsdichte an und ist in tonmineralreichen Böden gegenüber Schluff- und Sandböden in der Regel höher. Allerdings können auch Horizonte und Schichten geringer hydraulischer Leitfähigkeit, wie Ton- und Schlufflagen, durch den Prozeß der molekularen Diffusion von Chemikalien durchdrungen werden (LAGALLI, 1993; BAM, 1992).

Zusammensetzung der Bodenlösung

Die Zusammensetzung der Bodenlösung bzw. des Grundwassers ist ein weiterer Faktor, der die Adsorption und Desorption organischer Chemikalien beeinflusst. In der Bodenlösung können enthalten sein:

- **Lösungsvermittler** wie Alkohole und Fette (vgl. Kap. 2.2), die die Löslichkeit der organischen Verbindungen erhöhen können.
- **Verbindungen höherer Adsorptionsaffinität**, die bereits adsorbierte Verbindungen verdrängen können. Neutrale Moleküle scheinen nach den vorliegenden Untersuchungen bei geringen Konzentrationen unabhängig voneinander im Boden adsorbiert zu werden. Dagegen können bei höheren Konzentrationen der Komponenten Austauschvorgänge auftreten, die auf den unterschiedlichen Adsorptionsaffinitäten der Substanzen beruhen. So konnte bei Sanierungsmaßnahmen CKW-belasteter Grundwasser die bevorzugte Sorption von Tetrachlorethen gegenüber 1,2,-cis-Dichlorethen an Aktivkohle beobachtet werden (vgl. Kap. 6 und 7).
- **gelöste oder suspendierte organische Substanzen**

Im Bodenwasser treten hauptsächlich Fulvosäuren und, in geringeren Anteilen, Huminsäuren auf. Daneben sind Kohlenhydrate (Mono- und Polysaccharide), Kohlenwasserstoffe (Methan, Phenole) und einfache Fett- und Gerbsäuren zu finden, die zum Teil als Lösungsvermittler gegenüber organischen Chemikalien wirken können (vgl. Kap. 2.2).

Die Chemikalien können mit der gelösten oder auch suspendierten organischen Substanz transportiert werden oder mit dieser an Bestandteile der Bodenmatrix adsorbiert werden. Welcher der genannten Prozesse auftritt, scheint im wesentlichen von der Art der Verbindungen bestimmt zu werden, die durch die Adsorption organischer Chemikalien an gelöster oder suspendierter organischer Substanz entstanden sind. Untersuchungsergebnisse hierzu stehen noch

aus. Für PAK konnte in einigen Schadensfällen die Tiefenverlagerung durch suspendierte organische Substanzen beobachtet werden.

Verhalten polarer organischer Verbindungen

Stark polare Verbindungen besitzen in der Regel eine ausgeprägte Wasserlöslichkeit und ein eingeschränktes Adsorptionsverhalten gegenüber organischen Kohlenstoffen, dafür steigt jedoch die Austauschfähigkeit an mineralischen Komponenten des Untergrundes an.

Zu den polaren Verbindungen zählen u.a. Aldehyde, Amine, Furane, Ketone und Phenoxyessigsäure. Phenole und chlorierte Phenole nehmen innerhalb der Polaritätsreihe polar-unpolar eine Mittelstellung ein. Für diese Substanzen wird die Retardation von Gehalt und Struktur sowohl der organischen Substanz als auch mineralischer Austauscher (Tonminerale, Oxide und Hydroxide) bestimmt.

Stoffe, die im polaren Bereich angesiedelt sind, neigen zur Bildung von Ionen. Der pH-Wert bestimmt in Abhängigkeit zur Dissoziationskonstante der Chemikalie den Anteil der dissoziiert vorliegenden Moleküle. Die Beziehung zwischen dem pH-Wert einer Lösung und dem prozentualen Anionenanteil von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D), 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure (2,4,5-T) und PCP zeigt Abb. 2.3-8.

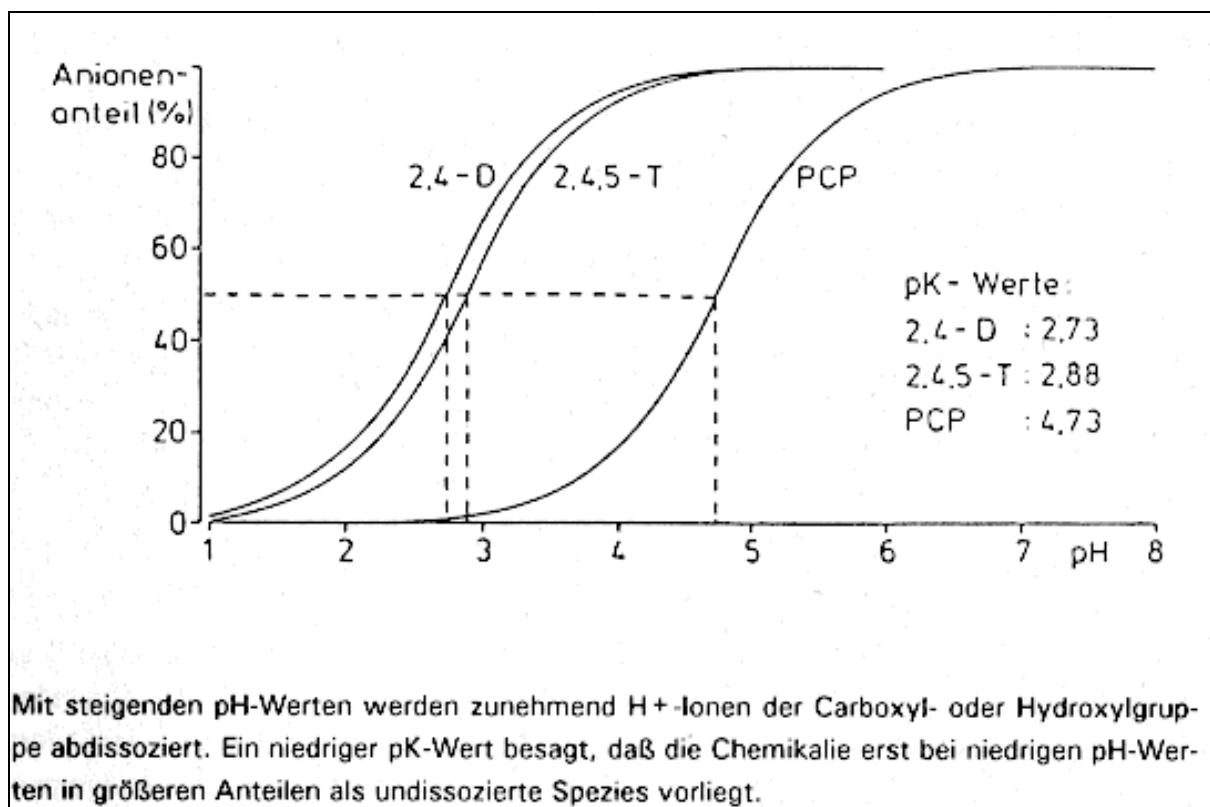


Abb. 2.3-8 Berechnete Beziehung zwischen dem pH-Wert einer Lösung und dem prozentualen Anionenanteil von gelösten 2,4-D, 2,4,5-T und PCP (aus WELP, BRÜMMER, 1989)

Die Dissoziation im Boden und Untergrund wird prinzipiell vom Oberflächen-pH-Wert der Sorbenten und weniger vom pH-Wert der Lösung bestimmt. Nach Untersuchungen von KUKOWSKI und BRÜMMER liegt der pH-Wert der Kolloidoberflächen 0,5 bis 1,5 Einheiten

unter dem pH der Suspension (KUKOWSKI, BRÜMMER, 1987). Der Oberflächen-pH von Montmorillonit liegt nach Angaben von BAILEY et al. etwa 3 bis 4 pH-Einheiten unter der Lösung (BAILEY et al., 1968).

Die Adsorption basischer oder saurer Komponenten ist davon abhängig ob der Adsorber negativ oder positiv geladene Gruppen besitzt. Für Transport und Verteilung polarer Komponenten ist daher die Ionenaustauschkapazität humoser bzw. tonreicher Horizonte und Schichten von Bedeutung. Die potentielle Kationenaustauschkapazität der Böden variiert mit Art und Gehalt an organischer Substanz und Tonmineralen. Sie sinkt in der Regel mit abnehmendem pH-Wert, da H-Ionen mit kationischen Komponenten in der Bodenlösung um die Austauschplätze konkurrieren.

Für die Anionenaustauschkapazität spielen Oxide und Hydroxide eine große Rolle. Zur Beurteilung der Sorptionskapazität der Oxide und Hydroxide ist dabei weniger der Gesamtgehalt als vielmehr der amorphe Anteil von Bedeutung. Gegenüber kompakt kristallisierten Formen weisen Hydroxidkrusten erheblich höhere Adsorptionskapazitäten auf.

Unter reduzierenden Verhältnissen (niedrige E_H -Werte) und saurer Bodenreaktion (niedrige pH-Werte) werden die Oxide des Eisens und Mangans in lösliche Formen überführt (vgl. Kap. 2.1) und damit adsorbierte Moleküle remobilisiert. Dagegen führt der Anstieg der E_H -Werte in Abhängigkeit vom pH-Wert zur Aufoxidation der Metalloxide, so daß sorptionsfähige Stoffe längerfristig gebunden werden können. Im Grundwasserschwankungsbereich oder in staunassen Böden können durch den Wechsel von reduzierenden und oxidierenden Bedingungen eine besonders große Menge reaktiver Eisenoxide mit beträchtlichem Sorptionsvermögen entstehen.

Weitaus stärker als neutrale Moleküle werden ionare Moleküle in ihrem Adsorptionsverhalten von Begleitelektrolyten in der Lösung beeinflusst (KUKOWSKI, BRÜMMER, 1987). Beispielsweise werden durch die Düngung von Ackerböden mit Ammonium synthetisierte Amine remobilisiert (SAXENA, BARTHA, 1983).

Adsorptionskinetik

Die Ad- bzw. Desorption ist eine Funktion der **Zeit**. Ad- bzw. Desorptionsgleichgewichte können sich spontan oder mit erheblicher zeitlicher Verzögerung einstellen. Relativ rasch reagieren einige leichtflüchtige chlorierte Lösemittel auf veränderte Gleichgewichtsbedingungen, während sich die Desorption von PCB in Abhängigkeit von der Hydrophobie der Komponenten und dem Bodentyp in der Größenordnung von Wochen und Monaten bewegt (WOOD et al., 1987). Die Desorptionskinetik ist substanzspezifisch unterschiedlich und wird von den obengenannten pedogenen Parametern beeinflusst. Bei laufenden in-situ Sanierungsmaßnahmen ist darauf zu achten, daß der Stoffübergang von der stationären Phase (adsorbierte und im Haftwasser gelöste Anteile) zur mobilen Phase im wesentlichen durch folgende Faktoren gehemmt sein kann:

- durch die heterogene Verteilung der Schadstoffe im makro- und mikroskopischen Bereich und der dadurch bedingten langen Diffusionswege sowie
- durch die Ausbildung bevorzugter Fließwege, wodurch nur ein geringer Teil der Bodenmatrix durchströmt wird.

Zusammenfassung

Das Lösungsverhalten organischer Verbindungen im Untergrund wird durch folgende Punkte charakterisiert:

- Löslichkeit, Adsorption und Bindungsstärke organischer Chemikalien im Boden wird maßgeblich durch die Polarität der Substanzen vorgeben.
- unpolare bzw. wenig polare Moleküle werden durch Adsorption an organischen Bodenbestandteilen festgelegt, während polare Moleküle den Mechanismen des Ionenaustausches unterliegen und so durch Begleitelektrolyte in der Lösung leichter remobilisiert werden können.
- polare Moleküle werden im Gegensatz zu unpolaren Molekülen in ihrem Adsorptionsverhalten von den Milieubedingungen (E_H und pH-Verhältnisse) bestimmt.
- Die Verteilung wird durch Gefügeeigenschaften wesentlich beeinflusst. In gut durchlässigen Böden und Klüften können infolge einer raschen Tiefenverlagerung die Adsorptionskapazitäten des Bodens kaum genutzt werden. Umgekehrt gehen in gering durchlässigen Bereichen gebundene Schadstoffe durch den Prozeß der molekularen Diffusion nur langsam in die mobile Phase (Bodenluft, Sickerwasser) über.

2.3.4 Abbauverhalten organischer Schadstoffe im Boden

Organische Schadstoffe können im Boden chemisch und mikrobiell abgebaut werden. Für die in Diskussion stehenden organischen Verbindungen ist die mikrobielle Umsetzung der entscheidende Abbaumechanismus im Boden. Häufig werden die Schadstoffe nicht von einem einzelnen Organismus metabolisiert, sondern von Mikroorganismengemeinschaften. Die mikrobielle Umsetzung ist meist mit der Bildung neuer, vorwiegend polarer hydrophiler Stoffe verbunden (vgl. Datenblätter) und führt nur selten bis zur vollständigen Mineralisation.

Der mikrobielle Abbau zahlreicher organischer Verbindungen wird im Handbuch mikrobiologische Bodenreinigung (LFU, 1991a) ausführlich erläutert und diskutiert. Im Rahmen der folgenden Ausführungen werden daher nur kurz die wesentlichen pedogenen Bedingungen aufgezeigt. Die substanzspezifischen Einflußfaktoren wurden bereits in Kap. 2.2.1 vorgestellt.

Mineralische Zusammensetzung

Über den Einfluß mineralischer Komponenten auf den biotischen Abbau gibt es nur wenige Untersuchungen. Im Hinblick auf die biotische Aktivität sind hohe Schluffgehalte positiv zu bewerten. In schluffreichen Böden ist zum einen eine ausreichende Belüftung vorhanden, zum anderen werden Mikroorganismen am stärksten an Schluffpartikeln sorbiert.

Gehalt an organischer Substanz

Die organische Substanz spielt in mehrfacher Hinsicht eine große Rolle für den mikrobiologischen Abbau:

- sie kann in ihrer Funktion als Nährhumus zur Erhöhung der allgemeinen biologischen Aktivität beitragen,

- sie kann Substanzen, wie beispielsweise Schwermetalle, die gegenüber Mikroorganismen toxisch wirken können, festlegen,
- sie kann organische Chemikalien adsorbieren und somit deren Bioverfügbarkeit herabsetzen.

Temperatur- und Wasserhaushalt des Bodens

Die Temperatur beeinflusst die mikrobielle Abbauleistung ganz erheblich, wobei die optimalen Temperaturen substanzspezifisch in weiten Grenzen schwanken. Als relativ ideale Bedingungen für den mikrobiellen Abbau können Temperaturen zwischen 25 °C und 35 °C angesehen werden.

Auch die optimalen Wassergehalte des Bodens für den biotischen Abbau variieren substanz- und bodenspezifisch. Grundsätzlich gilt, daß ein mikrobieller Abbau kaum bei trockenen Böden und nur eingeschränkt bei hoher Wassersättigung zu erwarten ist (HELLING et al., 1971). Bei starker Austrocknung läßt die biotische Aktivität nach und die Adsorption steigt, wodurch die Chemikalien vollständig vor einem mikrobiellen Abbau geschützt sein können.

Bodenreaktion und Redoxverhältnisse

Der mikrobielle Abbau organischer Verbindungen ist im hohen Maße pH-abhängig. In der Regel geht die mikrobiologische Aktivität mit sinkendem pH-Wert zurück, so daß ein verstärkter Abbau organischer Chemikalien im neutralen Bereich zu vermuten ist. Allerdings ist der Einfluß des Boden-pH, wie bisherige Untersuchungsergebnisse zeigen, substanzspezifisch sehr unterschiedlich.

Die Redoxbedingungen bestimmen Mikrobenpopulation, Artenvielfalt und metabolisierende Aktivitäten. Aerobe Mikroorganismen sind unter oxidativen Bedingungen im Boden zu finden. Bei leicht reduzierten Verhältnissen geht deren Aktivität zurück und es erscheinen anaerobe Organismen. In Böden und in Grundwasserleitern können oxidative und reduktive Milieubedingungen engräumig wechseln.

Bioverfügbarkeit

Die mikrobielle Verwertung organischer Substanzen findet ausschließlich in der wäßrigen Phase statt (Bioverfügbarkeit). Hydrophobe Verbindungen mit hohen Adsorptionsaffinitäten sind daher weitgehend vor einem mikrobiellen Abbau geschützt.

Optimale Abbaubedingungen liegen dann vor, wenn die Substanz in physiologisch günstiger Konzentration im Boden- und Grundwasser gelöst ist. Den oberen Schwellenwert dieses Konzentrationsbereiches beschreiben toxische Lösungskonzentrationen gegenüber Mikroorganismen. Diese sind abhängig von den Bodeneigenschaften und der Grundbelastung der Böden mit weiteren potentiellen Schadstoffen (WELP, BRÜMMER, 1989). Die Konzentration, unterhalb der kein Abbau mehr festgestellt werden kann, schwankt stoffspezifisch erheblich und ist im wesentlichen abhängig von der Menge und Zusammensetzung der Substrate und der Mischpopulationen.

Mischkontaminationen

Mischkontaminationen können den mikrobiellen Abbau sowohl hemmen als auch fördern.

Die hemmenden Wirkungen von Mischkontaminationen auf den mikrobiellen Abbau sind in folgenden Prozessen zu sehen:

- Durch das Vorkommen gut abbaubarer anorganischer (z. B. Ammonium) und organischer Verbindungen (z. B. Mineralöle) kann es zu Sauerstoffzehrungen kommen, so daß für die Oxidation schwerer abbaubarer Verbindungen kein Sauerstoff mehr zur Verfügung steht.
- Häufig werden die schwer abbaubaren Verbindungen einer Mischkontamination erst dann abgebaut, wenn der Vorrat an leicht zugänglicheren Stoffen erschöpft ist. Dabei steigt die Zugänglichkeit mit der Wasserlöslichkeit der Einzelkomponenten an.
- Toxische Komponenten (z. B. Schwermetalle) können das Bakterienwachstum und so den mikrobiellen Abbau organischer Chemikalien hemmen (WELP, BRÜMMER, 1989).

Auf der anderen Seite kann der Abbau gefördert werden durch die Anwesenheit von Lösungsvermittlern, die die Bioverfügbarkeit der betreffenden Substanz erhöhen. Im Rahmen der mikrobiologischen Sanierung wird unter anderem der Einsatz von oberflächenaktiven Substanzen als Lösungsvermittler (Biotenside, Natriumpyrophosphat) diskutiert (vgl. Handbuch mikrobiologische Bodenreinigung, LFU, 1991a).

Darüber hinaus können einzelne Stoffe den Mikroorganismen als Wachstumssubstrat dienen und dadurch einen cometabolischen Abbau schwerer abbaubarer Substanzen ermöglichen.

Zusammenfassung

Für den Abbau organischer Chemikalien im Boden sind die Mikroorganismen des Bodens von entscheidender Bedeutung. Ihre Aktivität wird von zahlreichen pedogenen Faktoren bestimmt, unter denen der Gehalt an organischer Substanz, die Temperatur, der Wassergehalt und die Milieubedingungen (pH und E_H) eine besonders wichtige Rolle spielen.

Einzelne Stufen innerhalb mehrstufiger Abbaureihen werden durchaus auch als abiotische Reaktionen vollzogen.

2.4 Verhalten anorganischer Stoffe im Untergrund

2.4.1 Verhalten von Schwermetallen im Untergrund

Im folgenden werden die pedogenen Faktoren, die die Mobilität der Schwermetalle im wesentlichen steuern kurz erläutert:

- Bodenreaktion,
- Redoxverhältnisse,
- mikrobielle Aktivität.

Bindungsmechanismen und potentielle Adsorbenten für Schwermetalle werden in Kapitel 2.2.2 vorgestellt. Umfangreiche Erläuterungen zum Verhalten von Schwermetallen im Boden

und im aquatischen Milieu sind in den Lehrbüchern der Hydrogeologie, der Hydrochemie (MATTHESS, 1990b; SIGG, STUMM, 1991; STUMM, MORGAN, 1981) und der Bodenkunde (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992) enthalten. Darüber hinaus sind zahlreiche grundlegenden Arbeiten über das Verhalten von Schwermetallen erschienen (u. a. FÖRSTNER, SELFHORN, 1986; HERMS, BRÜMMER, 1984; ZEIEN, BRÜMMER, 1991; CALMANO, FÖRSTNER, 1993).

Bodenreaktion

Die Bodenreaktion ist die zentrale Steuergröße der Schwermetallmobilität. Die pH-Abhängigkeit der Adsorption verschiedener Schwermetalle an Eisenoxid zeigt exemplarisch Abbildung 2.4-1.

Generell nimmt die Mobilität der einzelnen Schwermetalle in Böden mit sinkendem pH zu und steigt unterhalb eines elementspezifischen Grenz-pH-Wertes stark an (BRÜMMER et al., 1991; BLUME, BRÜMMER, 1987). Der Grenz-pH ist in Abbildung 2.4-2 für einige Metalle zusammengestellt. Während für die Mehrzahl der untersuchten Schwermetalle erst im sauren Bereich mit erhöhter Mobilisierung zu rechnen ist, steigt die Mobilität für Cd bereits ab pH-Werten um 6,5 an.

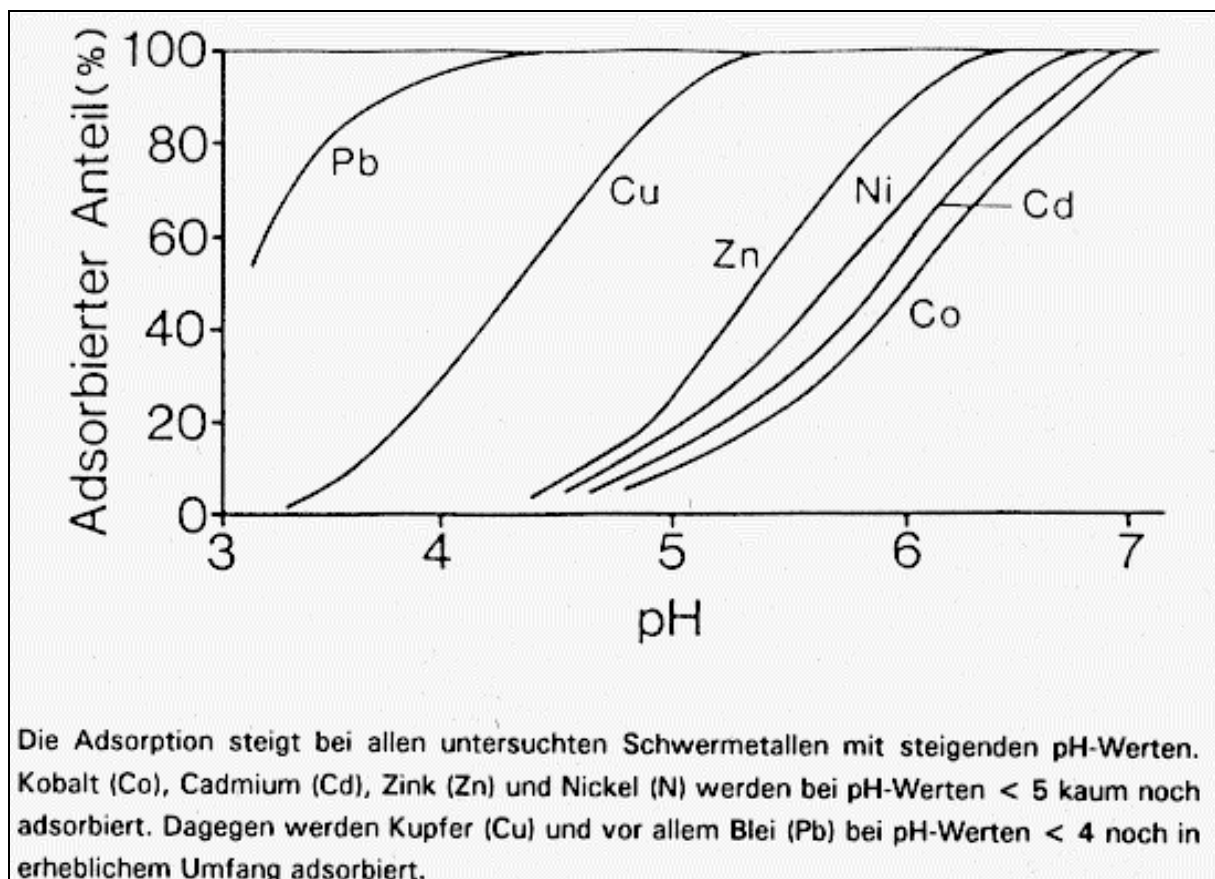


Abb. 2.4-1 Adsorption verschiedener Schwermetalle durch frischgefälltes Fe-Oxid in Abhängigkeit vom pH (aus SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992)

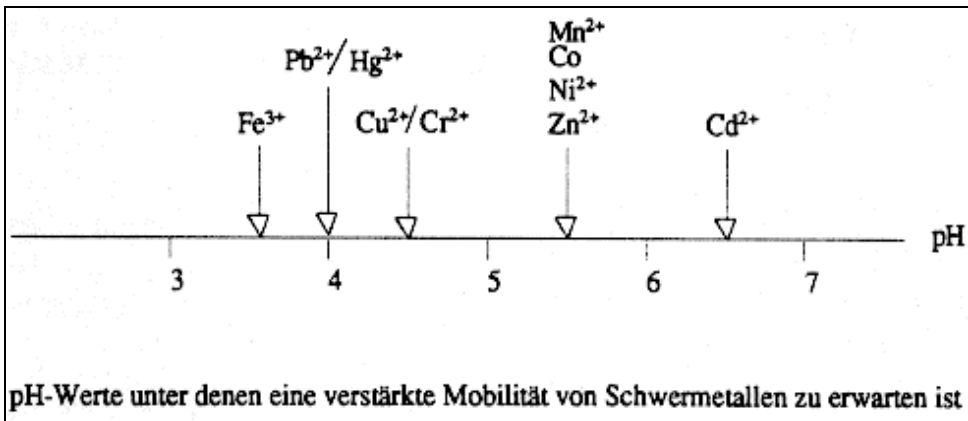


Abb. 2.4-2 Zunehmende Mobilität verschiedener Metalle in Abhängigkeit von der Bodenreaktion (nach BRÜMMER et al., 1991)

Es gilt aber zu beachten, daß im alkalischen Bereich die Bildung löslicher organischer Komplexe die Schwermetallmobilität stark erhöhen kann (Abb. 2.4-3).

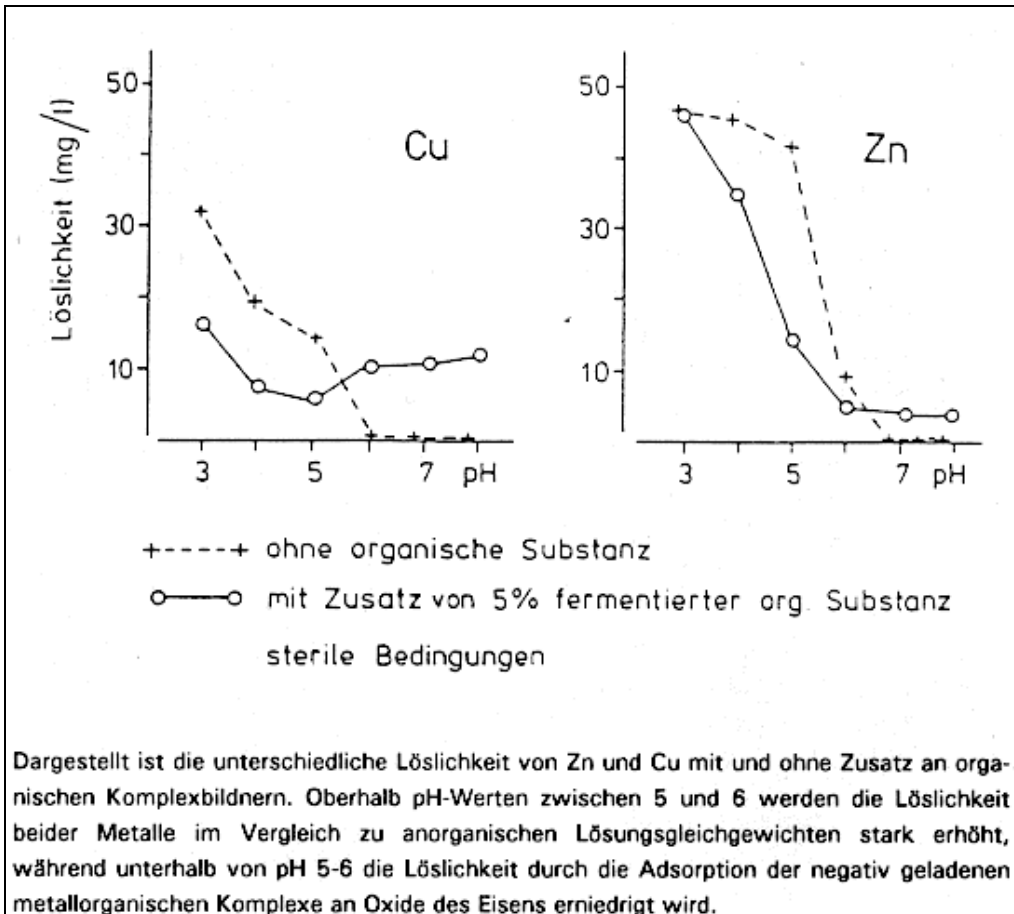


Abb. 2.4-3 Einfluß von pH-Wert und organischen Komplexbildnern auf die Löslichkeit von Kupfer und Zink in einem belasteten Sandboden (Cu_t 115 mg/kg;

Die Komplexbildungsreaktion zwischen Metall und dem Liganden verläuft direkt auf der Oberfläche des Feststoffpartikels (HERING zit. n. OBERMANN, CREMER, 1992), d. h. die Komplexbildner können Schwermetalle direkt aus der Feststoffphase mobilisieren.

Im sauren Bereich bewirkt die Komplexierung von Schwermetallen durch die organische Feststoffphase des Bodens eine weitgehende Immobilisierung der Schwermetalle, da die Löslichkeit der organischen Substanz abnimmt und die anionischen metallorganischen Komplexe mit sinkendem pH des Bodens zunehmend adsorbiert werden können.

Redoxverhältnisse

Die Löslichkeiten der verschiedenen Metallbindungen werden maßgeblich vom Redoxpotential beeinflusst. Im wesentlichen wirken folgende redoxabhängige Mechanismen auf die Schwermetalllöslichkeit ein:

- **Bildung von löslichen organischen Stoffen.** Mit sinkendem Redoxpotential werden verstärkt organische Säuren wie Essigsäure, Citronensäure und Buttersäure gebildet, die in der Lage sind, die Schwermetalle in relativ stabilen Chelatkomplexen zu binden (vgl. Kap. 2.2). Unter stark reduzierenden Bedingungen werden diese Stoffe wieder abgebaut und es entstehen organische Stoffe wie Mercaptane. Unter oxidierenden Bedingungen wird die zersetzbare organische Substanz mehr oder weniger vollständig abgebaut.
- **Reduktion und Oxidation pedogener Oxide.** Oxidations- und Reduktionsprozesse sind im Unterschied zu Säure-Base-Reaktionen kinetisch gehemmt und werden häufig durch Mikroorganismen katalysiert (s. u.). Durch die Reduktion pedogener Oxide können eingeschlossene Schwermetalle freigesetzt werden. Dabei reagieren Manganoxide im Vergleich zu Eisenoxiden wesentlich empfindlicher auf Säure und sinkende Redoxpotentiale.
- **Bildung von Schwefelverbindungen.** Die freigesetzten Schwermetalle können unter reduzierenden Bedingungen in Anwesenheit von Sulfid-Ionen als schwerlösliche Sulfide ausgefällt werden. Im schwach sauren und alkalischen Bereich kann in Böden mit hohem organischen Anteil die Sulfidfällung durch die Bildung löslicher organischer Komplexe überlagert werden. Im oxidierenden Milieu können Schwermetallsulfate gebildet werden, die in der Regel (Ausnahme Bleisulfat und Sulfate des 3-wertigen Eisens) relativ gut löslich sind und mit dem Sicker- und Grundwasser transportiert werden können.

Mikrobielle Aktivität

Mikroorganismen sind an zahlreichen Prozessen beteiligt, die die Mobilität von Schwermetallen steuern:

- Mikroorganismen sind im wesentlichen für die Produktion löslicher organischer Substanzen oder Liganden verantwortlich.
- Sie sind in der Lage Schwermetalle aus mineralischen Bodenbestandteilen herauszulösen und durch Mineralisierung organischer Metallkomplexe freizusetzen (DOMSCH, 1985).
- Sie können Oxidations- und Reduktionsprozesse katalysieren. Mikroorganismen der Gattung *Thiobacillus* beschleunigen Redox-Teilreaktionen um Faktoren bis zu 10^6 (STUMM, MORGAN, 1981).
- Massenentwicklungen von Mangan und Eisenbakterien können die Verockerung (Zusetzen des Filterkieses durch Ausscheidung von Eisen-III-hydrat) von Brunnen verursachen (MATTHESS, 1990). Eisenoxidierende Bakterien können zum Teil pH-Werte bis

zu 2,5 tolerieren. Eine biologische Brunnenverockerung, vornehmlich im Bereich der erhöhten Anströmungsgeschwindigkeit nahe der Eintrittsfläche, ist vor allem bei Redoxpotentialen über -10 bis +20 mV durch Eisen (II)- Gehalte über 0,2-0,5 mg/l zu erwarten (HÄSSELBRATH, LÜDE MANN, 1967).

- Vor allem aerobe Mikroorganismen können durch enzymatische Reaktionen Hg^{2+} - Verbindungen in Hg-Dampf umwandeln und somit die Beweglichkeit von Quecksilber stark erhöhen.
- Durch mikrobielle Alkylierungen können stark toxische und hoch mobile Alkylverbindungen entstehen. Die mikrobielle Alkylierung ist sicher nachgewiesen für Arsen ($(\text{CH}_3)_3\text{As}$; $(\text{CH}_3)_2\text{AsH}$) und Quecksilber ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$). Sie wird auch bei Blei und Zinn vermutet.

Zur Abschätzung des **Langzeitverhaltens** von Schwermetallen im Boden können über die sequentielle chemische Extraktion (vgl. Kap. 2.2.2) die gelösten und die leicht in die Lösungsphase überführbaren Anteile erfaßt werden oder im Elutionsversuch mobilisierbare Metallgehalte erfaßt werden. Besonders ungünstige Umweltbedingungen (Auslaugung durch sauren Regen oder Deponiewässer) werden im sogenannten pH_{stat} -Versuch mit kontinuierlicher Endpunkt-Titration simuliert (OBERMANN, CREMER, 1992). In diesem Elutionsversuch werden unter definierten "worst-case" Bedingungen die aus einem Feststoff sowohl im sauren (pH 4) als auch im alkalischen Milieu (pH 11) mobilisierbaren Schwermetallgehalte erfaßt. Der pH_{stat} -Versuch beschreibt damit das Langzeitverhalten eines belasteten Bodens bei Änderung des chemischen Milieus und gibt durch die gleichzeitige Ermittlung der Pufferkapazität des Bodens einen Hinweis auf die Eintrittswahrscheinlichkeit des "worst-case".

Zusammenfassung

Im Untergrund können Schwermetalle über folgende Mechanismen mobilisiert werden:

- **Absenkung des pH-Wertes.** Die pH-Werte können im Untergrund beispielsweise durch Säureeinträge über Niederschläge und Abwässer abgesenkt werden. In stark eutrophiertem Oberflächenwasser können wegen der Massenentwicklung von Mikroorganismen die pH-Werte sinken.
- **Bildung löslicher organischer Komplexe.** Lösliche organische Substanzen, die mit Schwermetallen stabile Chelatkomplexe bilden können, werden verstärkt unter reduzierenden Bedingungen gebildet. Durch lösliche metallorganische Komplexe können auch in basischen pH-Bereichen erhebliche Schwermetallanteile freigesetzt werden.
- **Reduktion pedogener Oxide und Hydroxide.** Unter reduzierenden Bedingungen werden vornehmlich Oxide des Mangans aufgelöst und die okkludierten Schwermetalle freigesetzt. Die Redoxreaktionen werden von Mikroorganismen katalysiert.
- **Wirkung von Mikroorganismen.** Mikroorganismen sind in der Lage, Schwermetalle aus mineralischen Bodenbestandteilen herauszulösen und durch Mineralisierung organischer Metallkomplexe freizusetzen. Einige Schwermetalle (Quecksilber und Arsen) können durch Mikroorganismen zu hochtoxischen und mobilen Methylverbindungen methyliert werden.

2.4.2 Verhalten von Cyaniden im Untergrund

Cyanide können im Boden in Form von Gasen (Blausäure), freien Ionen und komplex gebunden auftreten. Die Komplexe sind überwiegend Eisencyanoverbindungen, wobei das Eisenhexacyanoferrat (Berliner Blau) in großen Mengen bei der Reinigung von cyanwasserstoffhaltigem Rohgas in eisen(hydr-)oxidreichen Gasreinigungsmassen ehemaliger Gaswerksbetriebe gebildet wurde.

Maßgeblich für die Zustandsform und die Mobilität der Cyanide im Boden und Grundwasser sind vor allem der pH-Wert und der Anteil an freisetzbarem Eisen.

Freisetzbare Cyanide (Alkali -und Erdalkalicyanide), besitzen eine hohe Wasserlöslichkeit und können somit über das Grundwasser weit verfrachtet werden. Unter den freisetzbaren Cyaniden sind die Alkalisalze besonders gut wasserlöslich (vgl. Kap. 2.2.3, Datenblätter im Anhang).

Freisetzbare Cyanide sind leicht dissoziierbare Moleküle, die in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens und des Grundwassers als HCN- Molekül (Blausäure) und CN^- -Ionen vorkommen. An der Bodenoberfläche sind die freisetzbaren Cyanide wenig stabil und können bereits durch die Kohlensäure in der atmosphärischen Luft unter Bildung von Blausäure zersetzt werden.

Leicht freisetzbare Cyanide besitzen hinsichtlich ihrer Toxizität einen niedrigen Schwellenwert und können bei dessen Überschreitung zum sofortigen Tod führen. Sie stellen in Bezug auf ihre letale Dosis das stärkste Gift der anorganischen Chemie dar. Toxisch wirkt allerdings ausschließlich das Cyanid-Ion.

Die Blausäure ist leicht in Wasser löslich und sehr flüchtig und besitzt daher eine hohe Beweglichkeit im Boden. Eine Adsorption ist nach den vorliegenden Untersuchungen lediglich an organisch gebundenem Kohlenstoff zu vermuten (SCHENK, WILKE, 1984).

Im neutralen bis basischen Bereich liegen die freisetzbaren Cyanide dagegen vorwiegend als CN^- -Ion vor. In diesem pH-Bereich ist nur eine geringe sorptive Bindung an potentiellen Sorbenten wie Oxide und Hydroxide zu erwarten, da diese negative Ladungsstellen tragen, die erst mit sinkenden pH-Werten zunehmend protonisiert werden und dadurch positive Oberflächenladungen besitzen. Eine Adsorption durch die organische Substanz des Bodens ist denkbar und scheint mit zunehmendem Humifizierungsgrad der organischen Substanz anzusteigen (SCHENK, WILKE, 1984).

Der entscheidende Immobilisierungsprozeß für freisetzbare Cyanide im Boden ist in der Bildung von **Cyanokomplexen** mit geringerer Wasserlöslichkeit und geringerer Toxizität zu sehen. Die Komplexbildung ist an das Vorhandensein von Eisen-Ionen gebunden und demnach in Boden und Grundwasser von pH-Wert und Redoxpotential abhängig.

Bei niedrigen pH-Werten (bis pH 3) liegt Eisen über den gesamten E_{H} -Bereich als Eisen-Ionen in der Lösung vor (vgl. Abb. 2.1-15). Im neutralen Bereich liegt das Eisen je doch nur bei niedrigen E_{H} -Werten in ionarer Form vor.

Die Komplexe sind im Boden und Grundwasser relativ stabil. Bei hohen pH-Werten kann sich das schwerlösliche Berliner Blau in leicht lösliches, aber ebenfalls gegen über freisetzbaren Cyaniden weniger toxisches gelbes Blutlaugensalz spalten. An der Bodenoberfläche können die Komplexe allerdings bei direkter Lichteinwirkung durch Photo-Oxidantien wieder in freie und damit hochtoxische Cyanide zerfallen.

Über den mikrobiellen Abbau komplex gebundener Cyanide ist bisher wenig bekannt. Cyanid-Ionen sind demgegenüber von einer Reihe von Mikroorganismen verwertbar (vgl. Handbuch mikrobiologische Bodenreinigung, LFU, 1991a). Allerdings geht bei einer steigenden Cyanid-Belastung, vor allem bei Konzentrationen über 10 mg CN⁻/l, die mikrobielle Aktivität aufgrund einer toxischen Wirkung gegen über Mikroorganismen signifikant zurück (MATTHESS, 1990b).

Zusammenfassend kann die Bedeutung der Cyanide im Untergrund wie folgt bewertet werden:

- Im Boden treten vornehmlich freisetzbare und komplex gebundene Cyanide auf, während die Blausäure eine untergeordnete Rolle spielt.
- Aufgrund ihrer hohen Toxizität und hohen Mobilität geht eine Gefährdung im wesentlichen von dem Anteil freisetzbarer Cyanide aus.
- Der wesentliche Immobilisierungsprozeß freisetzbarer Cyanide im Untergrund ist die Bildung von Cyanokomplexen, die an das Vorhandensein von Eisen-Ionen gebunden und demnach von pH-Wert und Redoxpotential abhängig ist. Demgegenüber spielt der mikrobielle Abbau lediglich eine untergeordnete Rolle.

2.5 Erfassung der schadstoff- und untergrundbezogenen Verhältnisse

2.5.1 Erkundungsziele und Planungsgrundlagen

Die Erkundung hat vorrangig die Bewertung der Kontamination (Gefährdungspotential) sowie die Planung und Dimensionierung der geeigneten Beseitigungsmaßnahme zum Ziel. Nach der historischen Erkundung beinhaltet die technische Erkundung drei Stufen (Altlasten-Handbuch Baden Württemberg, MELUF, 1987a, 1987b), die schrittweises Vorgehen veranlassen (orientierende, nähere und eingehende Erkundung). Beim vorliegenden Handbuch wird davon ausgegangen, daß die Ergebnisse der ersten Erkundungsschritte bewertet vorliegen, und nun die Sanierungsmaßnahme dimensioniert wird.

Der Umfang ergibt sich aus dem Gefährdungspotential und dem gefährdeten Schutzgut. Für die Kenntnis des geologischen Baues und der Grundwassersituation sind Daten über das weitere Umfeld als auch über ein genau abgrenzbares Schadensareal nötig. Die zur gewünschten Auflösung führende Intensität einer letzten eingehenden Erkundung wird auch durch die absehbare Sanierungsmethode bestimmt (z. B. Brunnendichte). **Je genauer die hier gewonnenen Informationen sind, um so energiesparender, kürzer und kalkulierbarer ist die Sanierung.**

Die Ministerien mehrerer Länder und auch die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und der DVWK haben Schriften zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten herausgegeben (siehe Literaturliste).

Erkundung und Planung: Übersicht und Checkliste

Zielvorgaben für die Erkundung vor hydraulischen und pneumatischen Sanierungen sind in der folgenden Aufstellung vertieft. Damit unmittelbar verbundene Planungsgrundlagen finden sich in Kapitel 8.

A Art der vorkommenden Schadstoffe und Schadstoffgemische

B Kenntnis der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse

C Kenntnis über die räumliche Schadstoffverteilung und den Stofftransport

D Kenntnis des resultierenden Gefährdungspotentials

E Wahl, Planung und Dimensionierung der Sicherungs- bzw. Sanierungstechnik

F Abschätzung von Sanierungszeiten und -kosten

A Art der Schadstoffe und Schadstoffgemische

Bei Verwendung des vorliegenden Leitfadens wird bereits von der Kenntnis der Kontamination ausgegangen. Im Zuge von weiteren eingehenden Erkundungen werden häufig neue Schadstoffe oder deren **Abbauprodukte** gefunden. Mit der Detektion der Schadstoffe werden auch die **Aggregatzustände und Stoffeigenschaften** erkannt. Die relevanten Stoffeigenschaften sind in Kap. 2.2 gegliedert, ausgewählte Stoffe sind im Tabellenwerk des Anhang beschrieben. Die Stoffeigenschaften:

Dichte	Wasserlöslichkeit	Dampfdruck
Relative Dichte	Mischbarkeit	Relative Dampfdichte
Molekulargewicht	Dissoziation	Oberflächenspannung
Schmelzpunkt	Polarität	Viskosität
Siedepunkt	Flüchtigkeit	Flammpunkt, Ex-Grenze

In Zusammensicht der Stoffeigenschaften mit jenen des Untergrundes (B) ergibt sich die Kenntnis über die Verteilung und den Transport der Schadstoffe (C und Kap. 2.3, eine ausführliche Datenbasis mit 130 Stoffen und Stoffgruppen findet sich im Anhang).

B Geologische und hydrogeologische Verhältnisse

Ein Anforderungsprofil an die Aufnahme der Untergrundverhältnisse sei hier anhand von Beispielen skizziert:

- Allgemeine Kenntnis der geologischen Verhältnisse aus Oberflächenaufschluß und Bohraufnahme
- Beschreibung der Lagerung, Gliederung der Schichtenprofile und dreidimensionale Deutung: Vorliegen einer Schichtung, oder das Dominieren anderer Strukturen und Vorzugsrichtungen (Rinnen, Stauhorizonte usw.)
- Genität: (Un-) Gleichförmigkeiten innerhalb abgrenzbarer Bereiche: Gut durchlässige Rinnen oder stauende Schichten, andere Sedimentkörper mit bevorzugten Durchlässigkeiten
- Gehalt an Ton, Anteile verschiedener Tonminerale und von organischer Substanz (Sorption von Schadstoffen), Kornverteilung, Hohlraumanteil, Durchlässigkeit und Feuchteverteilung im ungesättigten Bodenprofil, Permeabilität und hydraulische Leitfähigkeit
- Kluftnetz oder Karstsystem: Anordnung und Ausbildung von Wasserwegigkeiten

Ungesättigte Zone und Aquifer

- Aufbau der ungesättigten Zone, Oberflächenbedeckung und Mächtigkeit. Bewertung hinsichtlich des Schadstofftransportes für Gase und flüssige Phasen (bevorzugte Sickerwege, Makroporen)
- Lateraler Abfluß von Sickerwasser (z. B. Zwischenabfluß in Hanglagen)
- Nutzbarer Porenraum: Porosität, Wassergehalt und hydraulische Leitfähigkeit
- Lokale Schicht- und Stauwasserbereiche, Kapillarwasserraum und dessen Schwankungsbereich
- Aquifertyp, Stockwerksgliederung, Trennschichten oder hydraulische Kurzschlüsse
- Laterale Begrenzungen, Abdeckung, Sohle und deren Durchlässigkeiten
- Kluftnetz oder Karstsystem
- Bedeutung von Auflockerungszonen im Übergang zwischen Locker- und Festgestein
- Hydrochemische Charakterisierung des Wassers über gelöste Inhaltsstoffe und Milieu (pH-Wert und Redoxzustand)

Fließfeld des Grundwassers

- Strömungsrichtung und -Geschwindigkeit, Durchflußmenge
- Haupttrichtungen eines wasserwegigen Kluftsystems, diskrete Zu- und Abflüsse sowie Speichercharakteristik
- Grundwasserdargebot und lokale oder regionale Neubildung
- Hinweise auf "hydraulische Fenster" (Stockwerksverbindung)
- Schadenszentren, Abstromfahne oder Ausbreitungsbereich

Auswirkungen der Fließfelddynamik auf den Schadstofftransport durch

- Mächtigkeitsschwankungen (aller Zonen)
- Wechsel von Fließrichtungen und -Geschwindigkeiten
- hydraulische Wirkung von Klüften und Lösungshohlräumen
- Wechselwirkung zwischen Poren- und Kluftdurchlässigkeiten
- hydrochemische Änderungen der Wasserqualität (Ausfällungen oder Lösung)
- Effluenz und Influenz an einem Vorfluter

- weitere Beeinflussungen (Niederschlag, Austrocknung)
- aktuelle oder vergangene hydraulische Maßnahmen in der näheren Umgebung

Anthropogen bedingte Auswirkungen auf Durchlässigkeiten

- Lokale Kurzschlüsse z. B. über Fundamente, Kellerräume, Kanal- und Leitungschächte, Verfüllungen, Bombentrichter, alte Brunnen und Meßstellen
- Verhinderung der Dichtwirkung vorhandener Oberflächenbeläge durch darunter befindliche durchlässige Lage (Kiesbett)

C Schadstoffverteilung und -Transport

Zugrunde gelegt sind hier Überlegungen für ein stoffspezifisches Bewertungsschema für das Verhalten wassergefährdender Stoffe im Untergrund (FRÄNZLE et al., 1981). Die von den Chemikalien (UMWELTBUNDESAMT, 1991b) ausgehenden Überlegungen führen zur Bewertung von Transportprozessen in und zwischen den Kompartimenten Boden, Bodenluft, Sicker- und Grundwasser.

- Flüchtigere Schadstoffe in der Bodenluft, Konzentrationsschwankungen bedingt durch Bodenatmung über Luftdruckschwankungen
- gelöst im Sickerwasser oder Stauwasser oder in Phase
- ebenso im Bereich des Kapillarbereich
- im Feststoff des Bodens und dessen Haftwassersaum
- im Grundwasser (oder in dessen Stockwerken)
- gebunden an Installationen, Kanäle, Bausubstanz
- andere Stoffe, wie Abbauprodukte der Schadstoffe oder Stoffe, deren Anwesenheit sich auf den Schadstofftransport auswirken

D Gefährdungspotential

Die Kenntnis des Gefährdungspotentials ergibt sich aus Schadstoff, Stoffverteilung und Emissions-/Immissionslage in Abhängigkeit vom gefährdeten Schutzgut. Über die Gefährdung werden die Intensität und die Dringlichkeit der Erkundung sowie nötige Sofort- und Schutzmaßnahmen vorgegeben.

- Bereits für die ersten technischen Erkundungen (Begehung, Sondierung, Schurf, Pumpversuch) können aufwendige Sicherheitsvorkehrungen nötig sein. Diese bestimmen (mit) die Wahl der Aufschluß- und Probenahmetechnik sowie den Aufwand für Feldversuche (BURMEIER ET AL., 1990, ROTTGART ET AL., 1993).

E Wahl, Planung, und Dimensionierung der Sicherungs- bzw. Sanierungstechniken

Die Techniken und Verfahren sind Gegenstand der Abschnitte 3 bis 5 dieses Handbuchs. Ihre Dimensionierung erfolgt aufgrund der Erkundungsergebnisse und der Erkenntnisse aus Vor- und Anfahrversuchen. Die Ergebnisse der Erkundung werden mit jenen der Überwachung und Erfolgskontrolle verglichen. Die Erkundungstechniken sollten (auch) deswegen über eine ausreichende Dokumentation reproduzierbar sein. Diese Dokumentation beinhaltet auch Angaben über die Bedingungen während der Erkundung (Wetter, Bauzustand usw.).

Zur Überwachung und Nachjustierung eines Sanierungsverfahrens sind speziell für dieses Verfahren angeordnete Meßstellen hilfreich. Dies kann bereits bei der Erkundung berücksichtigt werden (z. B. durch den Ausbau einer Sondierung zur permanenten Meßstelle oder zur tiefenhorizontierten Mehrfachmeßstelle).

Bautechnische Einschränkungen und Entsorgung

- Änderungen der Standfestigkeit sind möglich (Setzungen nach Be- oder Entwässerung oder Setzungsdifferenzen).
- Möglichen Einschränkungen bei der Erschließung des Schadenszentrums (Bauwerke, aktuelle Nutzung) kann durch den Einsatz modifizierter Sanierungstechnologien begegnet werden (wie z. B. Horizontalbohrungen unter Gebäude oder Anlagen).
- Dem Mangel an Platz zur Zwischenlagerung (z. B. bei Tankstellen) muß durch frühzeitige Planung begegnet werden, da für Transport und Lagerung von kontaminiertem Material besondere Nachweise und Genehmigungen vorliegen müssen.
- Entsorgung und Transport: Fortgang oder Stagnation von Sanierungsmaßnahmen werden in vielen Fällen durch die Suche nach kostengünstigen genehmigbaren Entsorgungsmöglichkeiten bestimmt. Erkundungsergebnisse und Begleituntersuchungen sollten nach Möglichkeit die Angabe betroffener Bodenvolumina oder Stoffströme (Konzentrationen in Wasser und Luft sowie Fördermengen) beinhalten.
- Die Abstimmung mit Behörden ist frühzeitig wahrzunehmen (Entsorgungsnachweise, Genehmigungen).

F Abschätzung von Sanierungszeiten

- Da in den meisten Fällen die Ausbreitung von Schadstoffen über längere Zeiträume erfolgt ist, liegen die Stoffe z. T. gut sorbiert oder bereits weiträumig verfrachtet vor. Für die Desorption der Schadstoffe und deren Förderung aus dem Untergrund kann die Zeitreduktion nur über erhöhtes Energieaufkommen erzielt werden. Einsparungen lassen sich über den zeitlich und räumlich sehr gezielten Energieeinsatz erreichen.
- Die Abschätzung der Sanierungsdauer ändert sich mit dem Stand der Erkundung. Die zeitlichen Vorgaben vom Planer einer Baumaßnahme können durch eine Sanierung verändert werden. In vielen Fällen richtet sich auch der Sanierer nach engen zeitlichen Vorgaben (z. B. Umbau einer Tankstelle).
- Der Stofftransport kann meist nur durch Überlagerung unterschiedlicher Transportprozesse beschrieben werden. Zeit- oder ortsabhängige Voraussagen der Konzentrationsentwicklung sind deshalb über nichtlineare Funktionen zu beschreiben (meist Exponentialfunktionen, siehe dazu Abb. 2.5-3).
- Für Energie- und Ökobilanzen sowie als Basis vergleichender Kostenbetrachtungen sind Zeitangaben erforderlich (z. B. Vergleich mit on-site Reinigung, Deponierung oder Einkapselung mit begleitender hydraulischer Sicherung). Dies ist bei in-situ Maßnahmen meist schwierig und ist um so mehr Grund für detaillierte Erkundungsmaßnahmen.
- Bei Unfällen und Neuschäden sind die Erfolgsaussichten einer Sanierung um so günstiger, je schneller die Sanierungsmaßnahme begonnen wird. Die Wahl der **geeigneten** Sanierungstechnik bedarf der kurzfristigen vorhergehenden fachtechnischen Bewertung der Schadenssituation.

2.5.2 Aufschlüsse - Schürfe, Sondierungen, Bohrungen

Untergrundaufschlüsse können durch eine Vielzahl von Techniken hergestellt werden (Schürfe, Sondierungen und Bohrungen, vergl. DIN 4021). Daneben sind nach Möglichkeit bestehende (Baugruben) oder natürliche Aufschlüsse (Steinbrüche, Flußeinschnitte usw.) zu nutzen. Künstliche Aufschlüsse sind (besonders im Grundwasserbereich) meist anzeige- oder genehmigungspflichtig. Der Aufwand und die Kosten für einen Aufschluß können, je nach Verfahren, sehr unterschiedlich sein. Deshalb richtet sich die Auswahl eines Verfahrens im Einzelfall nach

- der gewünschten Güte des Aufschlusses,
- Art, Güte und Menge der zu entnehmenden Proben,
- dem Bedarf, den Aufschluß für Feldversuche zu nutzen,
- dem Schadstoff (Ex-Gefahr, Toxizität, Flüchtigkeit und den resultierenden Arbeitsschutzmaßnahmen),
- der Eignung des Aufschlußverfahrens für den Untergrund,
- der weiteren Verwendung des Aufschlusses (z. B. als Sanierungsbrunnen, Meßstelle oder Grabendränage).

Schürfe stellen häufig eine sehr preiswerte und gute Aufschlußmöglichkeit in der ungesättigten Bodenzone dar. Bodenproben können ausgewählt und mit hoher Güte zum Teil ungestört entnommen werden. Von besonderem Wert ist dabei die Informationsdichte über die gesamte aufgeschlossene Profillänge und -tiefe (Maßstabseffekt).

Sondierungen (wie z. B. die Sondierbohrverfahren nach DIN 4021, Teil 1) sind die kostengünstigste und daher meistverwendete Technik, um Art und Aufbau des Untergrundes und der Kontamination zu erkennen. So können die Schichtgrenzen erfaßt, und trotz geringer Probenmengen die Kornzusammensetzung und der Wassergehalt ermittelt werden. Aussagen über Feinschichtungen, Porenanteile und die Lagerungsdichte lassen sich an gestörten Proben aus Sondierbohrungen in der Regel nur schwer treffen. Durchlässigkeiten des Probenmaterials können aus der Kornverteilung abgeleitet werden. In Kiesen verfallen die Sondierlöcher, so daß hier Kiespumpen, Greiferbohrungen mit mitgeschobenem Stützrohr oder Rammverfahren (mit oder ohne Probengewinn) einzusetzen sind.

Bei Verdacht auf Kontaminationen können in der ungesättigten Zone während des Bohrvorganges wiederholt Bodenluftproben (siehe Kapitel 2.5.7) und im Aquifer Wasserproben entnommen werden (siehe Kapitel 2.5.5). Bei flüchtigen Stoffen ist die Ermittlung der Bodenkontamination aufwendiger. Im unverrohrten und standfesten Bohrloch werden auch hydraulische Untersuchungen (z. B. WD-Tests oder Versickerungsversuche in Festgesteinen, siehe Kapitel 2.5.4) durchgeführt. Erkundungsbohrungen können zu Meß- und Probenahmestellen ausgebaut werden, wobei im Grundwasser ein Ausbaudurchmesser von mindestens 2 Zoll gewählt werden sollte. Ein Ausbau von mindestens 6" erhöht die Möglichkeiten, größere Wassermengen zu fördern und vor allem repräsentative hydraulische Tests durchzuführen. Über das Bohrverfahren selbst können sogar die Ergebnisse nachfolgender Absaug- oder Pumpversuche vorab beeinflußt werden (z. B. Verdichtung bei Rammkernbohrungen, siehe Kapitel 2.5.4).

Kernbohrungen können die umfassendsten Informationen über den Untergrundaufbau und die Kontamination liefern. Sie bieten auch die besten Voraussetzungen für einen Ausbau als Sanierungsbrunnen, Meßstelle oder Probenahmestelle. Die Qualität eines Aufschlusses und des Probenmaterials ist allerdings von der Wahl des Bohrverfahrens und der Sorgfalt bei der Ausführung abhängig. Die verschiedenen Bohrverfahren werden z. B. im DVWK Merkblatt W 115, bei CAMBEFORT, 1964 oder HERRMANN, 1983, 1989 beschrieben. In DIN 4021 werden die Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Bohrverfahren in Lockergesteinen (Teil 1) und in Festgestein (Teil 2) dargestellt. Detaillierte Kenntnis nicht nur zur Flachbohrtechnik vermitteln die Autoren in ARNOLD, 1993.

Bei Bohrungen erfolgt das Lösen des Bodens drehend, schlagend, rammend, greifend oder spülend-schneidend. Über Ramm- und Schlauchkernbohrungen können ungestörte Bodenproben sehr guter Qualität gewonnen werden. Der Einsatz von Spülbohrverfahren (Wasser, Luft, Suspensionen) ist zur Probenahme in Lockergesteinen meist nicht zu empfehlen. Wenn auf Spülhilfen nicht verzichtet werden kann, sollte sauberes Wasser oder (wenn nötig) ölfreie Druckluft eingesetzt werden. Bei der Probengewinnung über Trockenbohrungen ist die Entwicklung von Reibungshitze zu berücksichtigen (Schadstoffmobilisierung).

Für jeden Aufschluß im kontaminierten Untergrund muß sichergestellt sein, daß keine nennenswerte Verschleppung der Kontamination oder Auswaschung des Probegutes erfolgt. Deshalb müssen Möglichkeiten zur Reinigung der Bohrwerkzeuge sowie der Austausch und die Entsorgung der Bohrspülung vorgehalten werden. Kurzschlüsse zwischen Grundwasserstockwerken müssen frühzeitig ausgeschlossen werden können. Hinweise zum Ausbau von Brunnen und Meßstellen finden sich z. B. in DIN 4021 Teil 3; TOUSSAINT, 1982, 1987; BIESKE, 1992 oder im Merkblatt W121 des DVGW-Regelwerkes. Bei der Abteufung von Erkundungsbohrungen ist deren mögliche spätere Nutzung als Überwachungsmeßstelle oder Sanierungsbrunnen frühzeitig abzusehen und beim Ausbau zu berücksichtigen.

2.5.3 Bodenprobenahme

Bodenproben können aus bestehenden Aufschlüssen, Schürfen, Sondierungen oder Bohrungen entnommen werden,

- um Schadstoffanalysen an Feststoffproben und Eluatanalysen durchzuführen und damit möglichst quantitative Aussagen über die Schadstoffbelastung der Bodenmatrix sowie die Schadstoffmobilisierbarkeit zu ermitteln, und
- um das Material geotechnisch und geologisch zu beschreiben und Laboruntersuchungen daran auszuführen: Bodenklassifikation im Erd- und Grundbau nach DIN 18196, Korngrößenzusammensetzung nach DIN 18123, Porenanteil nach DIN 19683, Wassergehalt nach DIN 18121, Durchlässigkeit nach DIN 18130, mineralogische Zusammensetzung (Tonmineralgehalt, dazu JASMUND, LAGALY, 1993), organische Bestandteile, Scherfestigkeit nach DIN 18 137, sowie weitere Bestimmungen nach DIN 19683 oder DIN 19684.

Geotechnische Fragestellungen treten bei Bodenproben im Vorfeld von Sanierungsmaßnahmen erfahrungsgemäß meist gegenüber chemischen Fragestellungen zurück. Hier sind im besonderen Maße die im Untergrund vorkommenden Schadstoffe mit ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften entscheidend zur Wahl eines Entnahmeverfahrens. Eine allgemeine Übersicht über Probenahmetechniken geben z. B. DIN 4021 und HERRMANN, 1983;

Hinweise zu Probenahmetechniken im Hinblick auf die Entnahme kontaminierter Bodenproben geben z. B. DECKER, 1987; HAGENDORF et al., 1987; RIEPE, 1989; SCHMIDT, 1989; LWA, 1991 sowie die ITVA Arbeitshilfe "Aufschlußverfahren zur Probengewinnung für die Untersuchung von Verdachtsflächen und Altlasten" (ITVA-Fachausschuß F2, 1995).

Die Probenahme darf keinesfalls isoliert betrachtet werden; nur wenn alle Schritte von der Bohrung bis zur Analyse (im Labor oder im Feld) aufeinander abgestimmt sind, können aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden. Hierzu gehören:

Die Wahl der Entnahmestelle, das Entnahmeverfahren, z. T. die Bedingungen zum Zeitpunkt der Probenahme ("frischer" Aufschluß, Wetter), die Aufbewahrung der Probe (Größe und Material von Gefäß und Verschuß), die Transport- und Lagerbedingungen (Temperatur, Dauer, Lichteinfluß) und die Aufbereitungsverfahren. Wie bei Wasserproben ist auch bei Bodenproben ein **Protokoll** zu führen.

Besonderes Augenmerk muß bei der Probenahme auf mobile oder reaktive Substanzen gelegt werden, weil bei unsachgemäßer Arbeitsweise große Verluste auftreten. Als bestmögliche Probenahmetechnik wird häufig die spülungsfreie Entnahme über Schlauchkernbohrungen betrachtet. **Rammkernwerkzeuge** und **Kernschnecken** sind die erste Wahl für die Herstellung von Erkundungs- und Sanierungsbohrungen im Lockergestein (Ausnahme: steiniger Kies). Im Bohrloch wird der Kern in eine dichte Hülle eingebracht (Schlauch oder Rohr aus Kunststoff oder Stahl). Diese Hülle eignet sich auch sehr gut als Transportbehälter und, bei nicht flüchtigen Stoffen, auch als Lagerbehälter. Aus Kostengründen wird bei Flachbohrungen jedoch sehr oft auf andere Techniken zurückgegriffen, z. B. Sondierbohrungen. Die Teilprobe für die Analytik ist immer aus einer vom Entnahmeverfahren möglichst unbeeinflussten Zone (Zentralbereich eines Probekörpers) zu entnehmen.

Generell kann festgehalten werden, daß die Probenqualität um so besser ist,

- je größer die entnommene Probe ist, oder je besser sie einem definierten Bereich (repräsentativ) zugeordnet werden kann,
- je weniger das Gefüge bei der Entnahme gestört wird,
- je geringer die Temperaturentwicklung durch das Bohrwerkzeug ist,
- je kürzer die Zeit zwischen Entnahme und Verschließen des Transportgefäßes ist,
- je geringer das Sorptionsvermögen aller Kontaktmaterialien ist.

Bei Anwesenheit flüchtiger Substanzen werden folgende Verfahren empfohlen:

- Abfüllen der Bodenprobe in vorgelegtes Extraktionsmittel
- Abfüllen der Bodenprobe in geeignete vorgewogene Headspace-Gläschen zur Schadstoffmessung mittels (Multipler) Headspace-Extraktion (MHE)

Konservierung und Aufbereitung, Extraktion und Eluatversuche

Die Vergleichbarkeit mit Schadstoffgehalten anderer Proben ist nur bei gleicher Behandlung gegeben. Neben der Entscheidung über Art, Einzelmenge und Anzahl von Proben übernimmt der Probennehmer zum Teil auch die ersten Aufbereitungsschritte. Entsprechend den Schadstoffeigenschaften und technischen Anforderungen werden die Probengefäße gewählt (möglichst nicht sorptiv, immer luftdicht verschließbar, z. T. Stechzylinder).

Die Bewertung der Mobilität eines Schadstoffes erfolgt in vielen Fällen bereits über die Wahl der Extraktionsverfahren (und -Stufen). Auch dazu sind zusätzliche Informationen unerlässlich, wie z. B. der Gehalt an organischer Substanz, der Kalkgehalt (Boden-pH, Pufferkapazität) oder der Tonmineralanteil.

Das sofortige Einlegen in eine Extraktionsflüssigkeit ist vor allem bei (flüchtigen oder abbaubaren) organischen Schadstoffen von Vorteil. Eine Konservierung wird auch durch Kühlen oder Schockgefrieren bewirkt. Über das Extraktionsmittel der Wahl wird bereits die spätere analytische Erfassung eines (mehr oder minder) mobilen Schadstoffanteiles bestimmt (Abstimmung mit dem Labor!). Einige der gebräuchlichsten Extraktionsmittel und -Methoden:

Extraktion organischer Stoffe: Abhängig von Schadstoff, Boden und Analysenverfahren werden unterschiedliche Flüssigkeiten verwendet: Pentan (DIN 38407), (Cyclo-) Hexan, Heptan, Octan oder Octanol, Toluol, Aceton, Ethylglykol-Wasser-Mischungen, Ethylenglykolmonomethylether (lipo- und hydrophil), z. T. destilliertes Wasser nach DIN 38414 ("DEV-S4"), oder ein Freon (Verwendung rückläufig).

Unterschiedliche Extraktionstechniken: Schütteln, Soxhlet- oder Soxtec-Extraktion, Kochen am Rückfluß, die Extraktion im Ultraschallbad oder die von der U.S. EPA vorgeschlagene SFE (supercritic-fluid-extraction mit CO₂).

Extraktion von Schwermetallen: Wasser (DIN 38414 S4), oder Wasser mit CO₂-Begasung, Ammoniumnitratlösung (pflanzenverfügbare SM-Ionen nach DIN V 19730), Ammoniumacetat-Essigsäurepuffer (bei pH 7 austauschbare SM), Natriumacetat-Essigsäurepuffer (bei pH 5: karbonatisch gebundene SM), Vollaufschluß mit Königswasser nach DIN 38414. (Zu Bindungsformen der Schwermetalle und Elutionsmethoden siehe Kapitel 2.2.2 und FÖRSTNER, CALMANO, 1982; ZEIEN, BRÜMMER, 1991 oder die Bewertung von OBERMANN, CREMER, 1992 und CALMANO, FÖRSTNER, 1993 und DIN 19684.)

Feststoffproben werden (insbesondere auch zur Untersuchung freisetzbarer Stoffe bei Durchströmung mit einer Flüssigkeit oder mit Gas) entnommen und in Form von Schüttelversuchen oder Säulenversuchen eluiert sowie die Schadstoffkonzentration im Eluat gemessen.

Für jeden Einzelfall ist zu entscheiden, ob eine Messung des Schadstoffes im "Vollaufschluß" durchgeführt wird und erst bei positivem Befund Eluate hergestellt und analysiert werden.

Zur Beurteilung des Austrages leichtflüchtiger Stoffe durch Luft (z. B. CKW) werden Feststoffproben in Säulen gepackt und durchströmt (siehe auch Kap. 2.5.6 zu diesen Untersuchungen). Dazu wird der Zylinder möglichst mitsamt der ausgestochenen Bodenprobe in die Laborvorrichtung eingebaut (Beispiele in WAGNER, H., 1992 oder BAM, 1992; WEHRLE, BRAUNS, 1992).

Zur geotechnischen Prüfung (Bewahrung des Gefüges für Scherversuche oder Durchlässigkeitsuntersuchungen) werden Bodenproben mittels stählerner Stechzylinder (D 50 bis D 100 mm) orientiert entnommen und verschlossen. Zur Bestimmung des Wassergehaltes muß ein Austrocknen verhindert, oder am besten eine erste Wägung vor Ort durchgeführt werden.

Die Entnahme von Mischproben kann bei nichtflüchtigen Schadstoffen zur orientierenden Untersuchung angezeigt sein. Immer muß angegeben werden, für welche Schicht (oder wel-

ches Volumen) eine Mischprobe repräsentativ ist. Große Steine und Bauschutt sollten aussortiert oder gegebenenfalls gesondert beprobt und bewertet werden. In vielen Fällen kann die Schadstoffbelastung durch Aufmahlen (rel. undurchlässiger) Steinanteile und den damit verbundenen "Verdünnungseffekt" deutlich reduziert werden. Einer später nötigen Trennung zur Aufbereitung oder Entsorgung (Kosten!) kontaminierten Materials ist durch die entsprechende Wahl und Behandlung der Probenfraktionen Rechnung zu tragen.

2.5.4 Hydraulische Untersuchungen und Feldversuche

Unterschiedliche Gruppen von Methoden und einzelne Techniken stehen zur Untersuchung von **Fließfeldern** zur Verfügung. Dabei sollen räumliche Angaben zu Durchlässigkeiten, Speicherverhalten, Fließgeschwindigkeiten und -richtungen, Zu- und Abstrommengen ermittelt werden. Feldversuche haben den Vorteil, daß die natürlichen Lagerungsverhältnisse (wie Anisotropien, z. B. vertikaler und horizontaler Durchlässigkeiten) eingehen. Feldbeobachtungen über längere Zeiträume ermöglichen wertvolle Informationen zu zeitlichen und räumlichen **Änderungen der Fließfelder**. Für alle Betrachtungen sind **Stichtagsmessungen** unabdingbar.

Gesteinsdurchlässigkeit und Gebirgsdurchlässigkeit müssen differenziert werden. Bei der Erkundung kommt den Grenzbereichen zwischen Fest- und Lockergesteinen sowie zusammenhängenden Inhomogenitäten (Klüfte und Karsthohlräume) besondere Bedeutung zu.

Ziele der hydraulischen Untersuchungen

- Bestimmung der Aquiferkennwerte (gesamter und nutzbarer Porenraum, Transmissivität, Durchlässigkeitsbeiwert und Speicherkoeffizient, Strömungsrichtungen, Fließmengen) und soweit möglich Angaben zu deren zeitlichen und örtlichen Schwankungen
- Detektion von Rinnen und Stauern oder von Klüften, Karsthohlräumen und Auflockerungszonen oder anderen bevorzugten Wegigkeiten
- Ermittlung von Grundlagendaten für Aussagen zum Stofftransport oder zur späteren Nutzung als Förder-, Abwehr- oder Schluckbrunnen
- Festlegung von Ort und Ausbau von Brunnen (und weiteren Meßstellen)
- Wahl, Lokalisierung und Dimensionierung eines Sanierungsverfahrens
- Bestimmung des Wirkungsbereiches einer Maßnahme

Wichtig: Jede Untersuchung (mit den zugehörigen Auswerteverfahren) ist nur innerhalb der für diese Untersuchung vorgegebenen **Randbedingungen** gültig.

Die Durchlässigkeiten im Aquifer oder im Filter können sich mit der Zeit verringern (Kolmation), dies ist durch Verkalkung, Verockerung oder andere chemische, physikalische oder biologische Prozesse bedingt. Die Durchlässigkeit kann sich durch Ausspülung von Feinkorn auch verbessern (z. B. Brunnenentwicklung). Durchlässigkeitsveränderungen können bereits durch Vorversuche zum Sanierungsbetrieb bewirkt werden. Durch regelmäßige Kontrolle und geeignete Maßnahmen kann Material geschont und einer Abdichtung frühzeitig entgegenge wirkt werden.

Durch die Art und Lage bestehender Bohrungen und deren Filterstrecke(n) wird zum Teil bereits eine Beschränkung des Einsatzes hydraulischer Verfahren vorgegeben. Damit empfiehlt

es sich, Hydrauliktests (und möglicherweise auch geophysikalische Untersuchungen, Kap. 2.5.8) bereits im Zuge des Bohrbetriebes vorzusehen. Mögliche **Einschränkungen** bei der Durchführung hydraulischer Tests und der Deutung der Ergebnisse ergeben sich häufig

- durch ungenügende Vorkenntnis der Geologie im lokalen Bereich,
- in der begrenzten Anwendbarkeit einzelner Testmethoden,
- durch testbedingte Veränderungen im Untergrund (Aufreißen von Klüften bei WD-Tests, Setzungen),
- durch die Kontamination des Wassers (Entsorgung, Sicherheit und die mögliche Verlagerung von Schadstoffen in unerwünschte Richtungen),
- durch das Bohrverfahren selbst (Verdichtung oder Gefügauflockerung),
- durch Lage und Ausbau von Brunnen und Beobachtungsstellen (Durchmesser, Art und Lage von Filter und Dichtung, nicht ordnungsgemäße Brunnenentwicklung, Verkalkung, Korrosion),
- durch die Unkenntnis des Brunnenausbaues,
- durch die Überlagerung mit anderen (hydraulischen) Maßnahmen oder nicht erkannten natürlichen Fließfeldveränderungen,
- durch nicht beachtete Abnahme der Fördermenge bei Pumpversuchen, (bewirkt durch z. B. die Erhöhung des Flurabstandes während des Versuches oder Beeinträchtigung von Förder- oder Meßeinrichtung durch Partikel).

Die folgend zusammengefaßten Methoden stehen mit unterschiedlichen Varianten zur Verfügung. Ihr Einsatzbereich ist über die spezifischen Randbedingungen bestimmt und für den Einzelfall zu prüfen. Diese Randbedingungen sind nicht nur örtlicher Natur (eingeschränkte Reichweite), sondern definieren bestimmte Durchlässigkeitsbereiche, Wasserdrücke oder Brunnendimensionen.

Feldversuche

Im Brunnen und in nahegelegenen Meßstellen wird die Grundwasserstandsänderung beobachtet. Dies kann während der Wasserentnahme (Absenkung), danach (Wiederanstieg) oder während einer Auffüllung erfolgen. Auch über aufgebrachte Druckimpulse können Signale zur Durchlässigkeitsbestimmung erzeugt werden.

- **Pumpversuche:** Kurz-PV oder ausgedehnte PV über Tage/Wochen mit Bewertung von Absenkung und Wiederanstieg im Brunnen und in Meßstellen. Gegenüber vielen der anderen Testverfahren kann (abhängig von der Meßstellendichte) ein repräsentativ großer Raum erfaßt werden. Die Versuche können als Leistungstests mehrstufig (mit steigender Förderrate) durchgeführt werden. Abhängig von Aquifertyp und Randbedingungen kommen unterschiedliche **Auswerteverfahren** zur Anwendung (siehe z. B. HANTUSH, 1964; BUSCH, LUCKNER, 1993; BEAR, 1979; LANGGUTH, VOIGT, 1980; VOIGT, HÄFNER, 1981; HÄFNER, VOIGT, 1981; STRAYLE, 1983; Herth, Arndts, 1985; STOBER, 1986; KRUSEMANN, de RIDDER, 1991 und LFU, 1991b).

Abb. 2.5-1 zeigt Ergebnisse einer Pumpversuchsauswertung. Zur Eignung von Kurzpumpversuchen siehe z. B. KOZIOROWSKI, 1985. Für die Aufbereitung oder ordnungsgemäße Entsorgung von kontaminiertem Wasser und Arbeitsschutzmaßnahmen muß gesorgt werden (Kontrollmessungen, Genehmigung, gegebenenfalls Einleitergebühren).

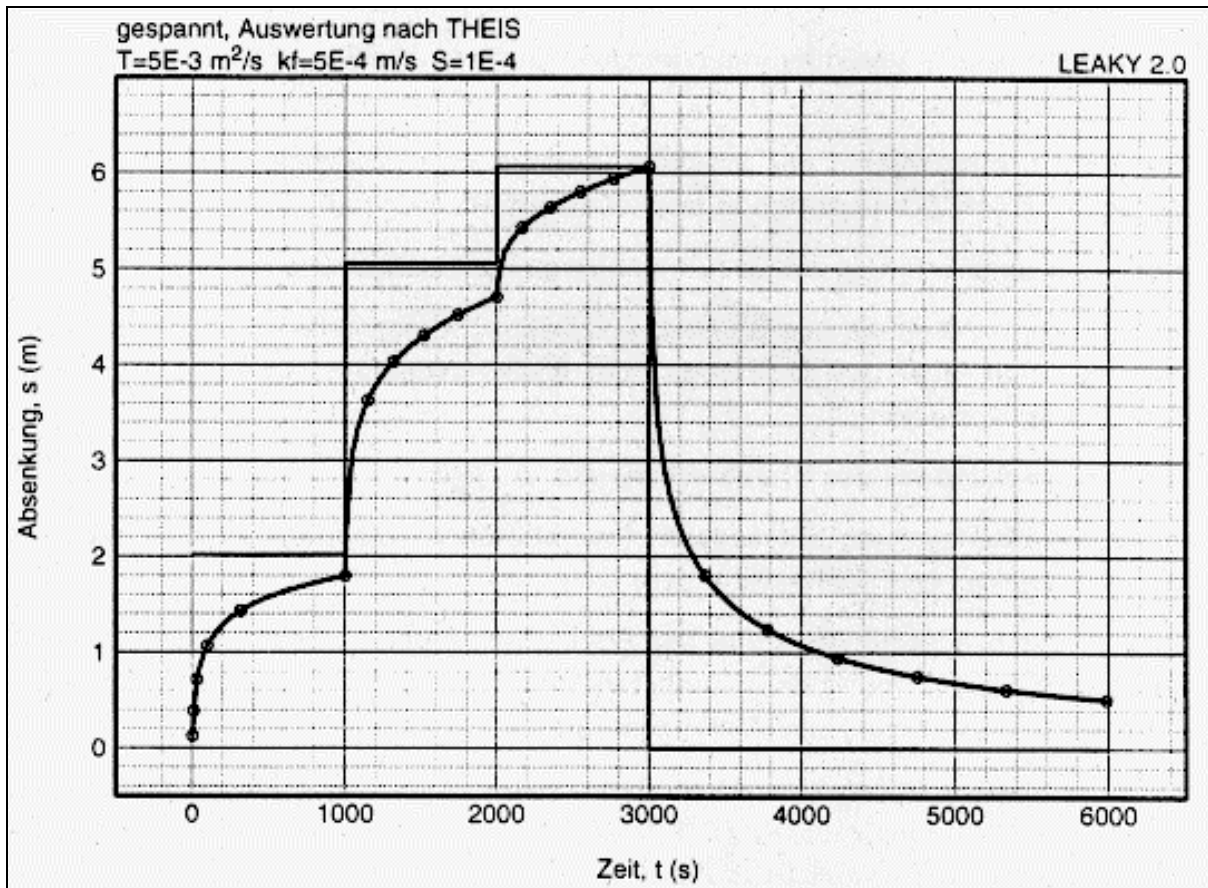


Abb. 2.5-1 Darstellung und Auswertung von Daten eines Stufenpumpversuches für einen gespannten Grundwasserleiter mit dem Programm LEAKY (HANSTEIN, 1993)

- **Slugttests (Einschwingversuche)** mit den Varianten des Pulse- und Drillstemtests: Gemessen wird die Auswirkung eines aufgebracht Druckimpulses. Dieser kann hydraulisch (z. B. über Verwendung eines Verdrängungskörpers) oder pneumatisch aufgebracht werden. Aussagen sind nur im Nahbereich der Testbohrung gültig; kein kontaminiertes Wasser wird entnommen. Auswertung und Berechnungsverfahren sowie Anwendung: COOPER et al., 1966; PAPADOPULOS et al., 1973; KRAUSS, 1977; MÜLLER, 1983. Einschlägige Software zur Auswertung von Slugtests ist erhältlich. Grundlage ist eine dichte Erfassung der Druckdaten mit entsprechenden Sensoren.
- **WD-Test (Wasserdruckversuch):** Serien von Verpressungen von Wasser mit ansteigenden und wieder abfallenden Druckstufen und dadurch unterschiedlichen Wassermengen, die simultan aufgezeichnet werden (p/Q-Diagramme, siehe HEITFELD, KOPPELBERG, 1981).
- **Auffüllversuche:** Es gibt mehrere unterschiedliche Methoden und Auswerteverfahren (SCHULER, 1973; STOBER, 1986 oder LFU, 1991b). Kontaminiertes Wasser wird nicht entnommen, aber dessen mögliche Verdrängung muß bedacht werden (Menge und Dauer). Die Infiltration zur Bestimmung von Durchlässigkeiten wird mit starken Einschränkungen auch in der ungesättigten Zone angewandt, zumindest relative Aussagen können abgeleitet werden.
- **Auslaufstests:** Messung des Zeit-Absenkverhaltens und des Druckanstieges nach freiem Auslaufen eines angebohrten Kluftspeichers.
- **Grundwassermarkierungsversuche:** siehe Kapitel 2.5.9.

- **Flowmetermessungen:** Während einer Wasserentnahme werden die Geschwindigkeiten horizontaler Wasserzutritte in eine möglichst unverrohrte Bohrung gemessen. Das Verfahren mit anschließender Berechnung von Transmissivitäten aus Teilmengen ist erprobt, jedoch nur im Nahbereich der Bohrung gültig (REPSOLD, RÜLKE, 1970). Die geringsten detektierbaren Durchlässigkeiten liegen im Bereich von 10^{-6} m/s (LFU, 1991b).
- **Fluid Logging:** Dieses relativ neue Bohrlochverfahren erlaubt über den Austausch von Bohrlochflüssigkeit und die anschließende Messung der Verdünnung (ELF-Profile) während der Wasserentnahme die Bewertung unterschiedlich durchlässiger Zonen. Wie mit Flowmetermessungen wird mittels Fluid Logging auch nur der Nahbereich des Bohrloches erfaßt.

Laboruntersuchungen

- **Korngrößenanalysen** (DIN 18 123): Aus den Ergebnissen können unter Berücksichtigung des Verlaufes der Sieblinie Durchlässigkeiten errechnet werden. Dazu stehen mehrere Methoden, gültig zwischen $10^{-5} < k_f < 10^{-3}$ m/s zur Verfügung (ZIESCHANG, 1961; BEYER, 1964 und in KÖHLER, 1965; LANGGUTH, VOIGT, 1980; BIESKE, 1992). Wie bei anderen Methoden ist die Beachtung der Gültigkeitsgrenzen bedeutsam (Ungleichförmigkeitsgrad).
- **Durchlässigkeitsbestimmungen** (DIN 18 130 und DIN 19 683 T9): Diese Methoden erlauben Untersuchungen an Materialien mit Durchlässigkeiten zwischen $10^{-3} < k_f < 10^{-11}$ m/s. Bei den Versuchen wirken sich Gefügeänderungen als Folge des Probeneinbaus nachteilig aus. Bei Stechzylinderproben feinkörniger Materialien können die horizontale und die vertikale Durchlässigkeit getrennt bestimmt werden.

Hydraulische Untersuchungen an Horizontalfilterbrunnen

Gegenüber vertikalen Brunnen erlaubt es die horizontale Bauform, eine lange Filterstrecke in einer begrenzt mächtigen Schicht unterzubringen (zu den hydrogeologischen Voraussetzungen siehe z. B. NÖRING, 1953). Damit kann ein kontaminierter Bereich besonders gut aufgeschlossen werden. Horizontalfilterbrunnen sind auch dann von Vorteil, wenn die Anlage von Dränschlitzern zu aufwendig ist. Sie können zur Luftabsaugung (HÖTZL, SASS 1993) und zur Wasserförderung (BIESKE, 1959; SASS et al., 1993) eingesetzt werden.

Anfahr- und Leistungsversuche beschreibt u. a. GÜTSCHOW, 1968; mit der Hydraulik, mit Modellversuchen und Berechnungen befassen sich z. B. HANTUSH, 1964 und WIEDERHOLD, 1966; NAHRGANG, FALCKE, 1954; LASS, 1975; und TARSHISH, 1992. Neben dem bekannten Prüfverfahren des (Leistungs-) Pumpversuches werden auch Absaugversuche in der ungesättigten Zone durchgeführt. Versickerungsversuche sind an kontaminierten Standorten eingeschränkt anwendbar, da sehr große Wassermengen nötig sind (Gefahr der Verdrängung und Auswaschung). Umfassende Tests (z. B. zum Einsatz bei mikrobiologischen in-situ Sanierungen) werden vom U.S. Dep. of Energy durchgeführt (USDOE, 1991a, b).

Hydraulische in-situ Tests und Schadstoffverteilung

Für die Bewertung des Schadensfalles und die Festlegung von Sanierungsmaßnahmen sind alle Informationen zur Schadstoffverteilung von Bedeutung. Diese zum Teil über Jahre eingestellte Verteilung kann durch den Bohr- und Testbetrieb Störungen erfahren. Es empfiehlt sich daher, hydraulische Tests möglichst immer durch entsprechende Messungen zu begleiten. In

vielen Fällen ist bereits die routinemäßige Erfassung von ELF, O₂-Gehalt und pH-Wert hilfreich, bei anderen Fällen ergeben sich nützliche Informationen erst aus aufwendigeren Schadstoffanalysen. Die Art der Messungen und die entsprechende Anzahl der Wasserproben sind bereits in der Versuchsplanung zu berücksichtigen. Damit können beispielsweise stoffspezifische Probenahmeeinrichtungen bei der Installation berücksichtigt werden.

Bei der Durchführung von Pumpversuchen bei Mineralölschadensfällen (oder anderen spezifisch leichten, nicht mit Wasser mischbaren Stoffen) ist mit erheblich gesteigertem meßtechnischen Aufwand zu rechnen. Durch die Öl- oder Emulsionsschicht sind Lichtlotmessungen durch Drucksensorik zu ersetzen. In Brunnen und Beobachtungsstellen stellen sich meist größere Ölschichtdicken als im Aquifer ein.

Die Protokollierung aller betriebstechnischen, hydraulischen und schadstoffbezogenen Daten (vor, während und nach in-situ Testverfahren) ist für die Bewertung der Versuchsergebnisse unerlässlich.

Versuchsplanung, Genehmigung und Arbeitsschutz

Bei der Durchführung aufwendiger oder länger dauernder hydraulischer und pneumatischer Feldversuche ist in mehreren Punkten frühzeitige Abstimmung und Vorhalten der entsprechenden technischen Einrichtung nötig:

- Aufrechterhaltung der **Ver- und Entsorgung** über die Versuchszeit
- Gewährleistung der **Probenahme** bei gleichbleibenden Randbedingungen
- Begleitende **Kontrollmessungen und Wartung** der Anlagen (Leistungsschwankungen durch wechselnden Flurabstand, Verockerung von Filtern, Pumpen Meßgerät, Nacheichung von Sensoren usw.)
- Erkennen und **Vermeiden von Einflüssen** aus der Nachbarschaft (natürliche und künstliche Hydraulik, Schadstoffeintrag aus laufendem Betrieb, usw.)
- Prüfung möglicher **Beeinflussungen der Umgebung** durch den Versuchsbetrieb (Standfestigkeit, Emission, Lärm, übergeordnete Interessen, wie Sicherheit usw.)
- Einholung der Genehmigungen, Sicherheitsvorkehrungen

Pump- und Auffüllversuche sind genehmigungspflichtige Eingriffe. Sie sind auch vorab hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf die Belastbarkeit des Untergrundes zu bewerten. Andere Verfahren verändern die Menge und den Stoffbestand des Grundwassers nicht (z. B. Slug-test).

Bei kontaminierten Wässern sind auch für Versuche Sicherheitsvorkehrungen zu treffen (BURMEIER et al., 1990; ROTTGART et al., 1993). Wasserhaltungsarbeiten sind allgemein über DIN 18305 geregelt (siehe auch BIESKE, 1992 oder HERTH, ARNDTS, 1985).

Aufwand und Kosten

Diese richten sich vor allem bei Feldversuchen nach der gewählten Methode und der Versuchsdauer (mehrere Stunden bis Wochen) sowie den Sekundärkosten (Baustelleneinrichtung, Meßwagen, Personalkosten, Auswertung). Über den Flurabstand bei abgesenktem Wasserspiegel und die Dimensionen wird das nötige Gerät vorgegeben (Leistung und Einbautiefe). Zur Beobachtung eines weiteren Umfeldes wird z. B. die Absenkung in mehreren Meßstellen

beobachtet (Drucksonden mit Datenerfassung oder Personal). Auch die Auswerteverfahren sind unterschiedlich. Zum Teil können mit einfachen Methoden aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden. Einige Verfahren zeichnen sich durch kurze Versuchszeiten und relativ aufwendige Auswertung aus (Slugtest, Drillstemtest). Bei der Einholung von Angeboten empfiehlt es sich, den Brunnenausbau und die Infrastruktur möglichst detailliert zu beschreiben.

Durchlässigkeitsbestimmungen über die Korngrößenverteilung oder Bestimmungen an der ungestörten Probe werden je nach Methode mit etwa 150 bis 450 DM berechnet. Unterschiede sind durch verschiedene zu untersuchende Materialien und damit die Versuchsdauer begründet (z. B. 2 bis 3 Wochen bei Ton für Abdichtungen).

Feldversuche und Modellrechnung

Mit der Hilfe von Grundwasserströmungsmodellen können bei Kenntnis der Aquifereigenschaften unterschiedliche Sanierungsbedingungen simuliert werden. Diese Modelle werden mit den Ergebnissen aus Feldversuchen kalibriert. Erst der Informationsfluß zwischen dem Erkunder, dem Modellierer, dem Planer und der Behörde führt zur richtigen Positionierung von Brunnen und Beobachtungsstellen und zu optimierten hydraulischen Sanierungskonzepten.

Weiterführende Literatur

Übersichten zur Anwendung von Feld- und Labormethoden geben COLDEWEY und KRAHN (1991) sowie LFU (1991b). Mit hydraulischen Untersuchungen in Kluftgrundwasserleitern und Einzelklüften oder Stofftransport befassen sich Karrenberg, 1981; STRAYLE, 1983; FRICK et al., 1991; HIMMELSBACH, 1983 oder NAGRA, 1992.

Durchlässigkeitsversuche mit Schadstoffen und Schadstoffgemischen beschreiben bereits SCHWILLE, 1971; SCHWILLE et al., 1984 ausführlich. Umfassende Untersuchungen zum Permeationsverhalten körniger Materialien und Foliendichtungen finden sich z. B. im Bericht der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung Berlin (BAM, 1992). WALZENBACH, 1991 beschreibt z. B. durch Kohlenwasserstoffe bedingte Durchlässigkeitsveränderungen; Versuche mit Ton und CKW-Lösungen beschreibt SCHMIDT, 1993.

2.5.5 Wasserprobenahme und Messungen vor Ort

Wasserproben

In Abhängigkeit von den Probenahmestellen, den Eigenschaften der Schadstoffe (siehe Kapitel 2.2 und Anhang) sind unterschiedliche Probenahmetechniken einzusetzen. Proben können in ihrer Beschaffenheit z. B. durch Materialeinflüsse, durch Probenahmegerät und durch Manipulation verändert werden (LWA 1989b; KÄSS, 1989; DVWK, 1990b).

Vor der eigentlichen Probenahme wird über eine in-situ Messung das Redoxpotential bestimmt. Redoxpotential, pH-Wert und Sauerstoffgehalt ermöglichen die Bestimmung des Milieus (siehe auch Abb. 2.1-15). Dann kann die Entscheidung über eine geeignete Probenahmetechnik (anaerob oder aerob) getroffen werden.

Die (Grund-)Wasserbeprobung ist in DIN 38 402 T13, DIN EN 25 667, den DVWK-Regeln 128 (DVWK, 1992) und in DVGW, 1983b geregelt. Auch von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) liegen Richtlinien und Empfehlungen vor (LAWA, 1987, 1990, 1992). In diesen Schriften finden sich auch umfangreiche Tabellen mit Hinweisen zur Konservierung, Behandlung und Lagerfähigkeit von Wasserproben. Die schnellstmögliche Untersuchung der Proben ist in den meisten Fällen angeraten, da Abbau, Ausgasung, Fällung oder Sorption zu Veränderungen der Beschaffenheit führen.

Das Labor gibt (in Abhängigkeit vom Analysenverfahren und der Haltbarkeit) Bedingungen zu Art, Menge, Aufbereitung, Konservierung und Transport der Proben vor. Anhand der zu untersuchenden Stoffe ist das Probenahmegerät (Materialien) festzulegen, und es sind in der Regel mehrere Wasserproben in unterschiedliche Gefäße abzufüllen. Vom gekühlten und dunklen Transport ist nur in wenigen Fällen abzusehen. Gegebenenfalls sind zur Entnahme, zur Aufbereitung und zum Transport der Proben besondere Arbeitsschutz- und Sicherheitsvorkehrungen zu treffen.

Der Filtration kommt bei der Probenahme besondere Bedeutung zu. Proben zur Schwermetall- und z. T. Kationenuntersuchung sind in Kunststoffflaschen zu füllen und anzusäuern (pH 2), um Aus- und Mitfällungen zu verhindern. Zuvor müssen Schwebstoffe und Sediment entfernt werden (Filterporenweite 0,45 µm oder geringer). Im Gegensatz dazu würde die Filtration von Proben zur Untersuchung auf z. B. Mineralöl-KW oder LHKW eine ungewünschte Reduzierung der Schadstoffe bewirken.

Weitere Konservierungsmaßnahmen richten sich nach den einzelnen Inhaltsstoffen (Wasserproben zur Hg-Bestimmung werden beispielsweise mit Ammoniak und Dichromat versetzt). Vorschriften finden sich in den Regeln des DVWK-Regeln 128 (DVWK, 1992), in den Merkblättern des DVWK (DVWK, 1982); in HÖLL, 1986; in DIN 38402 T13 und bei GUDERNATSCH, 1983.

Messungen vor Ort

Immer wird der Aussagewert von Laboranalysen durch begleitende Direktmessungen erheblich gesteigert: pH nach DIN 38 404 T5, Elektrischen Leitfähigkeit (ELF) nach DIN 38 404 T8 (neu in DIN EN 25 667), die Bestimmung der Redox-Spannung (Redoxpotential, rH-Wert) nach DIN 38 404 T6 (siehe auch KÄSS, 1989) und O₂ nach DIN 38 408 T22. Die Temperatur kann im Bohrloch mittels kombinierter Lichtlot-T-Sonde oder im Förderstrom gemessen werden (LAWA, 1987). Durch die Verwendung motorbetriebener Tauchpumpen wird die Temperatur der Wasserprobe um 0,5 bis 2 °C erhöht.

Beispiel für eine Vor-Ort-Schadstoffmessung ist das Feststellen der Schichtdicke einer Ölphase in einem Brunnen. Dies ist für den Betrieb von Förderbrunnen von Bedeutung, jedoch nicht übertragbar auf Ölschichtdicken im Aquifer (dazu: UMWELTBUNDESAMT, 1990).

Protokoll

Für die sachgemäße Probenahme muß immer ein Protokoll der Bedingungen angefertigt werden. Es enthält im besten Fall neben Datum, Zeit und einer Kennzeichnung:

- die genaue Lokalität und Beschreibung der Entnahmestelle,

- Angaben zur Lage der Bohrung im Aquifer und zu deren Lage in Bezug auf einen Schadensstandort/Grundwasserstrom,
- die genaue Entnahmeart, verwendetes Schlauchmaterial,
- Dauer der Probenahme, Entnahme, Tiefe und Förderleistung, die Zeit der Förderung und den Zeitpunkt der Probenahme,
- den Wasserstand (zu Beginn und Ende der Probenahme/Messung, mit Angabe der Meßkante) und die Tiefenangabe einer möglichen Verfüllung/Verschlammung,
- Angaben zu unvorhergesehenen Ereignissen, wie extremen Absenkungen durch die Probenahme oder dem Einfluß einer benachbarten hydraulischen Maßnahme, oder eines Niederschlages,
- Angaben zu Geruch, Farbe, Trübe, Ausgasung und Auffälligkeiten,
- Angaben zu Art, Zahl und Kennung der Proben, sowie zu deren Aufbereitung (Filtration, Konservierung),
- (mehrere) Angaben zu pH, ELF, T, O₂ während der Förderung, zumindest bei deren Beginn und Ende (O₂-Reaktionszeit des Meßgerätes beachten),
- Name und Zugehörigkeit des Probennehmers.

Allgemeine Beispiele, Einschränkungen und Grundsätze

- Förderraten, Entnahmemengen und Eintauchtiefe der Pumpe sind von der Standortcharakteristik, dem Ausbau und der Fragestellung (Schadstoffeigenschaften) bestimmt. Die Förderung des 3fachen Bohrlochvolumens oder die Förderung bis zur Konstanz von ELF, O₂ oder pH-Wert sind Beispiele für Probenahmekriterien, die dann herangezogen werden, wenn keine anderen/besseren Kriterien maßgeblich sind.
- Kunststoff-Pumpenschläuche sorbieren (vorwiegend organische) Stoffe. Ihre Verwendung führt (besonders bei LHKW) zu Verschleppungen oder Verfälschungen (DREHER, 1991). Es wird empfohlen, Leitungen aus Metall oder Teflon zu verwenden, oder von der Wasserförderung unabhängige Schöpfproben zu entnehmen.
- Druckentlastung bei der Förderung von Probenwasser aus größeren Tiefen führt zu verstärkter Ausgasung während des Abfüllens.
- Tauchpumpen zur Probenahme sollten im Bohrloch deutlich tiefer gehängt werden als der (sich durch die Entnahme senkende) Wasserspiegel. Turbulenzen, Luftblasen und freie Oberflächen im Brunnen oder im Meßgefäß führen zu Veränderungen des Wassers (z. B. Ausgasung von LHKW und CO₂, Eintrag von O₂).
- Die Qualität einer Probe kann von der Fördermenge, der Durchlässigkeit und der Verfilterung beeinflusst werden (Beispiele in Abb. 2.5-2).
- Die korrekte "horizontierte" Entnahme einer Wasserprobe ist nur mit erhöhtem technischem Aufwand sinnvoll und möglich. Trotz Mehrfachpackersystem kommt es in verfiltert ausgebauten Brunnen zur Strömung durch den Filterkies. BARCZEWSKI et al. (1992) beschreiben ausführlich die Problematik bei zuflußgewichteter Probenahme bzw. den Einsatz ihres Mehrfachpackersystems sowie die dabei beobachteten Strömungen. Die Qualität der geförderten Wasserprobe wird dabei nur über eine geeignete (gleichzeitige) Schutzförderung gewährleistet.
- Bei anaeroben Wässern sind besondere Entnahme- und Konservierungsmaßnahmen geboten.

- Pumpversuche bei Schadensfällen zur Ermittlung der hydraulischen Parameter sollten zur Entnahme mehrerer Proben genutzt werden. Zumindest T, pH-Wert, ELF und O₂ können begleitend gemessen und dokumentiert werden.
- Sicherheitsvorkehrungen sind bei der Vorbereitung der Probenahme zu treffen.
- Mineralöl und spezifisch leichte, mit Wasser nicht mischbare Stoffe bilden in vielen Fällen auf der Grundwasseroberfläche nur dünne Filme. In Bohrlöchern und Probenahmestellen kommt es jedoch zur Ansammlung, eine größere Schichtdicke wird vorgetauscht. Es kann auch zur Schadstoffanreicherung auf dem Kapillarsaum kommen und nur geringe Mengen leichter KW gelangen in den Förderbrunnen (besonders wenn die Oberkante der Filterstrecke unter dem Wasserspiegel liegt).
- LHKW und andere Schadstoffe sind als (gegebenenfalls auftretende) Schadstoff-Reinphase im Vergleich zu Ölen optisch nur schwer zu erkennen (geeignete Beruhigungsgefäße, Geruch, Arbeitsschutzmaßnahmen!).

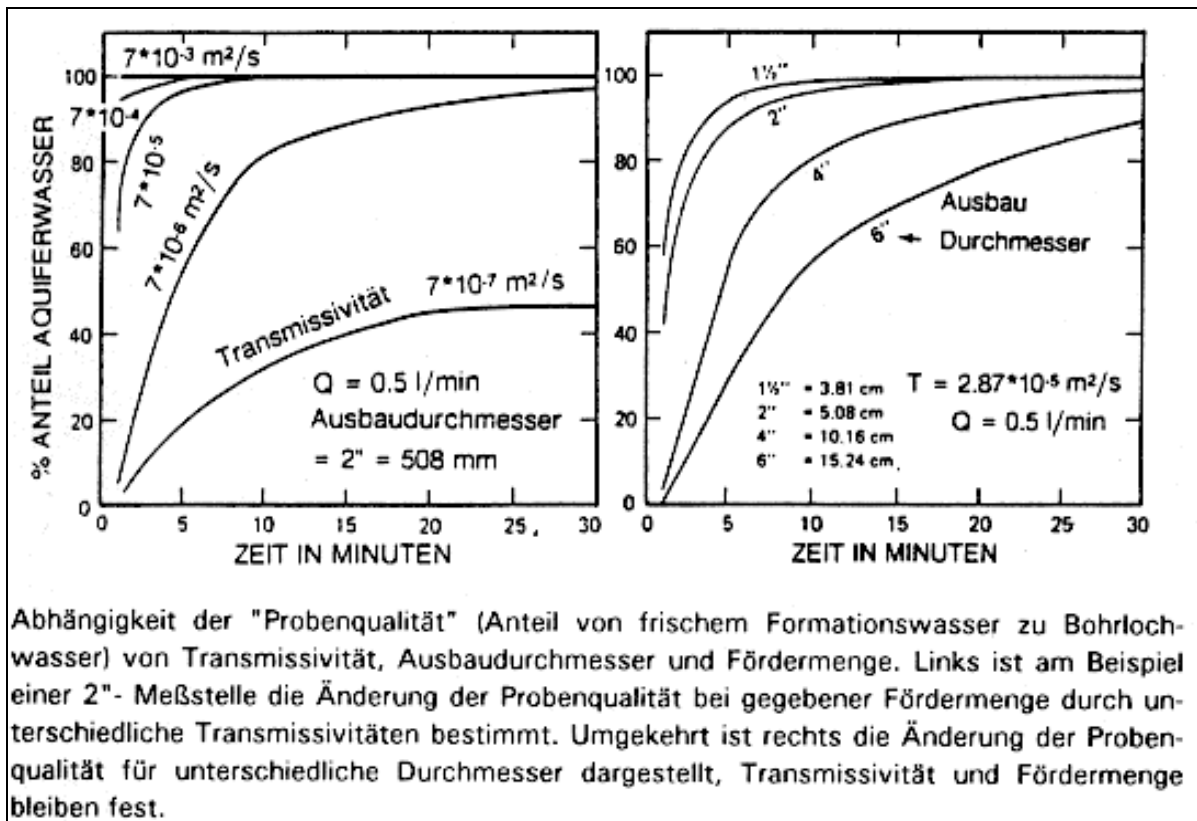


Abb. 2.5-2 Qualität einer Wasserprobe (nach NIELSEN, 1991)

Aufwand und Kosten

Realistische Kosten lassen sich hier nur über die Aufgliederung in Einzelleistungen bestimmen. Dies sind Personal, Materialaufwand (z. B. Pumpen, Zwischenreinigung oder Materialwechsel zum Verhindern von Verschleppungen usw.). Im allgemeinen ist die Probenahme nach Aufwand zu berechnen. Bei der Analytik werden für Routinemessungen relativ eng kalkulierte Festpreise angeboten. Nur große Probenzahlen oder der Verzicht auf Genauigkeit (wenn alternative Untersuchungsmethoden zur Auswahl stehen) erlauben Kostensenkungen.

Vor Ort Messungen sind zwar über Personalaufwand und z. B. einen Meßwagen anfangs teuer, rechnen sich jedoch bald über hohe Probendurchsätze und vor allem durch die Möglichkeit, schnelle Entscheidungen treffen zu können. Begleitende Messungen der physikalischen Wasserparameter bei Pumpversuchen sind kostengünstig und können z. T. schnell sehr wertvolle Informationen liefern. Immer ist eine Optimierung zwischen Probenzahl, Meßgenauigkeit und Zeit bis zum Vorliegen der Ergebnisse zu finden.

Bestimmte Messungen oder Analysenverfahren zeichnen sich durch den Bedarf nach einer besonderen Technik zur Probenahme, zur Aufbereitung oder zum Transport aus. Nur durch die richtige Vorbereitung ist der folgende Analysenaufwand zu rechtfertigen.

2.5.6 Pneumatische Untersuchungen und Feldversuche

Pneumatische Laboruntersuchungen

Grundsätzliche Fragen zur Sanierbarkeit lassen sich am besten durch die Untersuchungen von repräsentativem Probenmaterial beantworten (Abb. 2.5-3). Säulen aus Edelstahl werden mit 1 bis 5 kg zu untersuchendem kontaminiertem Material gefüllt und mit (wassergesättigter) Luft gespült. Diese Versuche werden über mehrere Tage bis Wochen betrieben (WEHRLE, BRAUNS, 1994).

Über die gemessene Austragsfunktion und die verbliebene Restkontamination läßt sich eine erste Aussage über die pneumatische Sanierbarkeit treffen. In Verbindung mit dem Gehalt an organischer Bodensubstanz, der Kornverteilung und den Felddaten kann damit die Sanierbarkeit am Standort grundsätzlich bewertet werden.

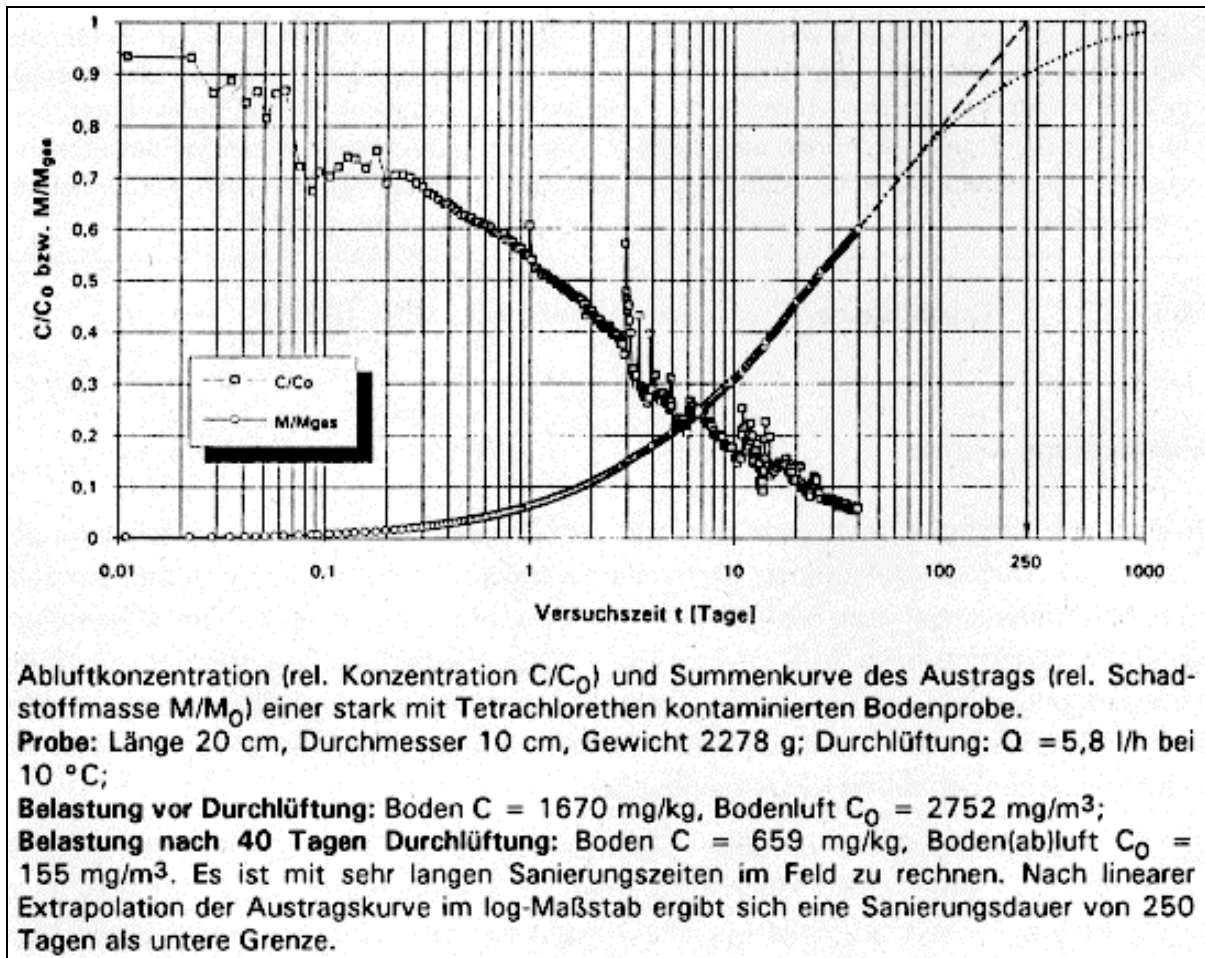


Abb. 2.5-3 Schadstoffaustrag während eines Säulenversuches

Derartige Laboruntersuchungen sind durch die Probenmenge (und -qualität) beschränkt. Sie erlauben jedoch in erster Näherung die Einstellung der bestmöglichen Sanierungsbedingungen. Im Zusammenhang mit Feldversuchen kann die Möglichkeit, ein vorgegebenes Sanierungsziel zu erreichen, bereits vorab bewertet oder ein solches festgelegt werden. Die **Übertragbarkeit** von Ergebnissen derartiger Laboruntersuchungen auf den Standort ist nur mit Einschränkungen möglich. Sie bedingt die Kenntnis der Standortbedingungen und vorliegende Ergebnisse von Feldversuchen.

Reichweitenbestimmungen

Die Reichweite einer Bodenluftabsaugung kann als jenes Bodenvolumen beschrieben werden, das mit Luft durchströmt wird. Die Durchströmung erfolgt über einen mehr oder minder großen Anteil des nutzbaren Porenraumes, der nicht vom Wasser erfüllt ist. Dies reicht jedoch nicht für eine Aussage zur Sanierungswirkung der Maßnahme. Der Begriff der Reichweitenbestimmung muß über quantifizierbare Parameter und Qualitätskriterien konkretisiert und im Nahbereich der Absaugung besser definiert sein.

In größeren Abständen von der Absaugstelle können mittels U-Rohr durchaus Unterdrücke zu registrieren sein. Die dadurch induzierte Strömung kann nur über Druckmessungen nicht hinlänglich bestimmt werden. Auch wo mittels U-Rohr keine Druckänderungen gemessen werden, kann noch Luft strömen (HÖTZL et al., 1993). Der Einflußbereich einer Absaugung ist

über den Begriff "Reichweite" unzureichend beschrieben. Dort, wo Luft strömt, kann beispielsweise der CKW-Austrag gering sein (langsame Desorption). Umgekehrt mögen gasförmige Schadstoffe bereits durch geringste Strömungen aus dem Porenraum ausgetragen werden, wenn zusammenhängende Poren nicht durch Wasser verschlossen sind und das Sediment frei von organischer Substanz ist.

Der Einflußbereich einer Luftabsaugung (Reichweite) kann **qualitativ** über Unterdruckmessungen und mit Hilfe von Rauch nachgewiesen werden. Die **halbquantitative** Beschreibung erfolgt unter Einbeziehung der Erkundungsergebnisse über

- Messungen von Unterdruck und Volumenstrom (Strömungsgeschwindigkeit) an der Absaugstelle, Beobachtung und Beurteilung von Wassertransport,
- Unterdruckmessungen im Feld (tiefenhorizontiert, Raster nach Bedarf),
- Schadstoffmessungen an der Absaugstelle (Zeitreihen),
- Messung relevanter anderer Gase (nach Bedarf CO₂ oder Radon),
- Schadstoffmessungen an tiefenhorizontiert ausgebauten Luft-Probenahmestellen,
- Luft-Nachstrommessungen (Strömungsgeschwindigkeit) an geöffneten ("passiven") Brunnen oder Meßstellen in der Umgebung.

In Abb. 2.5-4 sind über Isobaren und Stromlinien diese Nachstrombereiche gekennzeichnet. Eingetragen sind die sich ergebenden prozentuellen Anteile an der gesamten abgesaugten Luftmenge. Ihre Lage ergibt sich in Abhängigkeit

- von der Entfernung vom Entnahmebrunnen,
- der Bodendurchlässigkeit (oder diskreter Durchlässigkeiten),
- der Tiefenlage des Filters und dem Brunnendurchmesser.

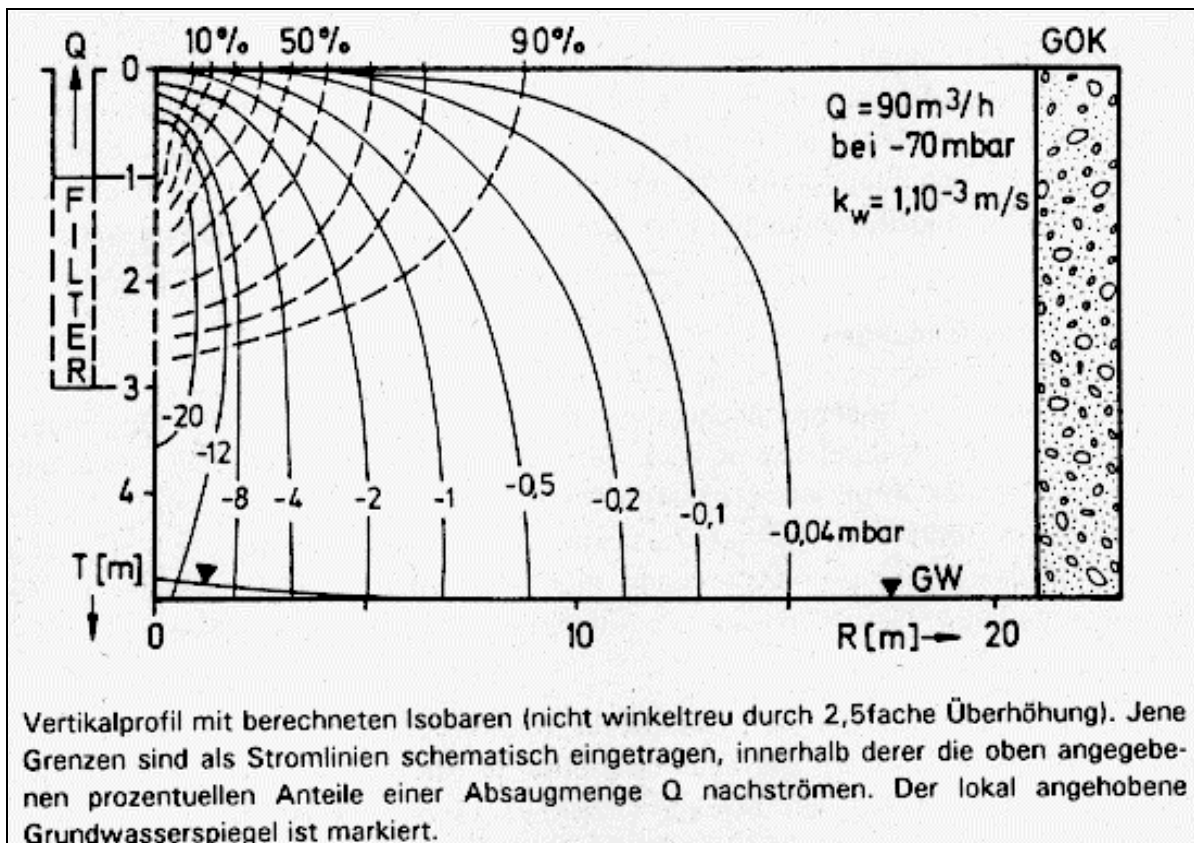


Abb. 2.5-4 Profil der Strömungsverhältnisse bei der Bodenluftabsaugung

Grundlegende Erkundungen für die Dimensionierung einer Luftabsaugung:

- Bohr- und Sondierprofile
- Grundwasser und Kapillarbereich mit deren Schwankungen
- Kornverteilung, Porosität, Wassersättigung und ungesättigte Durchlässigkeit
- Anteil der organischen Bodensubstanz
- Erkundung von Inhomogenitäten, Abgrenzung von Auffüllungen oder möglicher Kurzschlußwegigkeiten und Abdichtungen
- Absaugversuch: Beschreibung des Strömungsfeldes in Abhängigkeit von der Absaugleistung, der Tiefenlage der Filterstrecke und dem Brunnendurchmesser sowie der Lage von Meßstellen (Mitförderung von Wasser oder Schadstoffphase beachten)
- Bohrungen zum passiven Luftnachstrom in gewünschte Tiefenbereiche (IEG-Firmenprospekt) sind bereits im Zuge der Dimensionierung einer Maßnahme zu planen. Sie dienen der bevorzugten Luftspülung bestimmter Bereiche und der Abschirmung bei der Gefahr, unerwünschte Stoffe aus der Nachbarschaft beizuziehen.
- Begleitende Schadstoffanalytik der abgesaugten Bodenluft, gegebenenfalls auch Messung anderer Gase (H_2S , CH_4). Über die kontinuierliche Messung von CO_2 können Aussagen zum Frischlufteintrag (Verdünnung) oder zur Aktivierung mikrobiologischer Prozesse (Anstieg) getroffen werden. Die Detektion von aus dem Untergrund nachgeliefertem Radon erlaubt Aussagen zur Verdünnung, zum Aufreißen von Kurzschlüssen oder zur Tiefenwirkung der Maßnahme (siehe auch Kapitel 2.5.7 und DÖRR und MÜNNICH, 1989, 1990 und DÖRR et al., 1993).

Luftströmung

Bei Bodenluftabsaugungen (oder -Spülungen) wird eine Luftströmung innerhalb der (meist nicht trockenen) ungesättigten Zone induziert. In bestimmten Bereichen kann es zur Bewegung von Wasser und bei Anwesenheit von Schadstoffen in flüssiger Phase auch zum 3-Phasenfließen kommen, wenn diese Phasen zusammenhängende Porenräume erfüllen (siehe dazu auch die Grundlagen in Kapitel 2.1.3 und 2.3.1). Eine Bodenluftabsaugung kann damit in ihrer engeren Umgebung zur Unterstützung einer hydraulischen Maßnahme beitragen. Bei mikrobiologischen Sanierungen ("bio venting") dient sie vorwiegend dem Sauerstoffeintrag und z. B. der Verteilung von Methan als Substrat.

In Abhängigkeit von der Tiefenlage und der Filterdimension kann auch der Luftnachstrom über Kontrollmeßstellen bewertet werden. Dieser muß möglichst widerstandsfrei gemessen werden.

Heute ist es möglich, die Installation der Brunnen und den Betrieb der Bodenluftabsaugung zu optimieren. Dazu werden mit einem dreidimensionalen Strömungssimulationsprogramm verschiedene Varianten berechnet. Bei der Eichung des Modells werden die Ergebnisse der Erkundung (Wassergehalt und Durchlässigkeit) und die Resultate eines Absaugversuches (Druckdaten) eingegeben (z. B. LIN, KINZELBACH, 1991).

Die Ergebnisse der Strömungsuntersuchung (Absaugversuch) können mit einer Modellrechnung oder mit Erfahrungswerten verglichen werden. Wenn beides nicht übereinstimmt (BRAUNS, WEHRLE, 1990; NAHOLD, GOTTHEIL, 1991), können folgende Gründe vorliegen:

- Der Feuchtegehalt ist hoch und damit der luftegefüllte zusammenhängende Nutzporenraum gering.
- Die Lagerungsdichte oder Textur in Lagen oder Schichten bewirken geringere Durchlässigkeiten als eingangs angenommen.
- Stark durchlässige Bereiche dränieren die Luft, schlecht durchlässige, feuchtere Bereiche werden umspült.
- Die Wirkung der Absaugung reicht in nach oben abgedichteten Kieslagen (oder unter nassen, dichten Bodenoberflächen) über mehrere Zehnermeter Entfernung.
- Die Filterstrecken von Meßstellen oder der Absaugbrunnen sind in schlecht durchlässigen Bereichen angeordnet oder durch Kurzschlüsse beeinträchtigt.
- Die Oberkante der Filterstrecke des Absaugbrunnens liegt nicht ausreichend tief für das Erzielen der gewünschten Reichweite.
- Durch die Luftabsaugung wurde Wasser angehoben oder seitlich beigezogen, weswegen nur mehr der oberste Abschnitt des Filters von Luft durchströmt wird.

Gastracerversuche im Feld

Die Bodenluftmarkierung steht als zweite Feldmethode zur Überprüfung der Reichweite sowie für Beweisführungen zur Verfügung. Durch die Eingabe von Markierungsgas können Wegigkeiten nachgewiesen oder ausgeschlossen werden (z. B. BÖHLER et al., 1990; FIERZ et al., 1993) oder Aussagen für kombinierte Anwendungen abgeleitet werden (BÖHLER, 1989).

Als Markierungsstoffe werden vorwiegend Edelgase Helium und Argon mit geringer Wasserlöslichkeit eingesetzt. Auch das reaktive CO_2 oder mikrobiologisch abbaubares CH_4 sowie SF_6 (WILSON, MACKEY, 1993) wurden für Spezialanwendungen eingesetzt. Rauch wird zum qualitativen Nachweis von Luftströmungen verwendet.

Wie bei Grundwassermarkierungsstoffen sollten an Gastracer folgende Forderungen gestellt werden:

- ungiftig und nicht explosiv
- möglichst nicht reaktiv und schwach adsorbierbar
- einfach und preiswert meßbar (möglichst mit mobilen Detektoren und ohne Quereinflussung durch den Schadstoff)
- in nur geringer Grundlast in Boden und Luft vorkommend

Stofftransport

Gasförmige Schadstoffe und Tracer treten mit Flüssigkeiten und Feststoffen in Wechselwirkung (siehe Kapitel 2.3.2 und Neumayr, 1981; EINSELE ET AL., 1988; GRATHWOHL, 1989; Neumayr ET AL., 1990; GRATHWOHL ET AL., 1991; ODER SCHWILLE, WEBER, 1991). Neben den strömungstechnischen Bedingungen wird der Transport von Gasphasen im Boden bestimmt durch

- die physiko-chemische Beschaffenheit des Schadstoffes (gasförmig, flüssig als Reinforme, in wässriger Lösung, sorbiert am Feststoff) und die Möglichkeit zum Phasenübergang oder zum Mehrphasenfließen,
- die im System wirksamen Diffusionskoeffizienten,
- den Anteil, die Art und die Verteilung fester organischer Substanz im Boden und deren Rückhaltevermögen für die Schadstoffe,
- den Anteil von Ton (Kornfraktion mit einem Durchmesser kleiner $2\mu\text{m}$) und den Tonmineralgehalt (nicht nur der Feinfraktion),
- die Dynamik der Bodenfeuchte und der Temperatur (Austrocknung oder Kondensation als Folge von unterschiedlichen Luftfeuchten und Temperaturen zwischen Oberflächenluft und Bodenluft).

2.5.7 Gasprobenahme und Bodenluftmessungen

Flüchtige Schadstoffe, Abbauprodukte von organischer Substanz (H_2S , CO_2 , CH_4), geogenes CO_2 und Radon geben in vielen Fällen Auskunft über Altlasten oder/und bevorzugte Wegigkeiten. Der Gashaushalt im Boden wird außer vom Feuchtehaushalt und von Schwankungen des Grundwasserspiegels noch von Luftdruckschwankungen beeinflusst. Der Wasserhaushalt steht mit dem Bodenlufthaushalt in Wechselwirkung (Lösung und Ausgasung, Volumenänderungen durch Grundwasserschwankungen). Der Gastransport erfolgt diffusiv und zum Teil konvektiv (durch Differenzen von Dichte und Luftdruck). Das Wissen um diese Prozesse ist die Grundlage für die Entnahme von Gasproben.

Gasproben werden aus dafür hergestellten temporären Sondierlöchern oder Brunnen (Beobachtungsstellen) gesaugt. Es werden auch Gasprobenahmestellen mit mehreren horizontalen

und gegeneinander abgedichteten Bereichen eingerichtet. Bei Absaugversuchen ist eine Möglichkeit zur Gasprobenahme möglichst am Brunnenkopf vorzusehen.

Die Probemengen richten sich danach, für welchen Bereich die Probe repräsentativ sein soll und nach den geologischen Randbedingungen (Durchlässigkeit, Überdeckung, Bodenfeuchte).

Gasproben werden im Labor untersucht oder möglichst vor Ort gemessen (Verfahrensempfehlungen der LfU (LFU, 1991c, 1993b). Gasproben sollten zum Transport dicht verschlossen und möglichst dunkel gelagert werden. Die Lagerung bei Raumtemperatur ist besser als mehrmaliges Abkühlen und Erwärmen.

Vor-Ort-Messung, Anreicherung und Abfüllung von Gasen

Unterschiedliche Methoden zur Probenahme und Messung stehen zur Verfügung. Die Wahl wird durch mehrere Kriterien bestimmt: Gefährdung, Dringlichkeit, Schadstoff, Untergrundbeschaffenheit und Art möglicher Entnahmestellen oder -Techniken, Zahl der Proben, gewünschte Qualität, technisch mögliche oder sinnvolle Probemenge. Ohne Wertung sind deshalb einige Möglichkeiten aufgelistet:

- Einsatz eines mobilen GC-MS-Gerätes im **Meßwagen**
- Messung mit **tragbaren Gaschromatographen** (HAHN, DÜRR, 1992) oder tragbaren Detektoren ohne Säule
- Messung über **stoffspezifische Prüfröhrchen**, durch die eine bestimmte Luftmenge gesaugt wird. An einer Farbreaktion ist die Schadstoffkonzentration ablesbar. Die Röhrchen werden von den Herstellern für unterschiedliche Stoffe und in unterschiedlichen Empfindlichkeiten angeboten.
- Mehrere Liter Probegas werden über **Anreicherungsröhrchen** gesaugt. Im Labor werden die Trägerstoffe (Aktivkohle, XAD-Harz oder Tenax) eluiert und die Schadstoffe im Eluat gemessen.
- Entnahme mittels Spritzen und **Befüllung von Glasröhrchen**, die zugeschmolzen werden (wenige ml Probenvolumen der Pipetten, Methode nach NEUMAYR).
- Abfüllen in **Ampullen oder "Headspacegläser"**. Über zwei Nadeln wird die Probe durch verschlossene Headspacegefäße (5, 10 oder 20 ml) gesaugt, die Nadeln werden nach Druckausgleich abgezogen und die Probe ist für kurze Zeit haltbar (mehrere Stunden).
- Abfüllen in sog. **Gasmäuse** (Glasgefäße mit Doppelanschlüssen)
- Abfüllen oder Einsaugen der Probeluft in **Gasbeutel** (meist 2 bis 5 Liter).
- **Gasauffangkästen** erlauben das Sammeln an der Oberfläche über längere Zeiträume (Gasbox nach RETTENBERGER, 1982; im Leitfaden Deponiegas (LFU, 1992).
- Sammlung von Gasen über das Saugen oder Pumpen durch **Gaswaschflaschen**. Entsprechende Waschflüssigkeiten müssen vorgelegt werden. Über anschließende Labor-messung (Titration) werden die Schadstoffgehalte bestimmt.

Unterschiedliche Sonden und Entnahmeverrichtungen werden angeboten. In den meisten Fällen wird ein Loch mit einer Rammkernsonde hergestellt. Damit kann vor der Gasprobenahme der Untergrund bewertet werden (Feuchte, Durchlässigkeit usw.). Durch die Sondierung erfolgt eine Beeinflussung der Bohrlochumgebung. Fehlern kann bei Bedarf durch spätere oder wiederholte Messung entgegengewirkt werden (Ausbau zur temporären Meßstelle).

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgt hinsichtlich der Bedingungen bei der Probenahme und der daraus resultierenden Repräsentativität. Untersuchungen zur Validierung der Analysenergebnisse von Bodenluftproben liegen z. B. als gleichnamiger Text vor (LFU, 1993b). Auch eine Richtlinie zur Gasprobenahme ist in Vorbereitung (VDI 3865, Bl. 3). Es wird gezeigt, daß sowohl methodenabhängig als auch stoffabhängig gute Korrelationen zu Referenzmessungen erzielt werden können. Schwierigkeiten treten erfahrungsgemäß bei FCKW und Vinylchlorid bei allen Methoden auf. Effekte wie konkurrierende Sorption, Verluste durch mehrmaliges Überführen von Probegas (Spritze → Behälter → Spritze → Gaschromatographische Messung) oder die Kontamination von Gerät und Behältern wollen bedacht sein.

Derzeit erarbeitet die Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN Richtlinien zur Bodenluftprobenahme und -meßtechnik.

2.5.8 Geophysikalische Untersuchungen

Für die Lösung von Altlasten- und Umweltproblemen mit ihren komplexen hydrogeologischen und geotechnischen Fragestellungen kann der Einsatz der angewandten Geophysik eine sinnvolle und weiterführende Ergänzung sein.

Aus der Ingenieurgeophysik abgeleitete methodische Modifikationen, die sich auf hohe Auflösungsansprüche, meist geringe Eindringtiefen, oft gestörte Meßbedingungen sowie Langzeitmessungen beziehen, haben zu der Entwicklung eines praktisch selbständigen Bereichs von umweltgeophysikalischen Verfahren geführt.

Schwerpunktmäßig wird die (Umwelt-) Geophysik mit folgenden Aufgaben konfrontiert:

- Lokalisierung und Abgrenzung von Altlasten
- Hinweise über geologische/hydrogeologische Strukturierung des Untergrundes und des Umfeldes von Altlasten
- Detektion von Kontaminationszonen ("Fahnen") und bevorzugten Wegigkeiten
- Leckagedetektion in Dichtwänden bzw. Langzeitbeobachtungen von Abdichtungsmaßnahmen und Ausbaukontrollen von Bohrungen
- Festlegung von Bohransatzpunkten (Erkundung, Sanierung, Wassergewinnung)

Die Einsetzbarkeit der Geophysik ergibt sich aus den natürlichen Unterschieden der petrophysikalischen Parameter des Untergrundes und deren Veränderung durch anthropogene Störungen. Durch parallele Anwendung unterschiedlicher geophysikalischer Verfahren, sowie durch interdisziplinäre Interpretation der Meßergebnisse, kann die Mehrdeutigkeit der Daten eingeschränkt bzw. ausgeschlossen werden.

Im Rahmen von Maßnahmen der in-situ Sanierung werden geophysikalische Verfahren bei der Vorerkundung und gegebenenfalls bei der Nachkontrolle eingesetzt. Zur Anwendung gelangen vorrangig Geoelektrik, Seismik, Geothermik, Gravimetrie und die Messung der Radonemanation. In Tabelle 2.5-1 sind die gängigsten Verfahren für 11 Anwendungsbereiche bewertet.

Detaillierte Übersichten finden sich bei VOGELSANG, 1991, und in den Leitlinien zur Geophysik an Altlasten (LFU 1990), in FELFER, 1993; im kanadischen Handbuch "Untergrund-

bewertung für kontaminierte Standorte" (Barker et al., 1993) und bei BENSON et al., 1982; WARD, 1990. Umfassende Darstellungen der angewandten Geophysik mit den theoretischen Hintergründen der einzelnen Methoden geben MILITZER, 1986 sowie MILITZER, WEBER, 1984, 1985, 1987.

Die **Kosten** geophysikalischer Messungen (ohne Fahrt- und Berichtskosten) richten sich nach mehreren Kriterien. Sie werden z. T. nach Aufwand und z. T. nach gemessenen Profilmeter abgerechnet.

- Meßmethode (Personal- und Geräteaufwand, Profilmeter oder Zahl der Umsetzungen von Geräten, Befahrungen von Bohrungen)
- Gesamtumfang eines Meßprogrammes
- Zusätzlicher Aufwand z. B. durch die Geländebeschaffenheit
- Umfang der erforderlichen Auswerte- und Darstellungsarbeiten

METHODEN mit einzelnen Verfahren	ANWENDUNGSBEREICHE											BEMERKUNG					
	geogene Bereiche			antropogene Bereiche				Sanierungs- beglei- tende Messun- gen									
	GEOLOGIE		HYDROGEO- LOGIE	ABGRENZUNG		STOFFAUSBREITUNG											
	Schicht- folge und Struktur	Kluft und Bruch- tektonik	Grund- wasser Mäch- tig- keit Flur- abstand	Bevor- zugte Wasser- wegig- keit	Haus- müll	Bau- schutz	Chem. Stoffe						Konta- mination	Leckagedetektion	Dicht- wand	Oberfl. Abdicht	
GEOELEKTRIK:																	
Eigenpotential	-	+	-	+++	+	-	+++	+++	+++	+	-	+++	+++	++	-	++	Bedingt anwendbar, gestört durch vagabundierende Ströme
Widerstandskartierung	/	+++	+	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	+		
Widerstands- tiefensondierung	+++	+++	+++	-	+	+++	-	+++	+++	+++	+++	+++	+++	-	-		
Mise à la masse	-	-	-	+++	+	-	+	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++		
Induzierte Polarisation	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
Elektromagnetische Kartierung	++	++	+	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	-	-	Nicht anwendbar in bebauten Gebieten. Störung durch Stromleitungen
VLF-R	++	++	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	Störung durch Stromleitung
Georadar	++	-	+++	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	Eindringtiefe wenige Meter
SEISMIK:																	
Refraktion	+++	+++	+	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	-	-	Aufwendig
Reflexion	+++	+++	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Aufwendig
GEOHERMIK:																	
Thermometrie	-	-	-	+	+++	+	+	++	++	++	++	++	++	++	++	+++	geringe Informativtiefe
Infrathermographie	-	-	-	-	+++	+	+	++	++	++	++	++	++	++	+	+	Nicht anwendbar in bebauten Gebieten. Störung durch Stromleitungen
GEOMAGNETIK	+	+	-	-	++	++	++	-	+	+	+	+	+	-	-	-	
GRAVIMETRIE	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	Mikrogravimetrie
Radonemanation	-	++	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	++	++	Vorteil in Verbindung mit anderen Gassen

+++ sehr gut geeignet, ++ geeignet, + bedingt anwendbar, - nicht zu empfehlen

LAZAR & MERKLER 1993

Tab. 2.5-1 Geophysikalische Methoden und Anwendungsbereiche

Bohrlochgeophysik

Im Rahmen der Umweltgeophysik sind Bohrlochmethoden als integrierter Bestandteil ingenieurgeophysikalischer Untersuchungen zu sehen. Es werden physikalische Parameter des Untergrundes, des Wassers oder des Bohrloches gemessen: Elektrische Leitfähigkeit, elektrisches Eigenpotential, natürliche Gammastrahlung, Dichte des Gesteins, Temperatur, Lochdurchmesser (Caliper). Die Messung erfolgt meist über eine kontinuierliche Befahrung mit der entsprechenden Sonde(-nkombination). In Kombination mit hydraulischen Methoden oder Traceranwendungen werden Meßverfahren zur Detektion von Zonen unterschiedlicher Durchlässigkeiten eingesetzt. Tabelle 2.5-2 gibt anhand einer Auswahl von Fragestellungen mögliche Bohrlochmeßtechniken an.

Die Einsatzmöglichkeit der einzelnen geophysikalischen Bohrlochmessmethoden wird durch den Ausbau (und Durchmesser) der Bohrung (Metall, Kunststoff, oder kein Ausbau, Filterstrecke oder Vollrohr) sowie den Grundwasserstand bestimmt. Messungen im noch unverrohrten Bohrloch sind mit dem Brunnenbau frühzeitig abzustimmen.

Chapellier stellt die hydrogeologisch relevanten Bohrlochverfahren detailliert vor (Chapellier, 1992). Übersichten finden sich auch bei Militzer 1986; Vogelsang, 1991; und im DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 110/1990: Geophysikalische Untersuchungen in Bohrlöchern und Brunnen zur Erschließung von Grundwasser.

Untersuchungsgegenstand	Mögliche Meßverfahren
Lithologische Abgrenzung	Electriclogs, Kerngeophysikalische Logs, Caliperlog
Gesamtporosität, Dichte	Gamma-Gamma, Neutronlog, Akustiklog-Sonic Log
Effektive Porosität, spezif. elektr. Widerstand	Electric-, Micro-, Laterolog, Induktionslog
Ton, tonreiche Gesteine	Gamma Ray Log
Permeabilität, Durchlässigkeit	Keine direkten Log-Messungen. Kann über Porosität, Injizierbarkeit, oder die Amplitude des Soniclogs abgeleitet werden, Kombination von ELF-Log mit Austausch der Bohrlochflüssigkeit und Hydraulik
Sekundäre Permeabilität, offene Bruchflächen	Caliper-, Sonic Log, Kamerabefahrung
Hinweise auf Kornverteilung	Bestimmung des Formationsfaktors über Electriclog
Feuchtegehalt/Dichte (ungesättigt)	Neutron Log mit Gamma-Gamma Log
Infiltration, Feuchteveränderung	Neutron Log im zeitlichen Intervall
Grundwassermessungen	Temperatur, Leitfähigkeit (SAL)
Grundwasserfließrichtung, -Geschwindigkeit	Flowmeter, Tracerverdünnung im Loch
Bohrlochausbau: Tonsperren	Gamma-Gamma (bedingt Gamma-Ray Log)
Ausbaukontrolle Rohre, Filter	Kamerabefahrung

Tab. 2.5-2 Anwendungsbereiche unterschiedlicher Bohrlochmeßtechniken

2.5.9 Umweltindikatoren und Wassermarkierungen

Grundwasser ist chemisch durch die darin gelösten Inhaltsstoffe und seine Temperatur charakterisiert und räumlichen und zeitlichen Änderungen unterworfen. Diese Änderungen ermöglichen ebenso wie zusätzlich gezielt eingesetzte **künstliche Markierungsmittel (Tracer)** Informationen zum Strömungs- und Transportverhalten im Aquifer. Einzelne Inhaltsstoffe (z. B. Umweltisotope) können vom Eintrag, von ihrer geogenen Herkunft, oder charakteristischen Reaktionsabläufen als natürliche Markierungsstoffe bezeichnet werden.

Grundlegend für die Bewertung von Meß- und Versuchsergebnissen sind Kenntnisse der Stoffeigenschaften und Transportphänomene (Wechselwirkung mit dem umgebenden Gestein).

Das Chloridion oder tritiumhaltiges Wasser werden als ideale (konservative) Tracer bezeichnet, da sie gegenüber der Bewegung des reinen Wassers kaum retardiert werden. Einen umfassenden Überblick zum Thema Tracerhydrologie gibt KÄSS, 1992. Zahlreiche Detailfragen finden sich auch bei MATTHESS, 1990 behandelt sowie in den Tagungsberichten der Internationalen Atomenergie-Organisation IAEA, in HÖTZL, WERNER, 1992 und in den "Steirischen Beiträgen zur Hydrogeologie" (z. B. KÄSS in Jg. 1966/67, oder Band 43, 1992).

Messungen natürlicher Markierungen und die Beobachtung eingebrachter Tracer präzisieren Aussagen zu:

- Nachweis von Fließwegen und Strömungsfeldern
- Festlegung hydraulischer Größen (Geschwindigkeit, Dispersion)
- Beurteilung dynamischer Grundwasserströmungsfelder
- Hinweise auf Austausch- und Transportphänomene
- Bestimmung von Mischungsanteilen im Grundwasser
- Charakteristik von Speichereigenschaften und GW-Neubildung
- Einfluß von Tiefenwässern, Stockwerksgliederung
- Einfluß von Oberflächenwässern (Sickerwasser, Uferfiltrat)
- Alterszusammensetzung des Grundwassers
- Charakteristik induzierter Strömungen (Sanierung, Gewinnung)

Ergebnisse von (Grund-) Wassermarkierungen tragen bei zu:

- Beweissicherungsverfahren
- Ausweisung von Schutzgebieten über Transportzeiten
- Aussagen zur Auswirkung von Wasserentnahmen auf das Grundwasser
- Dimensionierung hydraulischer (Sanierungs-) Maßnahmen
- Abgrenzung von Einflußbereichen
- Beurteilung des Sorptionsverhaltens
- Undichtigkeitsbestimmungen an Anlagen, Leitungen, Dichtwänden

Natürliche Markierungsstoffe

Wässer sind durch Unterschiede in der Zusammensetzung ihrer gelösten Hauptinhaltsstoffe, durch enthaltene Spurenstoffe, gelöste Gase und die isotopische Zusammensetzung markiert. Natürlichen Stoffen, aber auch anthropogenen Komponenten, kann eine besondere Bedeutung als "natürliche" Tracer (z. B. Tritium, Borat, Nitrat oder organische Schadstoffe) zukommen. Auch physikalische Einflüsse wie Temperaturanomalien können bewertbare Tracereigenschaften annehmen, so z. B. bei der Uferfiltration, im Abstrom von Deponien oder bei der Mischung von Wässern.

Umweltisotope ermöglichen die Beobachtung von hydrologischen Systemen in größeren räumlichen (Einzugsgebiet) und zeitlichen (Altersbestimmung) Maßstäben. Über den Gehalt an Tritium ("Bombentritium" ^3H , Halbwertszeit 12,4 Jahre), Deuterium (^2H , stabil) und Sauerstoff-18 (^{18}O , stabil) ist das Wassermolekül selbst markiert, weswegen auch von "idealen Tracern" gesprochen wird.

Mithilfe von Tritiumdaten können Alter bestenfalls bis 40 Jahre bestimmt werden, Kohlenstoffdaten erlauben Bestimmungen bestenfalls bis 40 000 Jahre. ^{13}C (stabil) und ^{14}C (Halbwertszeit 5 730 Jahre) liegen als CO_2 und HCO_3^- vor. Gelöste Edelgase (^3He , ^4He , ^{39}Ar , und ^{85}Kr) und die Atome ^{36}Cl , ^{34}S , ^{15}N und $^{228}\text{U}/^{234}\text{U}$ sowie $^{226}\text{Ra}/^{222}\text{Rn}$ werden für Fragen der Genese und Wechselwirkung genutzt (MOSER, RAUERT, 1980; GAT, GONFIANTINI, 1981).

Künstliche Markierungsmittel

Tracerversuche mit Farbstoffen, Salzen oder Driftkörpern werden in der überwiegenden Zahl als Teil umfassender hydrogeologischer Untersuchungen durchgeführt. Durch den Vorteil ihrer sehr hohen Nachweisempfindlichkeit werden meist Fluoreszenzfarbstoffe eingesetzt. Über die Eingabe kleiner Mengen kommen die aus der Salzmarkierung bekannten störenden Dichteeffekte kaum zum Tragen. Die am häufigsten verwendeten Fluoreszenztracer sind Uranin (Natriumfluoreszin), Eosin (und Rhodaminen), Natriumnaphthionat und Pyranin.

Das Spektrum der heute in Kluft-, Karst- und Porengrundwasserleitern genutzten Farbtracer wird ergänzt durch: Salze (LiCl, NaCl, Borax und andere), Driftpartikel (wie Lycopodiumsporen und Kügelchen, KÄSS, 1992), und andere Stoffe sowie Bakterien oder Phagen. Jede Versuchsplanung beinhaltet auch Messungen von Grundlasten und Mengenkalkulationen.

Der Nachweis eingesetzter Stoffe erfolgt über die Entnahme und Messung von Wasserproben. Neuerdings besteht die Möglichkeit, auch in-situ Messungen über Glasfaserkabel durchzuführen (BARCZEWSKI, HAGER, 1992). Die Auswertung gemessener Durchgangsfunktionen (Konzentration gegen Zeit in Abhängigkeit vom Ort der Probenahme) erlaubt bei Kenntnis der Randbedingungen Aussagen zu Strömung und Transport.

Bei der Verwendung von Grundwassermarkierungsstoffen bei Schadensfällen können verstärkt Wechselwirkungen mit den Schadstoffen selbst auftreten oder durch das hydrochemische Milieu bewirkt werden. Grundlasten, Sorption oder die Eigenfluoreszenz kontaminierter Wässer (z. B. Mineralöl-KW) erfordern die Auswahl geeigneter Markierungsstoffe. Die umfangreiche Erfahrung erlaubt jedoch, daß selbst bei Fällen mit organischen Schadstoffen Traceranwendungen erfolgreich durchgeführt werden können. Immer ist die (beschränkte) wasserrechtliche Erlaubnis einzuholen.

Durchführung und Bewertung von Markierungsversuchen

Aus vorliegenden hydraulischen und hydrochemischen Befunden wird ein Markierversuch dimensioniert. Die Wahl und Eingabe des Tracers und die Beprobung (Ort, Fördermenge und Probenintervall) werden festgelegt. Die Proben sollten umgehend gemessen werden, um bei Bedarf das Probenintervall ändern zu können, oder chemische Wechselwirkungen zu minimieren. Die Versuchsdauer richtet sich nach der Durchlässigkeit, dem Gradienten und dem Abstand. Der personelle Aufwand wird von der Art und Anzahl der Proben bestimmt und kann durch automatische Probenehmer, Feldfluorimeter oder in-situ Messungen (KÄSS, 1993) reduziert werden.

Ein Markierungsversuch kann im Zusammenhang mit einer hydraulischen Maßnahme (z. B. einem Sanierungsverfahren), als Beweisführung oder zur Hilfe bei der Festlegung von Einzugsgebieten durchgeführt werden. Immer werden alle hydraulisch relevanten Daten (Pum-

praten, Niederschläge) und möglichst auch Schadstoffkonzentrationen zur Bewertung herangezogen (Abb. 2.5-5) (KÄSS, 1992).

Zur Ermittlung von Verweilzeit, mittlerer Abstandsgeschwindigkeit und Dispersivität werden verschiedene Rechenmodelle eingesetzt (Anpassungen oder Abschätzungen). Die Rechnungen ergeben nur dann plausible Ergebnisse, wenn die geforderten Randbedingungen erfüllt sind. Details zu Tracertransport und Auswerteverfahren finden sich bei MALOSZEWSKI, ZUBER, 1990a, b; PFINGSTEN, MULL, 1990; HIMMELSBACH 1993; KOBUS et al., 1992 sowie in HÖTZL, WERNER, 1992.

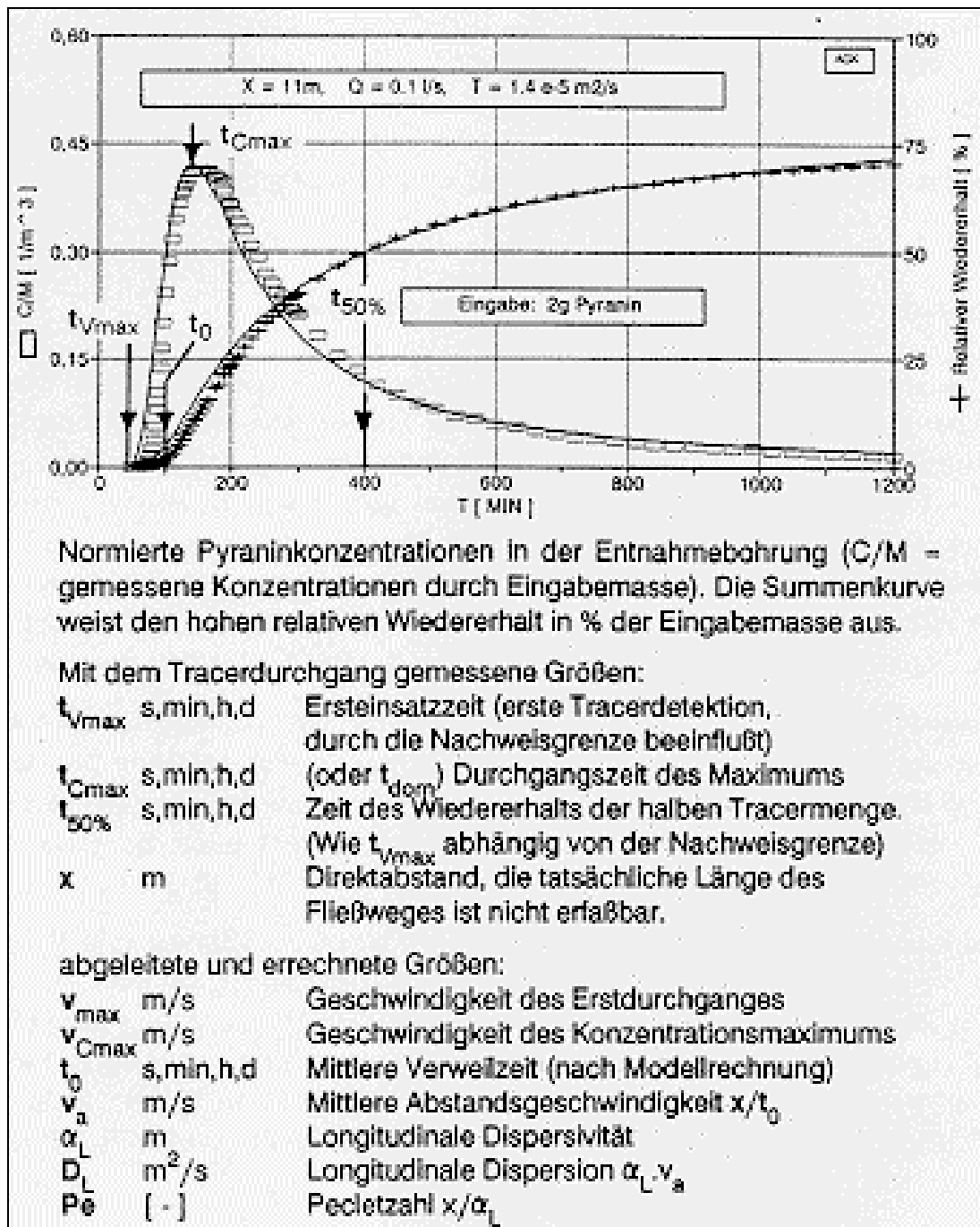


Abb. 2.5-5 Tracerdurchgang in einer Kluftzone mit Bezeichnung charakteristischer Größen (nach HIMMELSBACH, 1993):

3 Grundlagen und prinzipielle Wirkungsweise der Verfahren

3.1 Behandelte Verfahrensgruppen und Kombinationen

Die nachfolgenden Darstellungen umfassen **hydraulische** und **pneumatische** Sanierungsverfahren sowie deren Kombinationen. **Hydraulische** Verfahren sind gekennzeichnet durch eine Entfernung von Schadstoffen aus dem Untergrund in gelöster oder sonstiger mobiler Form, z. B. adsorbiert an mobile Feinsteilchen mittels Wasserströmung. Entsprechend findet bei **pneumatischen** Verfahren eine Abreicherung von Schadstoffen über die Gasphase mittels Gasströmung im Untergrund statt.

Die **hydraulischen Verfahren** werden dabei wie folgt differenziert:

- reine Entnahme bzw. Grundwasserfassung
- Durchspülung (Entnahme und Infiltration)
- Schutzinfiltration
- unterstützende Maßnahmen und Entwicklungstendenzen

Die **pneumatischen Verfahren** werden gemäß folgender Einteilung behandelt:

- Bodenluftabsaugung
- Bodenluftspülung (Bodenluftabsaugung und Luftzufuhr)
- in-situ Strippung (Bodenluftabsaugung und Lufteinblasung in den Grundwasserbereich) sowie "koaxiale Grundwasserbelüftung"
- unterstützende Maßnahmen (Geoschock etc.)
- sonstige Verfahren und Entwicklungstendenzen

Die **kombinierten pneumatischen und hydraulischen Verfahren** lassen sich unterteilen in:

- Bodenluftabsaugung und gleichzeitige Grundwasserentnahme mittels Brunnen
- Grundwasserzirkulationsbrunnensysteme mit Bodenluftabsaugung
- Wellpointverfahren

Hydraulische und pneumatische Verfahren lassen sich darüber hinaus mit anderen Sanierungstechniken wie mikrobiologische Verfahren oder Einkapselungsverfahren kombinieren.

Die Ausführungen und Darstellungen beziehen sich zunächst auf Anwendungen in Lockergesteinen. Prinzipiell sind die Verfahren analog auch im Festgestein einsetzbar. Jedoch sind bei der Erkundung sowie der Planung und Durchführung von Sanierungen die Eigenheiten und sich daraus ergebenden Unsicherheiten eines Festgesteinuntergrundes zu berücksichtigen. Dies betrifft insbesondere die Andersartigkeit der Stoffausbreitungs- und Strömungsvorgänge im Festgestein.

Hieraus ergeben sich im Vergleich zum Lockergestein

- ein deutlich höherer Erkundungsaufwand,
- ein umfangreicheres Versuchsprogramm,
- eingeschränkte Möglichkeiten der gezielten Beeinflussung der Strömungsvorgänge,
- ein erhöhtes Risiko für unbefriedigenden Sanierungsverlauf.

3.2 Hydraulische Verfahren

3.2.1 Charakteristiken und Wirkungsweise

Grundlage ist eine gezielte **Beeinflussung der Wasserströmung im Untergrund** in einem Betrachtungsbereich durch Entnahme (und Zugabe) von Wasser in geeigneter Menge an geeigneten Stellen. Damit ergibt sich eine **Beeinflussung des Stofftransportes** im Bereich einer Grundwasserkontamination durch Schaffung von eindeutigen Senken zur Erfassung bestimmter (belasteter) Wasseranteile und/oder Quellen zur Einbringung von (unbelasteten oder mit sanierungswirksamen Wirkstoffen befrachteten) Wasseranteilen bzw. auch zur Verdrängung von (belasteten) Wasseranteilen im Untergrund.

Ziele hydraulischer Maßnahmen können sein:

- Beseitigung der Verunreinigung
- Verhinderung schädlicher Emissionen im Umfeld (Sicherung)
- Verhinderung schädlicher Immissionen, z. B. in eine Wassergewinnungsanlage (Abschirmung)

Angewandte Prozesse:

- Transportprozesse, insbesondere konvektiver Transport gelöster bzw. sonstiger mobiler Stoffanteile, z. B. aufschwimmende Ölphase (vgl. Kapitel 2.1.6, 2.3, 2.4)
- Mobilisierende oder immobilisierende, chemische oder physikalische Prozesse, z. B. Desorption, Lösung, Fällung, Umwandlung (vgl. Kapitel 2.3, 2.4)
- Abbauprozesse, insbesondere mikrobiologisch (vgl. Kapitel 2.3.1.4)

Das einzurichtende System aus Senken und Quellen kann einfach aufgebaut sein an Einzelstellen, vielfältig in beliebiger Anzahl und Variation verschiedener Einflußstellen, punktförmig, linien- und flächenförmig, über unterschiedliche Mächtigkeit oder auch tiefendifferenziert.

Der zugrundeliegende generelle Vorgang des Zustroms zu einer Entnahmeeinrichtung sei nachfolgend anhand des Brunnens als Ausgangssystem für eine tiefenmäßige Erfassung von (verunreinigtem) Grundwasser erläutert. Infolge der Wasserentnahme stellt sich in der Umgebung eine Strömung zum Brunnen (Senke) hin ein. Im Brunnen selbst wird dabei eine Absenkung gegenüber dem umgebenden Grundwasser erzeugt. Demgemäß bildet sich um einen Brunnen ein sogenannter Absenkungstrichter im Grundwasser aus.

Die prinzipiellen Zustrombedingungen zu einem einzelnen Brunnen unter "idealen" Bedingungen (einheitlicher Untergrundaufbau, ruhendes Grundwasser) sind in **Abb. 3.2-1** in Draufsicht und in einem Vertikalschnitt durch den erfaßten Untergrundbereich zur Veranschaulichung dargestellt.

Brunnen können sowohl zur Entnahme von Grundwasser als auch zur Einbringung von Wasser in den Untergrund (Infiltration) dienen. Weitere Möglichkeiten der Erfassung von Grundwasser bzw. der Infiltration von Wasser in den Untergrund bestehen linien- und flächenhaft durch offene oder geschlossene Sickergräben oder Sickerleitungen (Dränagen bzw. Rigolen) bzw. über Sickerbecken.

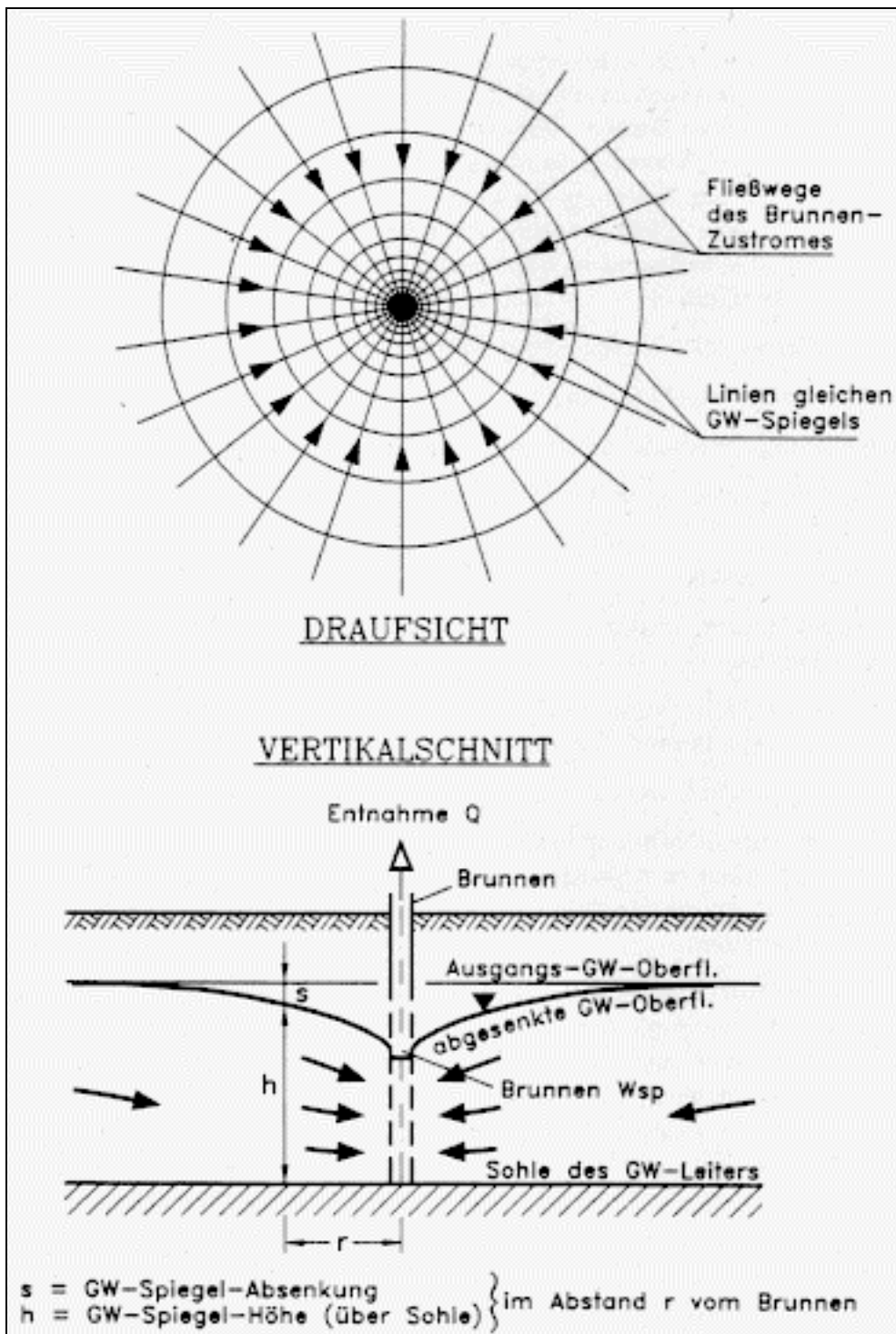


Abb. 3.2-1 Zustrom zum Einzelbrunnen unter idealen Bedingungen**3.2.2 Einflußfaktoren und allgemeine Anwendungsgrenzen**

Die Wirkungsweise hydraulischer Verfahren und ihr Einfluß auf die Steuerung der Grundwasserströmung und den möglichen Stofftransport im Grundwasser hängt in praktischen Fällen von zahlreichen naturgegebenen und aufgeprägten Einflußfaktoren ab, die ein komplexes Wirkungsgefüge darstellen (vgl. Tab. 3.2-1).

Ihre Kenntnis ist Voraussetzung für eine sachgerechte Auswahl, Planung und Durchführung hydraulischer Verfahren.

Maßgebende **Haupteinflußfaktoren** sind

- die vorliegenden Untergrundbedingungen,
- die vorherrschenden hydrologischen Verhältnisse und ihre zeitlichen Veränderungen,
- die technisch-konstruktive Auslegung der jeweiligen Maßnahmen und deren betrieblicher Ablauf,
- Art, Umfang sowie zeitliche und räumliche Verteilung der maßgebenden Untergrundverunreinigung.

Nachfolgend sollen prinzipiell einige wesentliche Charakteristiken der oben aufgeführten Einflüsse hinsichtlich der Wirkung hydraulischer Maßnahmen und deren Variation betrachtet werden. Grundlegende Ausführungen hierzu enthält das Kapitel 2 dieses Handbuchs.

3.2.2.1 Untergrundaufbau (vgl. Kapitel 2.1, 2.3, 2.4)

Die Untergrundeigenschaften wie

- räumliche Strukturen und Fazieswechsel (Schichtung, Rinnen, Stockwerke)
- Kornverteilung, Hohlraumanteil, Durchlässigkeit
- mineralische Zusammensetzung
- Gehalt an organischer Substanz
- Grundwassermilieu

stellen wesentliche Randbedingungen für den Wasser- und Stofftransport im Untergrund dar.

Das Grundwasserfließgeschehen wird maßgeblich von der **räumlichen Verteilung des Fließwiderstandes** bzw. der **Durchlässigkeit** geprägt. Durchlässigere Tiefenbereiche werden zu Grundwasserstockwerken zusammengefaßt, undurchlässigere zu Stauern bzw. Trennhorizonten. Diese können lokal stark variieren und durch zusätzliche Inhomogenitäten überprägt sein.

Der Untergrundaufbau korrespondiert häufig mit einer differenzierten Belastungsverteilung.

Untergrund	tiefreichend homogen		geschichtet
	homogen	tiefendifferenziert	i. a. differenziert
Flache Maßnahmen (z. B. Drainage)	nicht ausreichend	evtl. günstig (für oberflächennahen Untergrund)	evtl. günstig (bei oberflächennaher Verunreinigung)
Tiefendurchgehend wirksame Maßnahmen (Brunnen, UVB)	anwendbar	ungünstig (unwirtschaftlich, ggf. Schadstoffverschleppung)	ungünstig
Tiefendifferenzierte Maßnahme	nicht ausreichend bzw. nicht erforderlich	sehr günstig	je nach Erfordernis günstig

Tab. 3.2-1 Beispielhafte Einflüsse des Untergrunds auf die Anwendbarkeit von Sanierungssystemen

Die Tiefenwirkung hydraulischer Maßnahmen ist in **Abb. 3.2-2** für einen mächtigeren homogenen Grundwasserbereich und in **Abb. 3.2-3** wieder exemplarisch für einen geschichteten Untergrund veranschaulicht. Die Grundwasserförderung erfolgt im 25 m mächtigen oberen Stockwerk aus einem natürlichen Grundwasserabstrom mit einer Filtergeschwindigkeit (nach Darcy) von ca. 1 m/d bei einer Grundwasserabsenkung am Brunnen von 1 m bis 4 m je nach Betriebssystem. Dies beinhaltet eine Entnahme von rd. 70 m³/h, entweder aus einem Einzelbrunnen im Grundwasserabstrom (geringere Absenkung) oder aus jedem Brunnen einer Reihe senkrecht zur Zeichenebene mit jeweils 50 m Abstand (größere Absenkung).

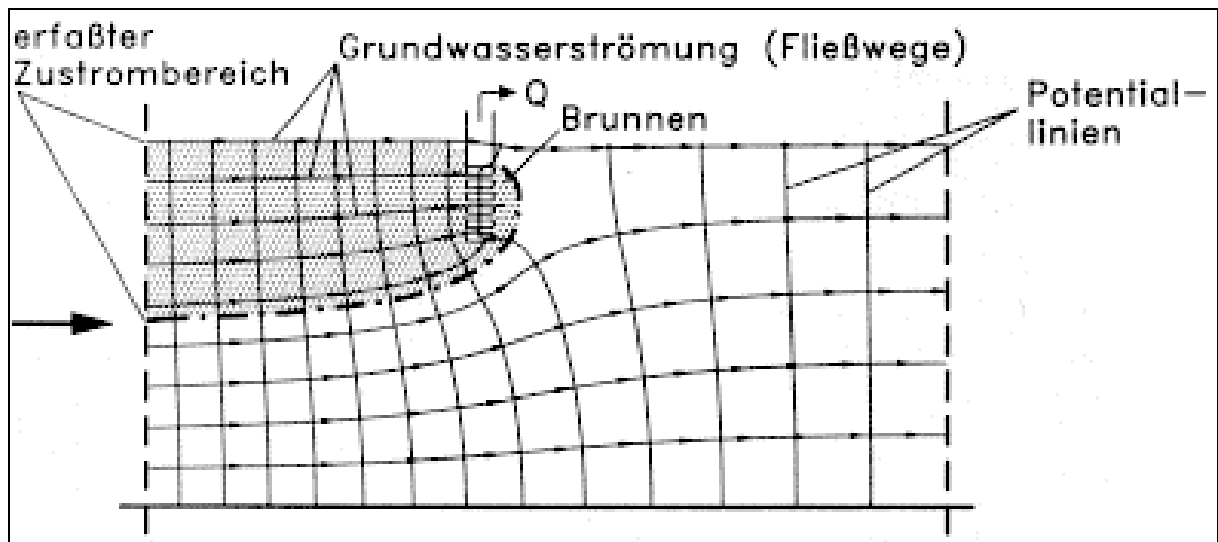


Abb. 3.2-2 Oberflächennaher Brunnen im tiefreichend homogenen Untergrundbereich

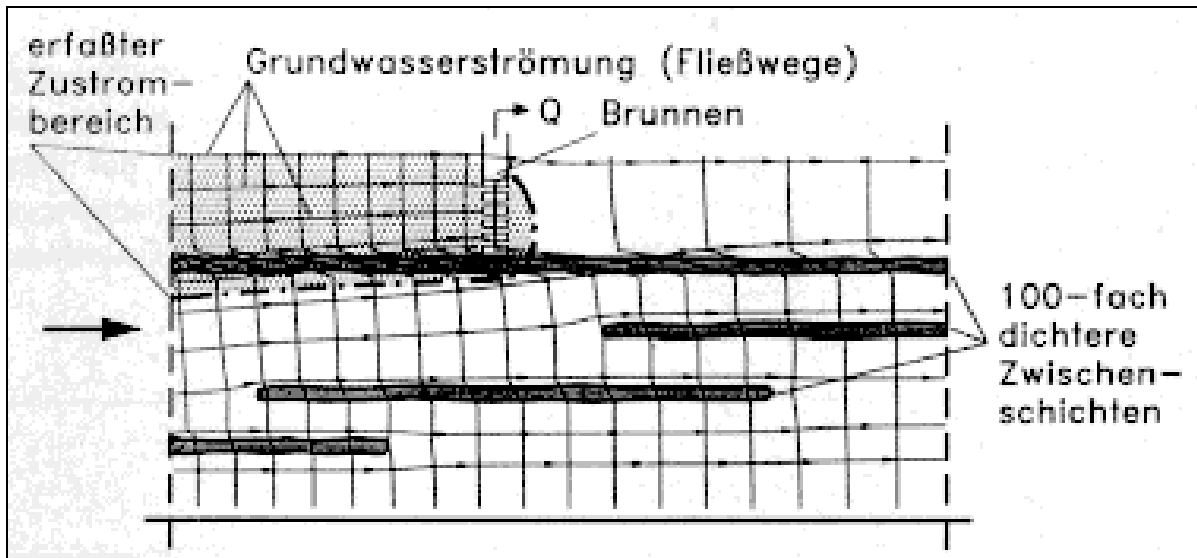


Abb. 3.2-3 Oberflächennaher Brunnen im tiefenmäßig stark geschichteten Untergrundbereich

3.2.2.2 Hydrologie - Grundwasserströmungsverhältnisse

Einflüsse dieser Art sind meist neben oder zusammen mit dem Untergrundaufbau dominierend für die Möglichkeit hydraulischer Maßnahmen überhaupt und für die effektive Anwendbarkeit unterschiedlicher Ausführungen.

Infolge des natürlichen Wasserkreislaufs muß praktisch in jedem Grundwasserbereich ein dauernder, unterschiedlich ausgeprägter Abfluß stattfinden, der durch die Gebietsbedingungen bestimmt ist. Maßgebend ist die hydrologisch und geologisch bedingte generelle Intensität und Richtung des Grundwasserabstromes und seine örtlichen und zeitlichen Schwankungen und Unterschiede. Dadurch wird die Wirksamkeit eines Brunnens wesentlich beeinflusst. Trotz allseitiger radialer Auswirkung der Brunnenabsenkung kann von einem Brunnen nur ein mehr oder weniger breiter Abstrombereich und damit gegebenenfalls auch nur ein Teil einer abströmenden Kontaminationsfahne erfaßt werden.

In **Abb. 3.2-4** ist beispielhaft die Wirkung eines Brunnens im Grundwasserstrom und die bei seiner Anordnung und Auslegung mögliche, hier nur unvollständige, Erfassung einer Kontaminationsfahne veranschaulicht.

Die unvollständige Erfassung der Kontamination wird dadurch bewirkt, daß auch bei punktuelltem Schadstoffeintrag im Abstrom eine im Vergleich zum mittleren Fließweg uneinheitliche, "streuende" Stoffausbreitung erfolgt. Dies ist begründet aus:

- **Diffusionsvorgängen** (i. a. vergleichsweise gering)
- **Dispersionsvorgängen:** Dispersion ist die Abweichung der tatsächlichen Grundwasserströmung (örtliche Geschwindigkeit und Richtung) von der erfaßbaren mittleren Strömung. Ursache hierfür sind vor allem Uneinheitlichkeiten im Untergrundaufbau, die ausgehend vom ungleichmäßigen Korngerüst über allseits vorkommende kleinräumige Inhomogenitäten bis zu den großräumiger maßgebenden Strukturen des Untergrundes reichen. Je größer die Heterogenität des Untergrundes, desto stärker ist die Dispersion.

Der von den hydrologischen und geologischen Gebietsbedingungen abhängige zeitliche und räumliche Grundwasserabstrom bedarf daher einer gründlichen Vorerkundung. Dabei sind die örtlich maßgebenden zeitlichen Schwankungen der Wasserstände und des Abflusses, aber auch zusätzliche Einflüsse wie Oberflächengewässer, Zuflüsse aus Randbereichen und bereits vorhandene anderweitige Grundwasserbeeinflussungen (z. B. Gewinnungen) zu berücksichtigen.

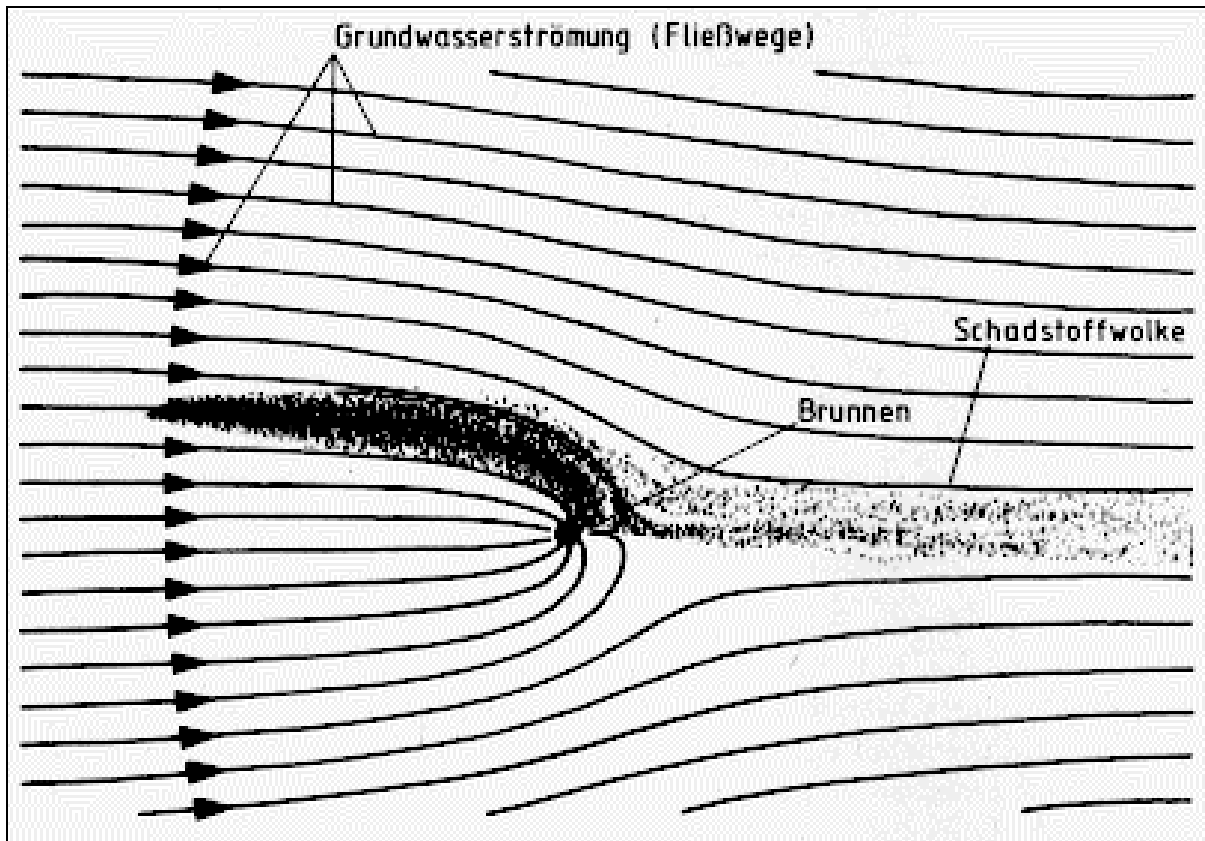


Abb. 3.2-4 Teilweise Erfassung einer Kontaminationsfahne durch einen Brunnen im Grundwasserabstrom

3.2.2.3 Art der Anlagen und betriebstechnische Bedingungen

Selbstverständlich bringt die jeweilige Art der eingesetzten hydraulischen Anlagen, sei es ein Einzelbrunnen bestimmter Anordnung und Auslegung, sei es eine Brunnengruppe oder Brunnenreihe oder auch ein Graben- bzw. Dränagesystem sowie eine beliebige Kombination solcher Einrichtungen einen wesentlichen Einfluß auf die Wirksamkeit mit sich. Entsprechendes gilt natürlich auch für unterschiedlichen Betrieb der Anlagen.

Eine Darstellung und Verdeutlichung dieser Einflüsse ist allerdings nur bezogen auf den jeweiligen Standort und seine Charakteristiken möglich. Deshalb ist auch eine zielgerechte Anpassung der eingesetzten Verfahren an die jeweiligen Standortbedingungen eine unbedingte Voraussetzung.

3.2.2.4 Art und Verteilung der Untergrundkontamination

Hinsichtlich der generell maßgeblichen grundlegenden Stoffeigenschaften und Phänomene wird auf die Kapitel 2.2 bis 2.4 verwiesen. In **Tabelle 3.2-2** sind beispielhaft einige mögliche Einflüsse von Kontaminationseigenschaften auf die Auswahl und Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen skizziert.

Die Art der Untergrundverunreinigung mit ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung im Zusammenhang mit dem Untergrundaufbau, dem chemischen Milieu und dem hydrologischen Geschehen einerseits steht unmittelbar im komplexen wechselseitigen Einfluß mit der Einsatzmöglichkeit und der Wirksamkeit hydraulischer Verfahren.

Als beispielhaft kann auch die in **Abb. 3.2-5** schematisch veranschaulichte Ausbreitung von Schadstoffen unterschiedlicher Dichte und Wasserlöslichkeit im Grundwasser ausgehend von einer oberflächennahen Versickerungsstelle (z. B. Leck in Behälter, Ablagerungsgrube, undichte Leitung u. a.) in den Grundwasserbereich angesehen werden.

Kontaminationseigenschaft	Auswirkung auf die Sanierungsmaßnahme
Räumliche Ausdehnung	Gestaltung des angestrebten hydraulischen Systems, Anordnung und Auslegung der Einrichtung
Art des Vorliegens	
in Phase mobil	gesonderte Phasenerfassung
in Phase immobil	ggf. Mobilisierung durch gezielte hydraulische oder sonstige Maßnahmen
eher gelöst	gute Wirksamkeit hydraulischer Maßnahmen
eher sorbiert	lange Sanierungsdauer, ggf. ergänzende Maßnahmen
gut flüchtig	ggf. Maßnahme mit Gasabscheidung in Betracht ziehen
Transformierbarkeit	
biologisch abbaubar	ggf. gezielte ergänzende Maßnahmen (z. B. Nährstoffzudosierung)
mobilisierbar	ggf. gezielte ergänzende Maßnahmen (z. B. Zufuhr thermischer Energie)
immobilisierbar	ggf. gezielte ergänzende Maßnahmen (z. B. Arsenfällung durch Schaffung aerober Verhältnisse)

Tab. 3.2-2 Beispielhafte Einflüsse der Kontaminationseigenschaften auf die Auswahl und Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen

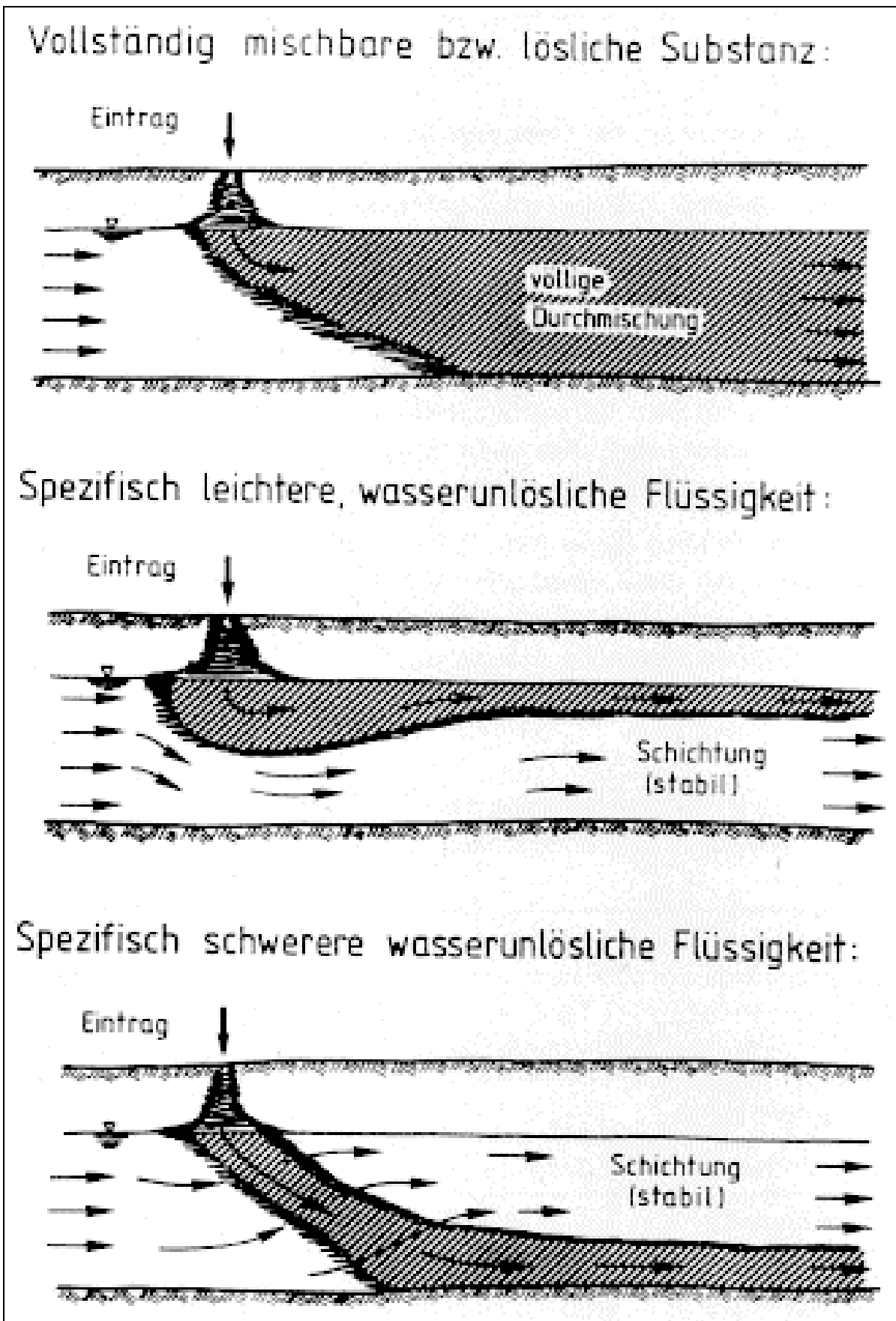


Abb. 3.2-5 Ausbreitung spezifisch unterschiedlich schwerer Versickerungen im Grundwasserbereich (aus DAMRATH et al., 1979)

3.2.2.5 Anwendungsgrenzen

Trotz der zahlreichen Möglichkeiten unterschiedlicher Randbedingungen praktischer Fälle mit Untergrundverunreinigung gibt es nur in geringem Umfang grundsätzliche Anwendungsgrenzen für hydraulische Maßnahmen. Sofern eine Verunreinigung im Grundwasser auftritt und somit ein diesbezüglicher Sanierungsbedarf besteht, sind hydraulische Maßnahmen im allgemeinen auch möglich.

Wesentliches Kriterium ist zunächst die **Durchströmbarkeit** mit Wasser. So ist beispielsweise ein Schadstoff, der in einen nicht durchgängig klüftigen oder durchsickerbaren Festgesteinsuntergrund eingedrungen ist, kaum mit hydraulischen Maßnahmen wieder daraus zu entfernen. Auch gering durchlässige Zwischenschichten, in denen sich häufig Verunreinigungen anreichern, setzen vielfach einer Durchströmung mit Wasser einen erheblichen Widerstand entgegen. In solch einem relativ dichten (z. B. lehmigen/schluffigen) Untergrundbereich, der erheblich verunreinigt ist, kann unter Umständen eine örtliche Spülung mit Spezialmaßnahmen erforderlich sein.

Grenzen der Anwendbarkeit hydraulischer Verfahren sind grundsätzlich dort zu sehen, wo sie nur geringe Erfolgsaussichten haben und andere Möglichkeiten mit weniger Aufwand oder zumindest effektiver durchführbar sind.

Dem Bereich der Anwendbarkeitsgrenzen ist in gewissem Umfang auch der gesamte Komplex der **Festgesteinsgrundwasserleiter** und darin einzusetzende hydraulische Sanierungsmaßnahmen zuzuordnen. Wie bereits in Abschnitt 3.1 angeführt, sind zwar grundsätzlich auch dort hydraulische Verfahren möglich, ihrem gezielten Einsatz steht aber meist ein erhebliches Informationsdefizit über die maßgebenden geologisch-hydrologischen Untergrundbedingungen und die daraus resultierenden Fließvorgänge, Fließwege und deren Beeinflussungsmöglichkeiten entgegen. Dadurch beschränkt sich die Anwendbarkeit weitgehend auf spezielle Einzelstandorte, bei denen außerdem fast nur über längerzeitigen Versuchsbetrieb und möglicherweise aufwendige Fehlversuche ein erfolgreiches Vorgehen möglich wird.

Hydraulische Verfahren, die einen Stoffaustausch zum Ziel haben, sind in Ihrer Effektivität auch von der **Mobilität der Schadstoffe** abhängig. Eine geringere Löslichkeit und hohe Sorptionsneigung im Untergrund schränken die Effektivität stark ein.

Limitierend für den Stoffeintrag können zudem langsame Übergänge von immobilen Stoffanteilen in die mobile Phase sein (Desorption, Diffusion).

3.2.3 Entnahmeverfahren

Die gezielte Entnahme von Grundwasser stellt das einfachste aber weitaus am häufigsten angewandte hydraulische Verfahren dar. Die Entnahme kann insbesondere folgende **Ziele** haben:

- Entfernung der Grundwasserbelastung
- Unterbindung von Emissionen

Im allgemeinen werden dabei im Grundwasserströmungsfeld eine oder mehrere Fassungsanlagen so im Verhältnis zur Kontamination eingerichtet und betrieben, daß

- der belastete Grundwasserbereich möglichst vollständig erfaßt wird,
- eine möglichst effektive Entfernung der Belastungen erfolgt.

Die nachfolgenden Darstellungen skizzieren als prinzipielle **Anwendungsmöglichkeiten** die

- Fassung einer Schadstofffahne mit im Grundwasser gelösten Kontaminanten (**Abb. 3.2-6**)
- Fassung einer aufschwimmenden organischen Leichtphase durch kombinierte Grundwasser- und Phasenfassung (**Abb. 3.2-7**)
- Fassung einer abgesunkenen organischen Phase (**Abb. 3.2-8**)

Entnahmeverfahren werden häufig als **Sofortmaßnahmen** eingesetzt, da sie im allgemeinen prinzipiell eine Situationsverbesserung der Stoffausbreitung darstellen. Die **Wirksamkeit** der Entnahmeverfahren hängt von einer sachgerechten Anpassung an die örtlichen Verhältnisse ab. So sind für die sichere Verhinderung von Emissionen ins Umfeld die zeitlichen und räumlichen Variationen der Grundwasserströmungsverhältnisse zu berücksichtigen.

Anwendungsgrenzen liegen insbesondere dort, wo ein im Vergleich zur Gesamtbelastung ungenügender Schadstoffaustrag möglich ist, z. B. aufgrund

- der Lage der Hauptbelastung in der ungesättigten Zone oder dem Kapillarsaum,
- der geringen Mobilität der Schadstoffe im Grundwasser, z. B. wegen geringer Löslichkeit oder starker Sorptionsneigung der Schadstoffe,
- gering durchlässigem Untergrund.

Trotz mangelnder Effizienz werden aber auch unter den genannten Bedingungen u.U. Entnahmeverfahren als **Sicherungsmaßnahmen** eingesetzt.

Weitere Anwendungsgrenzen liegen dort, wo der Einfluß auf den Grundwasserhaushalt unerwünscht ist, z. B.

- aufgrund einer möglichen, prinzipiellen Forderung, z. B. von Behörden, nach einem ausgeglichenem Grundwasserhaushalt bei Maßnahmen
- bei der Gefahr unerwünschter Setzungen bei Entwässerung bindiger bzw. organikreicher Bodenpartien.

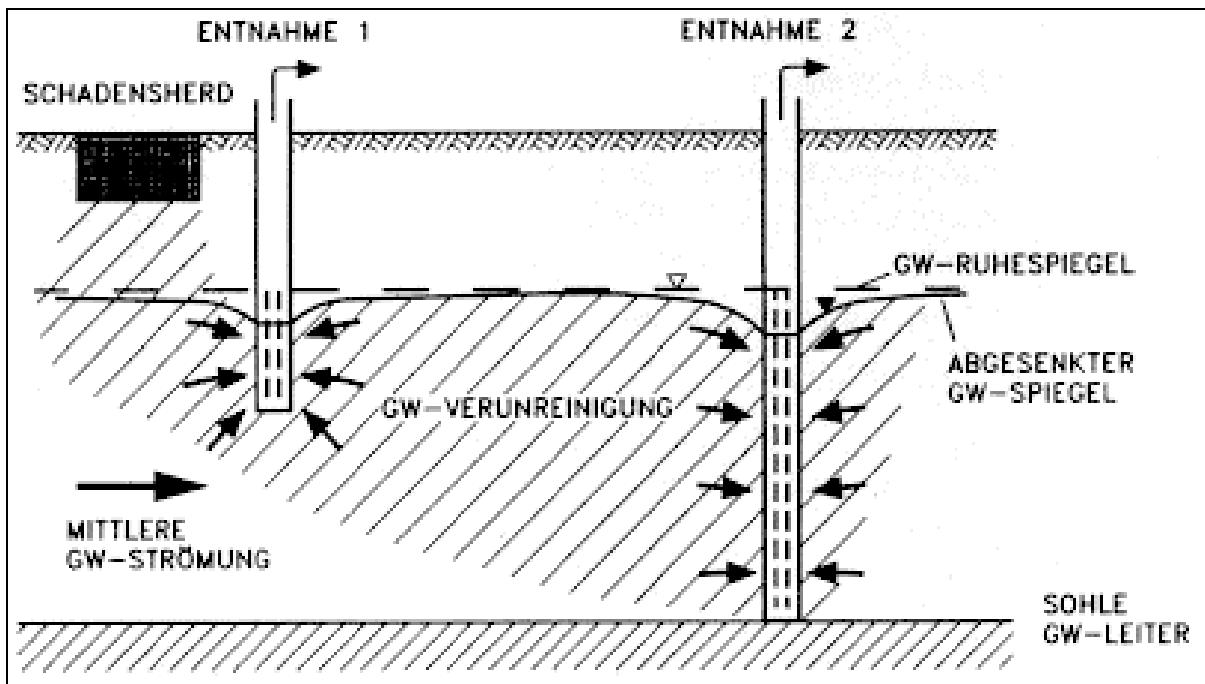


Abb. 3.2-6 Prinzipskizze Grundwasserentnahme zur Fassung einer Schadstofffahne (gelöst) im Grundwasser

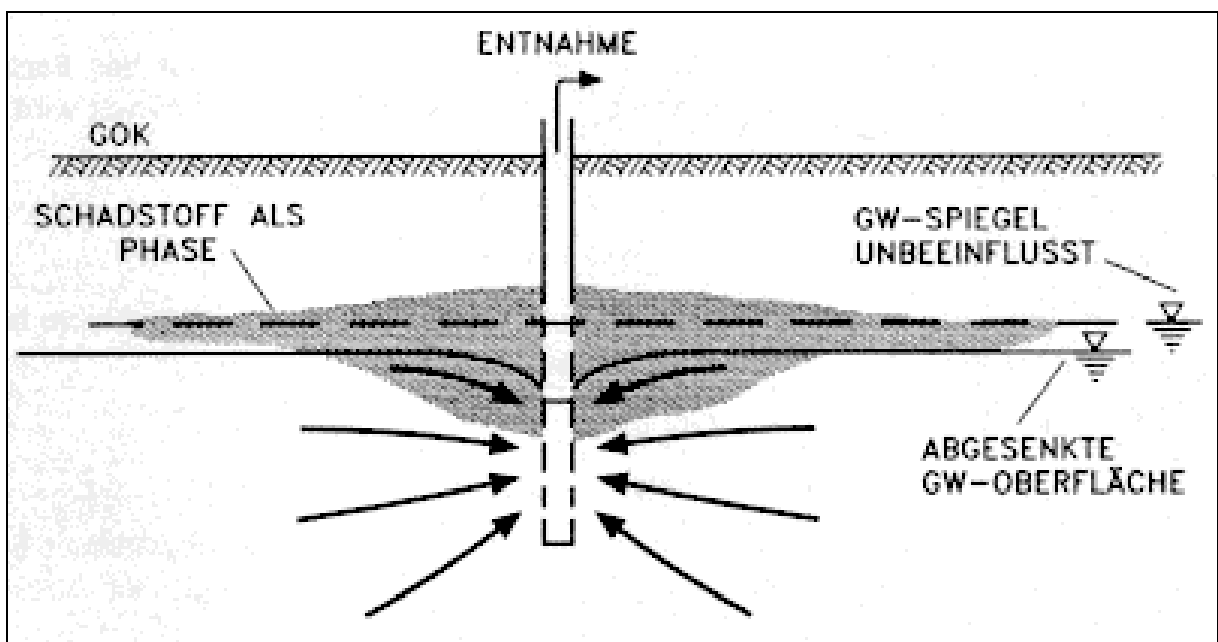


Abb. 3.2-7 Absaugen einer aufschwimmenden flüssigen Phase (verändert nach MULL in WEBER, 1990)

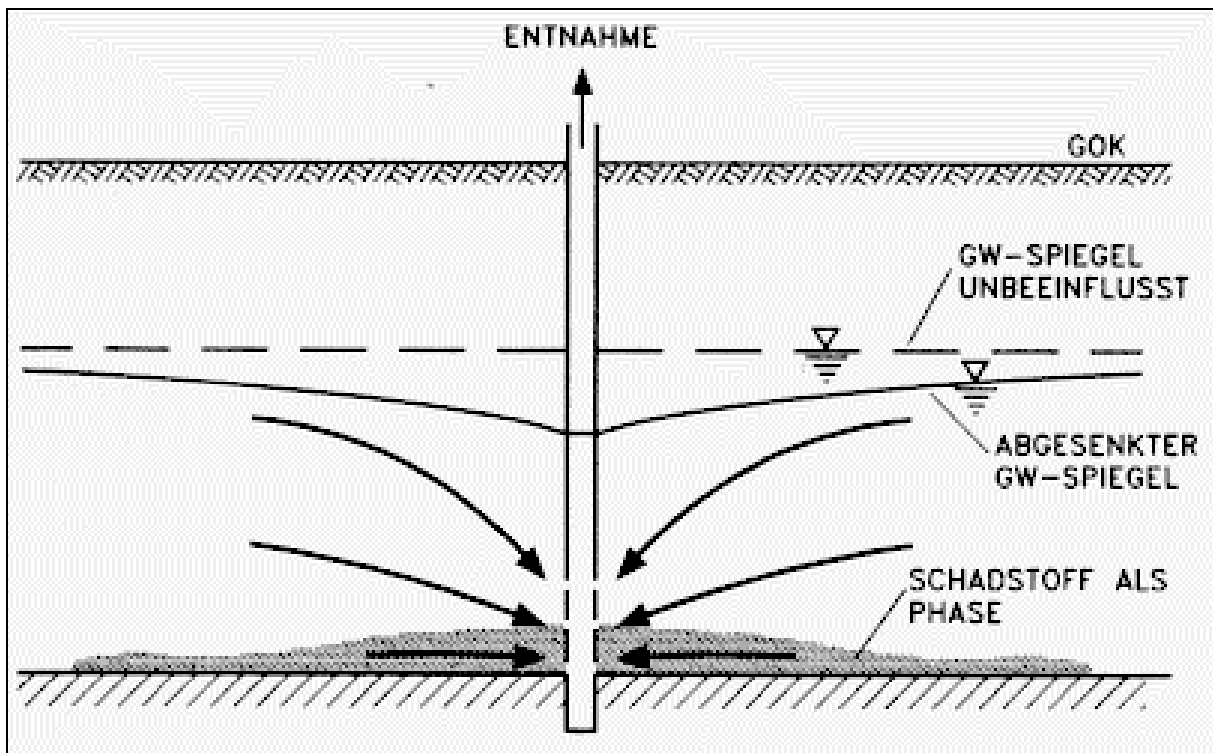


Abb. 3.2-8 Absaugen einer abgesunkenen flüssigen Phase (verändert nach MULL in WEBER, 1990)

3.2.4 Spülverfahren (Infiltration und Entnahme)

Bei **Spülverfahren** wird Wasser (ggf. mit Zusätzen) so infiltriert, daß es den Sanierungsbereich durchströmt und anschließend von den Entnahmeanlagen gefaßt wird.

Einsatzbereiche

Spülverfahren werden insbesondere eingesetzt um

- gezielter und meist räumlich stärker eingegrenzt die Strömungsverhältnisse zu beeinflussen als es mit reinen Entnahmen möglich wäre,
- die Sanierung durch eine verstärkte Durchströmung zu beschleunigen,
- den Einfluß auf den Grundwasserhaushalt zu verkleinern,
- durch veränderte Wassereigenschaften (Chemie, Temperatur) in begrenztem Bereich bestimmte Prozesse im Untergrund zu fördern (z. B. biologischer Abbau, Mobilisierung, Immobilisierung, vgl. Kapitel 3.2.6).

Bei Spülverfahren ist aufgrund der Infiltration bei unsachgemäßer Anwendung die Gefahr gegeben, daß Kontaminationen über den Zustrombereich der Fassungsanlagen hinaus ins Umfeld verfrachtet werden. Tracerversuche bei Spülverfahren zeigen häufig, daß die realen Strömungs- und Transportbedingungen im Untergrund deutlich von Modellvorstellungen abweichen können. Dies bedingt einen erhöhten Planungs-, Versuchs- und Überwachungsaufwand.

Um einen Abstrom verunreinigten Wassers zu unterbinden, ist aus Sicherheitsgründen üblicherweise die Entnahmemenge im Sanierungsbereich deutlich größer als die Infiltrationsmen-

ge, die den belasteten Bereich durchströmt. Sofern behördlicherseits ein vollständiger Ausgleich des Grundwasserhaushaltes gefordert wird, können ggf. ergänzende Infiltrationen erfolgen, die nicht den belasteten Bereich durchströmen.

3.2.4.1 Horizontale Spülung

Am häufigsten werden Spülsysteme horizontal angeordnet. Beispielhaft ist das Verfahrensprinzip in **Abb. 3.2-9** dargestellt. In der Praxis ergeben sich meist komplexere Anordnungen von Infiltrations- und Entnahmeanlagen im Verhältnis zum Kontaminationsbereich.

Hinsichtlich der **Anwendbarkeit** sind insbesondere auch folgende Punkte zu beachten:

- Kann zu infiltrierendes Wasser wirtschaftlich in der geforderten Menge und in der geförderten Qualität (häufig Trinkwasserqualität) bereitgestellt werden?
- Kann, insbesondere in Bereichen mit stark schwankenden Strömungsbedingungen z. B. in der Nähe großer Vorfluter, ein Abstrom von Belastungen verhindert werden?

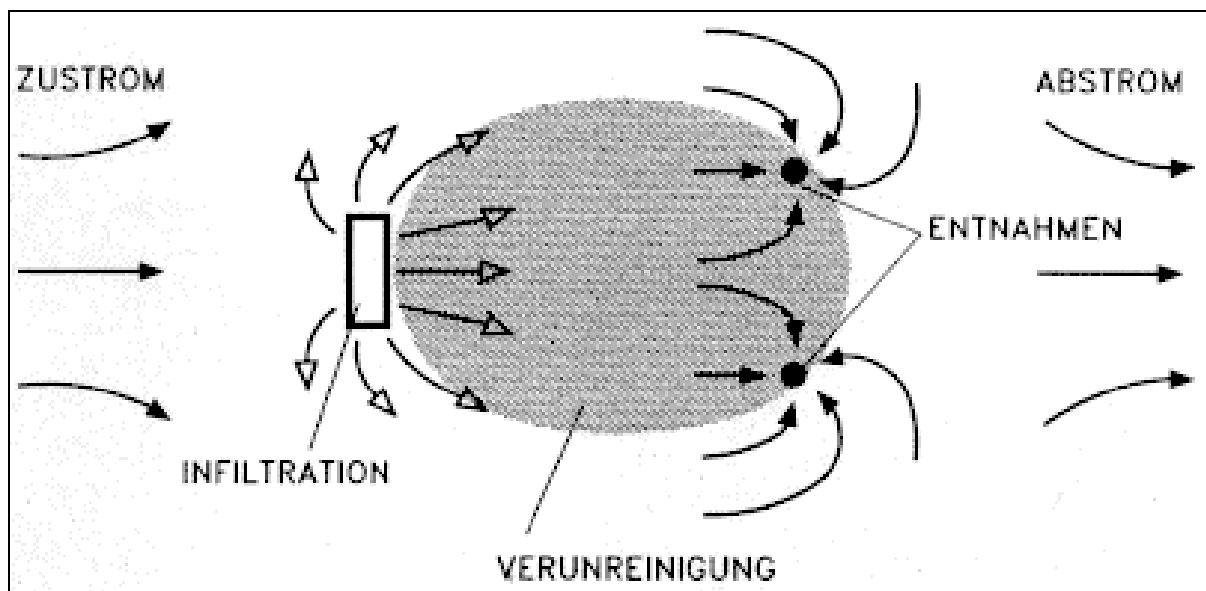


Abb. 3.2-9 Prinzipskizze horizontales Spülverfahren - Aufsicht

3.2.4.2 Vertikale Spülung

Prinzipiell können verunreinigte Untergrundbereiche auch vertikal durchspült werden.

Das **Verfahrensprinzip** ist dargestellt

- in **Abb. 3.2-10** für die Durchspülung einer Verunreinigung im ungesättigten Bereich,
- in **Abb. 3.2-11** für die Durchspülung eines teilweise verunreinigten Trennhorizontes

Ergänzend zu den o. a. **Anwendungsgrenzen** von Spülverfahren ist insbesondere zu beachten, daß vertikale Strömungsvorgänge i. a. schwierig steuerbar sind. Ursachen sind üblicher-

weise auftretende Inhomogenitäten und eine Anisotropie mit deutlich geringeren vertikalen als horizontalen Durchlässigkeiten.

So ist insbesondere die Durchspülung von Trennhorizonten hinsichtlich der Verteilung und Intensität der Durchströmung und damit verbunden der Reinigungswirkung kaum abschätzbar. Das in **Abb. 3.2-11** dargestellte System stellt jedoch bei einem sensibel genutzten tieferen Grundwasserleiter insbesondere auch eine **Schutzmaßnahme** gegen Schadstoffimmissionen von oben dar.

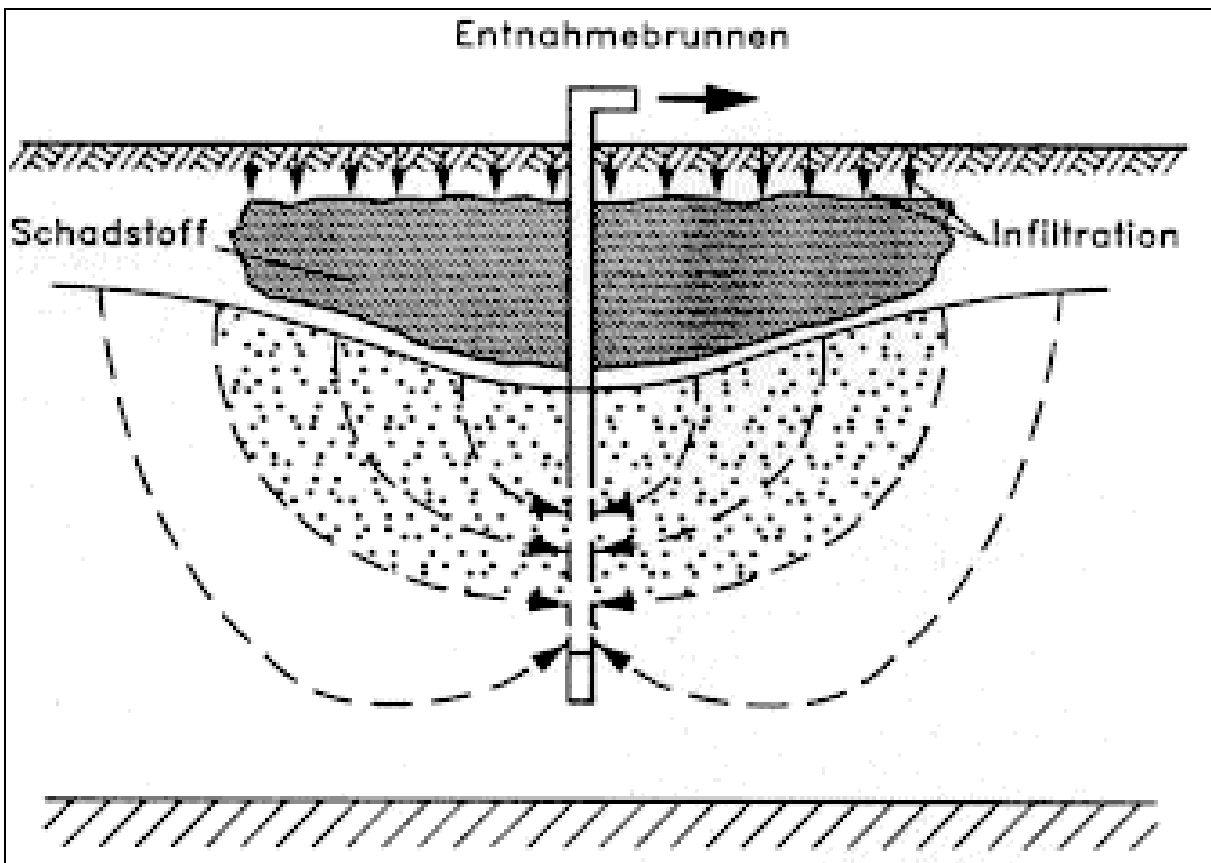


Abb. 3.2-10 Prinzipskizze vertikale Durchspülung - ungesättigter Bereich

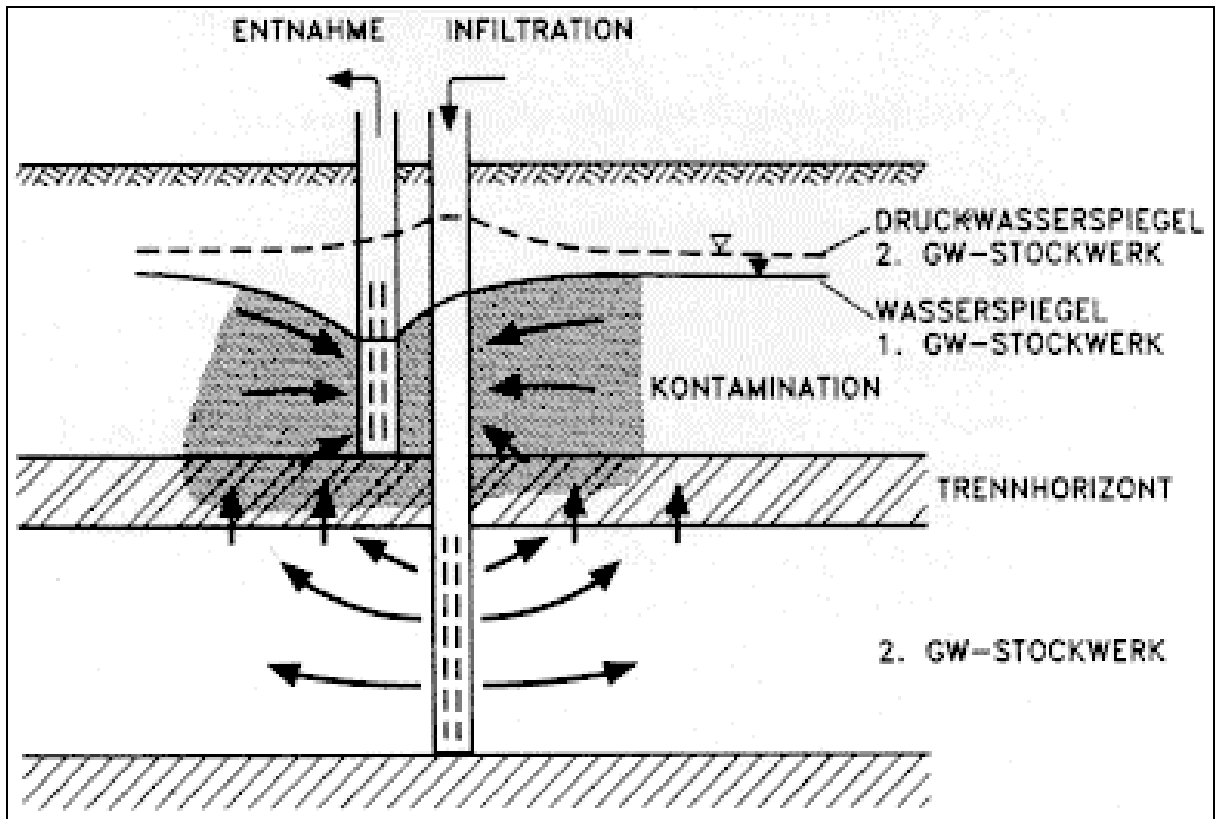


Abb. 3.2-11 Prinzipskizze vertikale Durchspülung eines belasteten Trennhorizontes

3.2.4.3 Grundwasserzirkulationsbrunnen

Hydraulische Grundvorgänge

Zwei tiefenmäßig versetzt an einer Stelle angeordnete Brunnen (ein Entnahmekosten und ein Infiltrationsbrunnen) stellen grundwasserhydraulisch das Verfahrensprinzip eines Grundwasserzirkulationsbrunnens (GZB) dar¹. Hydraulisch ist maßgebend, daß eine Zirkulationsströmung über die Tiefe in Umgebung des Brunnens im Untergrund erzeugt wird, die wiederum im allgemeinen durch einen vorhandenen Grundwasserabstrom überlagert wird. Wesentlich ist dabei, daß infolge des über die Tiefe meist relativ geringen Abstandes zwischen dem Wassereintrittsbereich in den Brunnen und dem Wasseraustritt aus dem Brunnen bei einem GZB praktisch immer ein Teil des Brunnendurchsatzes zur Speisung der Zirkulationsströmung um den Brunnen dient, auch bei oft wesentlich geringerer Untergrunddurchlässigkeit in vertikaler Richtung (Anisotropie). In Abhängigkeit von der Intensität (Geschwindigkeit) des überlagernden Grundwasserabstromes wird andererseits immer ein Teil des Brunnendurchsatzes von Grundwasseroberstrom neu zugeführt, während ein entsprechender Anteil des Wasseraustrittes aus dem Brunnen direkt nach Unterstrom abfließt. Nur im Sonderfall ruhenden Grundwas-

¹ Anmerkung: Die Bezeichnung "Grundwasserzirkulationsbrunnen" wird in verschiedenen Veröffentlichungen von HERRLING seit 1991 verwendet und beschreibt das generelle grundwasserhydraulische Prinzip dieses Verfahrens: Zitat aus HERRLING, STAMM, 1992 (übersetzt aus dem Englischen):

"Dreidimensionale vertikale Zirkulationsströmungen im Umkreis von Brunnen mit zwei Filter-Bereichen in einem Grundwasserleiter, sogenannte Grundwasser-Zirkulations-Brunnen, Abkürzung GZB, stellen einen wesentlichen Bereich für numerische Untersuchungen dar."

Ein entsprechendes Forschungsvorhaben erfolgte im Auftrag der Firma IEG.

sers bildet der gesamte Brunnendurchsatz die um den Brunnen entstehende Zirkulationsströmung. Die übliche Art der mit einem Grundwasserabstrom überlagerten Strömung im Bereich eines GZB ist im Vergleich zum Ausgangsfall ohne Grundwasserabstrom für zwei verschiedene überlagernde Grundströmungen in Abb. 3.2-12 nach neuesten Untersuchungen (LFU, 1992) in einem Vertikalschnitt veranschaulicht.

Diese Beispielfälle mit gleichbleibenden Untergrundbedingungen und gleichbleibendem Brunnendurchsatz lassen die unterschiedliche Ausbildung der Zirkulationsströmung in der Längsachse der Hauptströmung bei verschiedener Grundströmung erkennen. Eine gewisse Vorstellung des räumlich komplexen Strömungsbildes kann die dreidimensionale Veranschaulichung der verschiedenen Strömungskörper im Zu- und Abstrom in Abb. 3.2-13 (verändert nach HERRLING, B. et al., 1991) vermitteln.

Die unter verschiedenen Betriebs- und Umgebungsbedingungen eines GZB maßgebenden Mengenzu- und -abstromverhältnisse zeigt ein aus systematischen Untersuchungen (HERRLING, B. et al., 1991) entwickeltes Leistungsdiagramm, das in Abb. 3.2-14 wiedergegeben ist.

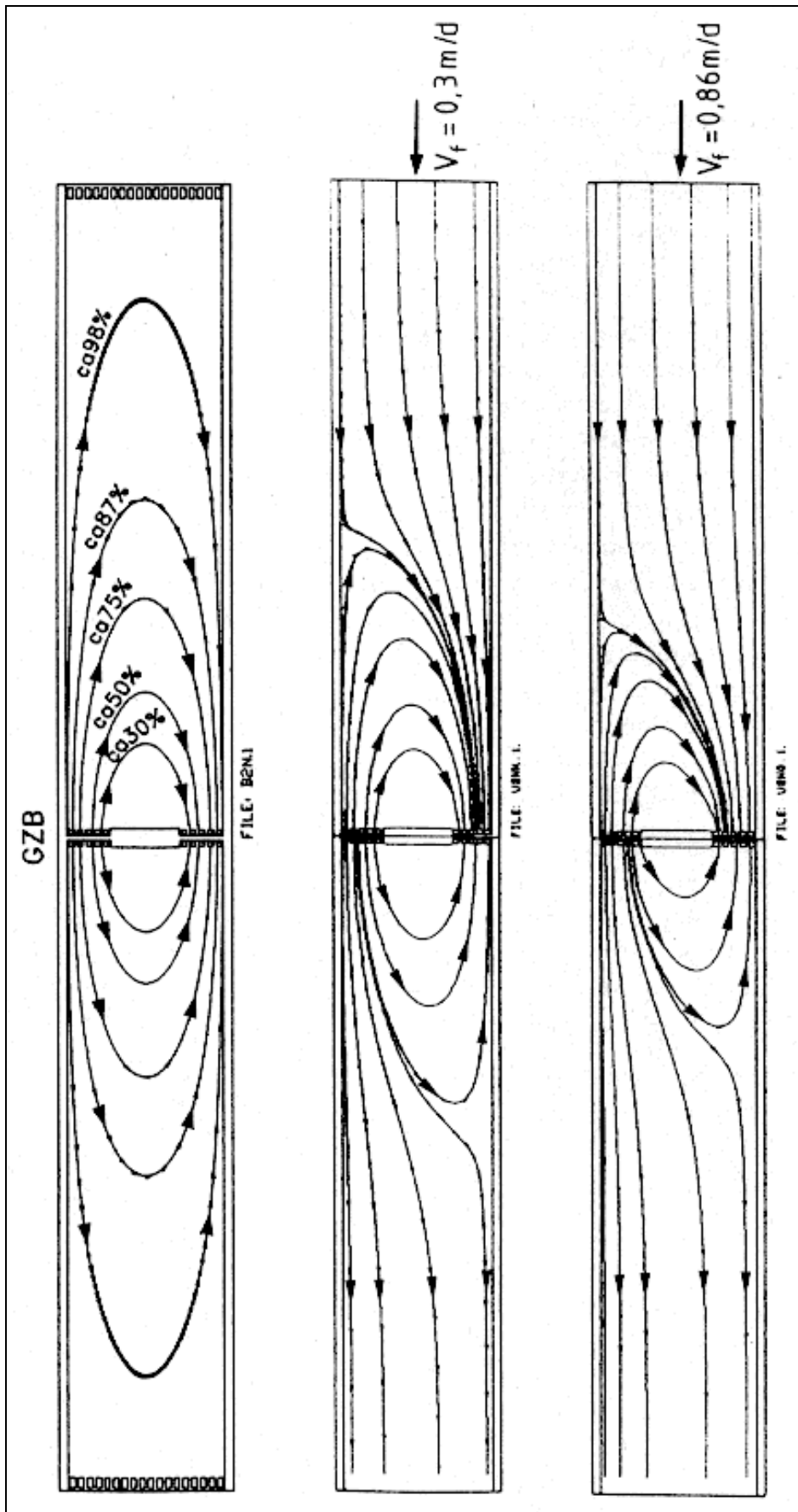


Abb. 3.2-12 Modelluntersuchung des Zu- und Abstromes im Bereich eines GZB (aus LFU, 1992)

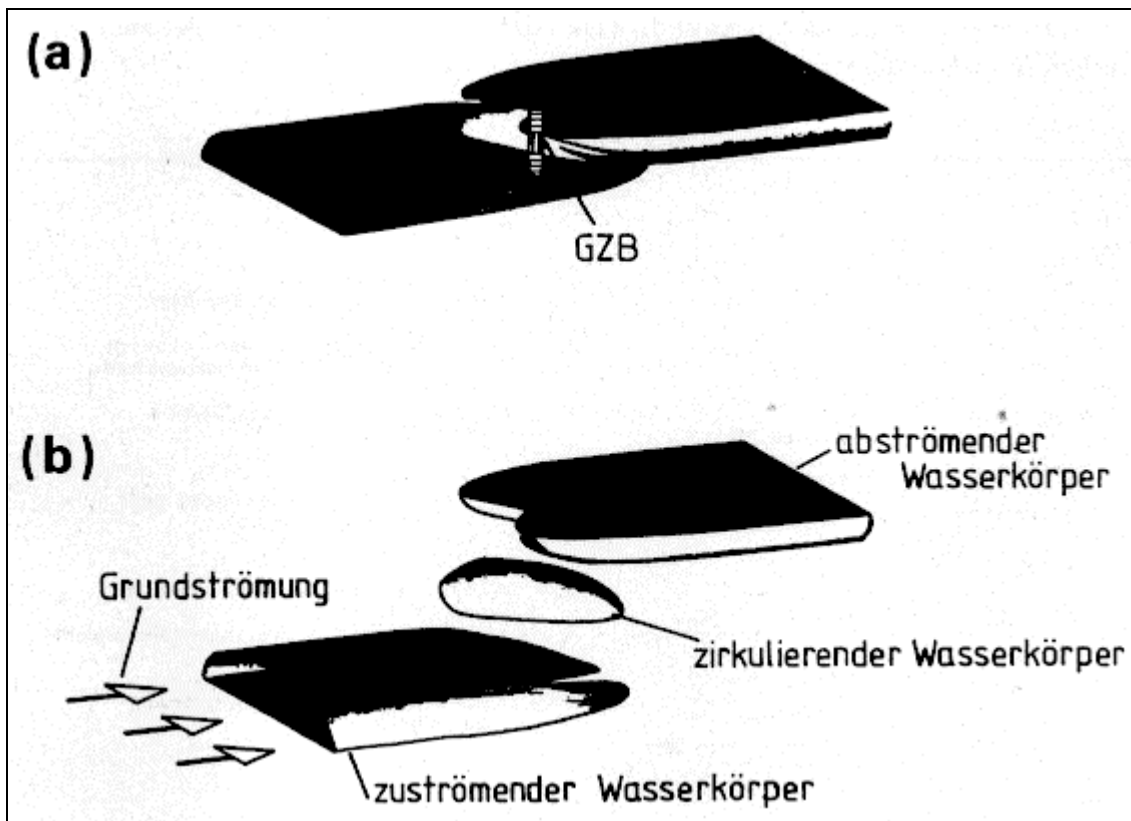


Abb. 3.2-13 Zustrom, Abstrom und Zirkulationsströmung beim GZB (verändert nach HERRLING et al., 1991)

Man erkennt daraus den je nach örtlicher Konstellation unterschiedlichen Anteil des Brunnendurchsatzes zur Speisung der Zirkulationsströmung. Nur der Durchsatz Q_0 wird neu aus dem Grundwasserzustrom aufgenommen bzw. in den Grundwasserabstrom abgegeben. Andererseits bewirkt gerade die Zirkulationsströmung eine mehr oder weniger intensive Durchspülung der Brunnenumgebung über die Tiefe. Diese vertikale Strömungskomponente kann gegenüber der weitgehend horizontalen Strömung bei anderen hydraulischen Anlagen zusätzliche Reinigungs- bzw. Mobilisierungseffekte im verunreinigten Untergrund hervorrufen. Zu beachten ist allerdings die unterschiedliche Stärke der Zirkulationsströmung in Brunnenumgebung. Sie ist aufgrund systematischer Modellrechnungen (LfU, 1992) für den Grundfall in **Abb. 3.2-12** in Prozentanteilen des Gesamtzirkulationsflusses angegeben. Man erkennt daraus, daß die Intensität bzw. der Mengendurchsatz mit dem Abstand vom Brunnen sehr schnell abnimmt. Im aufgeführten Beispielfall zirkulieren rd. 50 % des Gesamtdurchsatzes innerhalb eines eng begrenzten Umfeldes um den GZB.

Charakteristikum der hydraulischen Wirkung eines GZB im Vergleich zum klassischen Brunnen ist das Fehlen einer örtlichen oder bereichsweisen Grundwasserabsenkung. Aus dem Grundwasserbereich wird kein Wasser entzogen, sondern nur eine Menge durch den Brunnen durchgeleitet. Dadurch ergibt sich eine räumlich komplexere Form der Zu- und Abströmung zum GZB. Im Gegensatz zum klassischen Brunnen wird dadurch ein über die Tiefe unterschiedlich breiter Grundwasserabstromkörper erfaßt, der an der Sohle breiter ist als an der Oberfläche. In **Abb. 3.2-15** ist die Form des von einem GZB erfaßten Grundwasserzustromkörpers für verschiedene Bedingungen räumlich wiedergegeben.

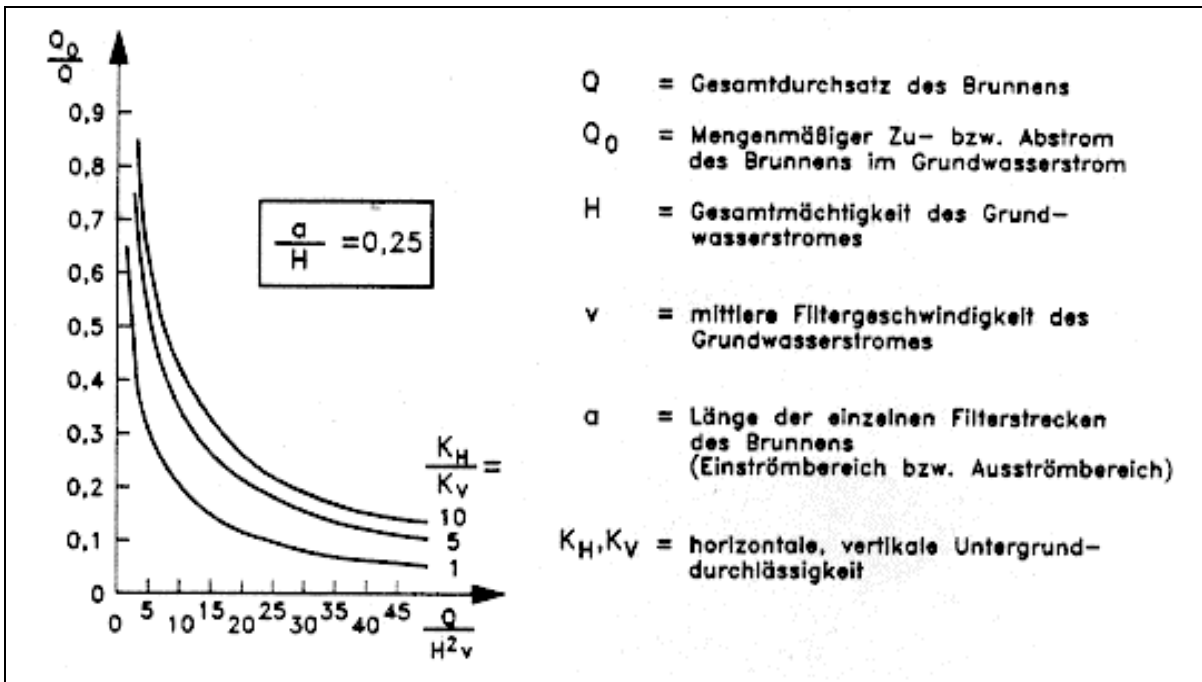


Abb. 3.2-14 Anteil der Zirkulationsströmung am Brunnendurchsatz beim GZB (verändert nach HERRLING et al., 1991)

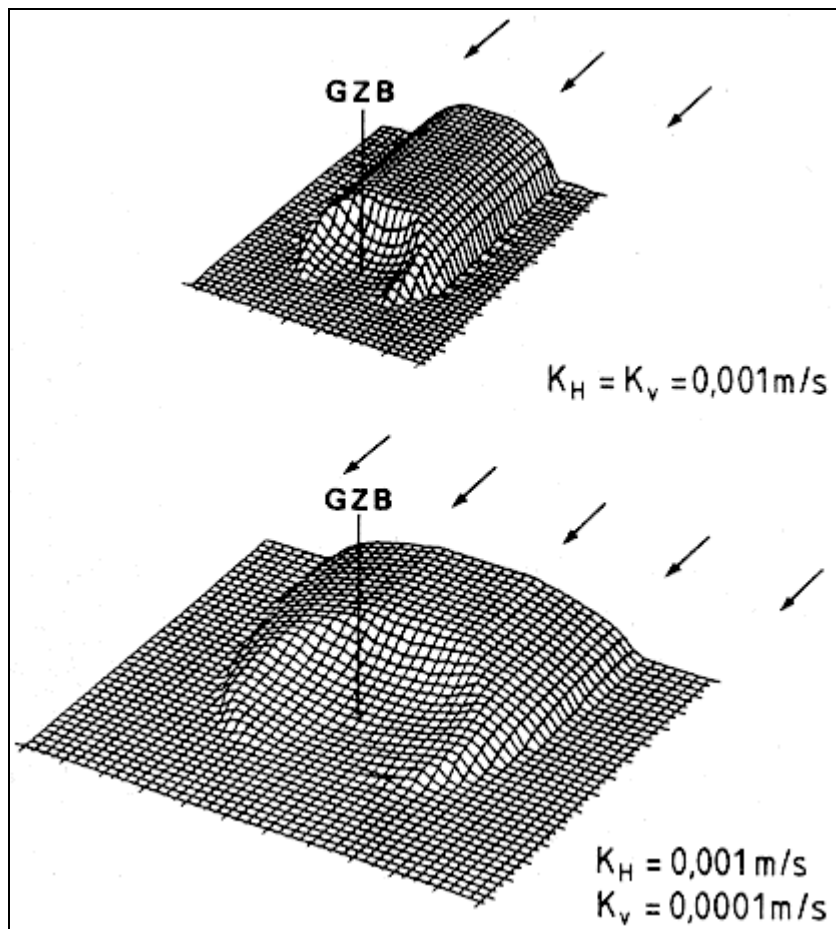


Abb. 3.2-15 Abgrenzung des Zustrombereiches beim GZB im Grundwasserstrom mit und ohne Anisotropie (nach HERRLING et al., 1991)

Verfahrens- und Reinigungsprinzip

Das spezielle Verfahrensprinzip eines GZB bestimmt infolge der hydraulischen Wirkung im Grundwasser seinen bisher weitgehend üblichen Einsatz zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen mit leichtflüchtigen Bestandteilen (vorwiegend LHKW). Dies erfolgt durch eine von unten nach oben gerichtete Luftströmung im Brunnen, die einerseits eine Wasserströmung erzeugt (Mammut-Pumpen-Effekt), andererseits aber auch eine mehr oder weniger intensive Entgasung des verunreinigten Wassers von seinen leichtflüchtigen Stoffanteilen bewirkt (Strip-Effekt). Diese Entgasung findet in wesentlichem Umfang über die im Brunnen erzeugte Wasser-Luft-Gemisch-Strömung mit intensivem Kontakt beider Phasen statt. Die mit aufgenommenen Fremdstoffen angereicherte Luft wird abgezogen und gereinigt. Verfahrensunterschiede liegen in der Erzeugung der Luftströmung im Brunnen durch Anlegen eines Unterdruckes über dem Brunnenwasserspiegel (Unterdruck-Verdampfer-Brunnen, UVB) mit passiver Luftzufuhr oder durch Einblasen von Luft unter dem Brunnenwasserspiegel mit Überdruck.

Andererseits besteht auch die Möglichkeit einer alleinigen Nutzung des Brunnens zur Erzeugung einer Grundwasserzirkulation und der Herausführung des eingetretenen Wassers zu einer On-Site-Aufbereitung und anschließender Wiedereinleitung des behandelten Wassers in den Brunnenaustrittsbereich. Die Förderung des Wassers kann dabei über eine Pumpe im Brunnen erzeugt werden.

Anwendbarkeit

Der GZB ist eine spezielle Art hydraulischer Sanierungsanlagen und bietet somit auch besondere Vorteile in geeigneten Situationen, während er in bestimmten Fällen nicht oder nur in beschränktem Umfang sinnvoll angewandt werden kann.

Hauptanwendungsmöglichkeiten

- Bei Grundwasserverunreinigungen mit leichtflüchtigen Stoffen, vorwiegend LHKW (bei geeigneter On-site-Aufbereitung auch für andere Stoffe),
- in einheitlich aufgebautem Untergrundbereich (ohne Zwischenschichten),
- bei notwendiger Vermeidung von Grundwasserabsenkungen,
- im Zentrum der Verunreinigung mit einer nicht zu rasch abströmenden Verschmutzungsfahne.

Einschränkungen der Anwendbarkeit

- Zwischen zwei getrennten Stockwerken oder einem geschichteten Grundwasserleiter mit ausgeprägter horizontaler Belastungsverteilung wegen der Verschleppungsmöglichkeit von Verunreinigungen,
- bei Verunreinigungen mit nicht ausreichend eliminierbaren Stoffen in Abhängigkeit von der Aufbereitungsmöglichkeit,
- bei unvollständig erfaßten uneinheitlichen Untergrundverhältnissen,
- bei starkem, verunreinigtem Grundwasserabstrom wegen Gefahr der nicht vollständigen Erfassung der Verunreinigung oder bei Möglichkeit nur teilweiser Abreinigung des Brunnendurchsatzes.

Insgesamt erfordert die Wirkungsvielfalt und die Komplexität der Strömungsvorgänge im Umfeld eines GZB grundsätzlich eine besonders gründliche Vorerkundung des Untergrundaufbaues und der Verunreinigungssituation sowie eine sorgfältige Überwachung des Sanierungsablaufes.

3.2.5 Ergänzende Maßnahmen

Zur Verbesserung der Effektivität hydraulischer Verfahren können u. a. folgende unterstützende Maßnahmen eingesetzt werden:

- **Eintrag thermischer Energie** zur Steigerung der Mobilität von Verunreinigungen, z. B. von Kohlenwasserstoffen in nicht mobilen Phasenkörpern, durch Einleitung erhitzten Wassers.
- **Eintrag mechanischer Energie**
Die Effektivität bzw. die Austragsraten bei hydraulischen Verfahren werden mit zunehmender Sanierungsdauer von der Kinetik des Übergangs von Stoffen aus immobilen Phasen (Adsorption, reine Phase) sowie aus schlecht durchströmten Bereichen in die durchströmten Bereiche beeinflusst. Bei verschiedenen unterstützenden Maßnahmen wird versucht, über den Eintrag mechanischer Energie in den Untergrund diese Prozesse zu beschleunigen.
- **Zugabe von Chemikalien** zur
 - Mobilisierung, beispielsweise von Säure zur Mobilisierung von Schwermetallen
 - Immobilisierung, beispielsweise Luftsauerstoff zur Fällung von Arsen
 - Förderung des mikrobiellen Abbaus (vgl. Kapitel 3.4.3)

Solche Maßnahmen stellen einen erheblichen Eingriff in die Grundwasser- bzw. Untergrundverhältnisse dar und sind sorgsam hinsichtlich möglicher negativer Nebenwirkungen, z. B. ungünstig beeinflusste GW-Verhältnisse im Abstrom, Setzungserscheinungen, Ausfällungen in technischen Anlagen oder im Untergrund, zu überprüfen. Sie erfordern eine intensive Überwachung und sind i. a. sehr kostenintensiv.

3.3 Pneumatische Verfahren

3.3.1 Charakteristiken und Wirkungsweise

Allgemeines

Pneumatische Verfahren basieren auf dem Austrag von Schadstoffen aus dem Untergrund mittels einer durch gezielte Entnahme und ggf. Zugabe von Luft erzeugten Gasströmung. Die Luftentnahme erfolgt mit Hilfe eines geeigneten Aggregates (z. B. Ventilator) über geeignete Fassungsanlagen, im allgemeinen Absaugbrunnen mit Filterrohren im Kernbereich der Kontamination. Entsprechend dem sich einstellenden Druckgefälle (Gradient) entsteht eine Luftströmung hin zur Fassungsanlage. Dem belasteten Bereich zuströmende, "saubere" Luft wird in Folge von Austauschprozessen mit den weniger mobilen Phasen (reine Schadstoffphase, gelöste Phase, adsorbierte Phase und nicht durchströmter Luftporenanteil) mit Schadstoffen

angereichert. Durch fortgesetzte Abreicherung der Schadstoffvorräte im Untergrund kann eine Reduktion bis auf tolerierbare Restgehalte erfolgen.

Bodenluftströmung

Die Bodenluftströmung an einer Stelle hängt von den Druckgradienten (Luftdruckgefälle hin zur Entnahmestelle) und der Gasdurchlässigkeit des Bodens ab. Die Luftströmung kann entsprechend dem Darcy-Gesetz - im Rahmen dessen Gültigkeitsbereiches - wie folgt beschrieben werden (vgl. Kapitel 2.1):

$$v = k_L \left(\frac{1}{\rho} \text{grad } p + \text{grad } z \right)$$

v = Volumenstromdichte

k_L = Durchlässigkeitskoeffizient

ρ = Dichte

z = Höhe über Bezugsniveau

p = Druck

Bei homogenen, isotropen (richtungsunabhängigen) Untergrundverhältnissen ist das Strömungsfeld zu einem Brunnen radialsymmetrisch zur Brunnenachse. Eine idealtypische Druckverteilung über einen Vertikalschnitt mit daraus resultierendem Strömungsfeld ist in **Abb. 3.3-1** dargestellt.

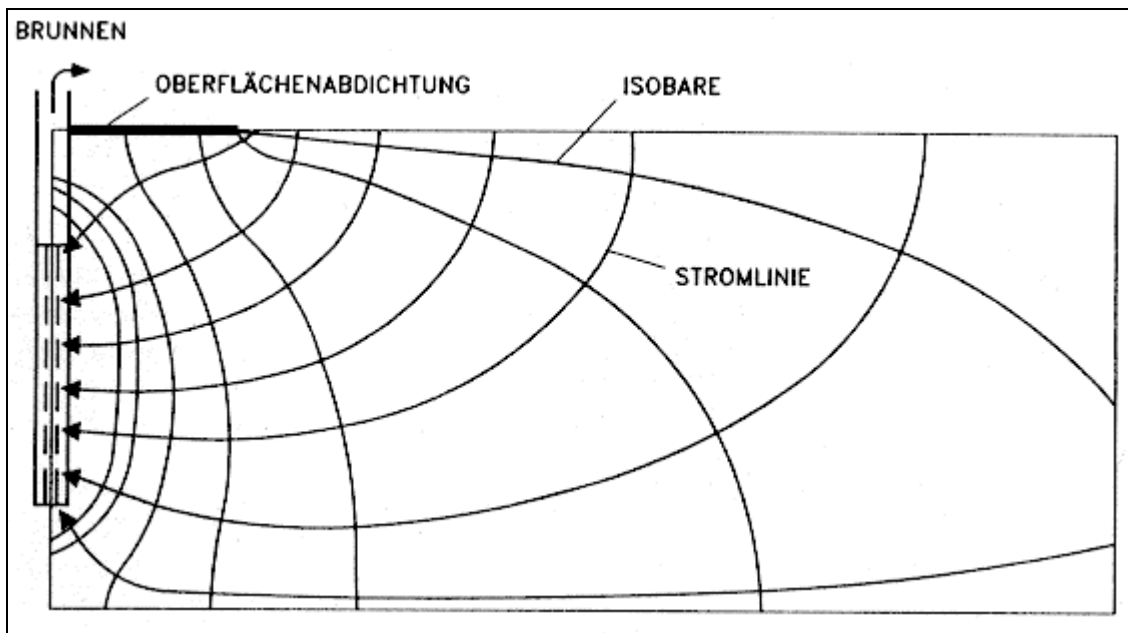


Abb. 3.3-1 Druckverteilung und Verlauf der Stromlinien im Vertikalschnitt durch einen Luftabsaugbrunnen

Stoffaustrag

Grundlagen zu Verteilung und Transport der Schadstoffe sind im einzelnen in Kapitel 2 dieses Handbuches beschrieben. Ein Schadstoff kann je nach seinen molekularen Eigenschaften im System Boden/Bodenwasser/Bodenluft mehr oder weniger

- als Schadstoff in Reinphase,
- adsorbiert an das Bodensubstrat (adsorbierte Phase),
- gelöst im Bodenwasser (gelöste Phase),
- gasförmig (Gasphase) sowie
- ggf. eingebunden in bzw. angelagert an vorhandene sonstige Phasen (z. B. eine Kohlenwasserstoffphase im Fall einer Ölverunreinigung)

vorkommen.

Der Transport von Stoffen läßt sich im wesentlichen unterscheiden in

- **Konvektiver Transport** mit einer mobilen Phase (bei mäßig bis gut durchströmbaren Böden vergleichsweise schnell)
- **Diffusiver Transport** innerhalb einer Phase (vergleichsweise langsam)
- **Phasenübergänge**

Phasenübergänge von Substanzen sind in ihrer Geschwindigkeit durch verschiedene Faktoren (z. B. Übergang an der Grenzfläche, Diffusionsprozesse zur Grenzfläche) begrenzt. Aufgrund der Austauschprozesse erfährt eine transportierte Substanz eine Verlangsamung der Transportgeschwindigkeit (Retardation) gegenüber der Geschwindigkeit der mobilen Phase. Dies ist um so ausgeprägter, je mehr dieser Stoff zur Verteilung in die immobilen Phasen neigt. Bei pneumatischen Verfahren ist die Luft die wesentliche mobile Phase.

3.3.2 Einflußfaktoren und allgemeine Anwendungsgrenzen

Die fallspezifische Kenntnis nachfolgend beschriebener Einflußfaktoren ist Voraussetzung für eine sachgerechte Auswahl, Planung und Durchführung pneumatischer Verfahren. Grundlegende und ausführliche Angaben hierzu enthält das Kapitel 2 dieses Handbuches.

3.3.2.1 Bodenfaktoren

Allgemeines / Übersicht

Nachfolgende Ausführungen orientieren sich im wesentlichen an (USEPA, 1991) und (DVWK 98, 1991). Folgende Bodeneigenschaften sind für pneumatische Sanierungsverfahren von besonderer Bedeutung (vgl. auch Kapitel 2.1):

- Bodenstruktur (Aggregation, Vorhandensein von Makroporen)
- Bodentextur (Korngrößenverteilung)
- Schichtung, Heterogenität
- Luftporenanteil
- Wassergehalt
- Restsättigung (vgl. Kapitel 2.3)
- Gehalt an organischer Substanz

Die genannten Eigenschaften beeinflussen als wesentliche Kenngröße die Luftdurchlässigkeit sowie das Sorptionsverhalten des Bodens.

Luftdurchlässigkeit

Für einen homogenen Bodenbereich läßt sich die Luftdurchlässigkeit als Funktion des Luftporenanteils und des Wassergehaltes beschreiben (vergleiche **Abb. 3.3-2** und Ausführungen im Kapitel 2.1.3).

Unter Gleichgewichtsbedingungen (kein Einfluß kurzfristiger Wasserzufuhr oder -entnahmen) ist der Wassergehalt eine Funktion der Kornverteilung, dem sich daraus ergebenden **Matrixpotential** und dem **Schwerkraftpotential**. Das Matrixpotential beschreibt die durch Oberflächen- bzw. Kapillarkräfte bewirkte wasseransaugende Kraft des Bodens, das Schwerkraftpotential das Energiegefälle zum Grundwasserspiegel. Bei homogenem Bodenmaterial nimmt der Wassergehalt von der Bodenoberfläche zum Grundwasser hin zu. Der Bereich oberhalb des Grundwasserspiegels, in dem aufgrund des Matrixpotentials eine vollständige Wassersättigung erreicht wird, wird **Kapillarsaum** genannt.

Analog zur Wasserdurchlässigkeit nimmt die Luftdurchlässigkeit zudem mit zunehmender Korngröße des Bodens und zunehmender Porosität zu.

Die Luftdurchlässigkeit ist also i.a. geringer, je näher man an die Grundwasseroberfläche kommt und je feinkörniger der Boden ist.

Bei der Erfassung der konkreten Untergrundeigenschaften in einem Schadensfall sind neben natürlichen auch durch den Menschen geschaffene künstliche Wegsamkeiten im Untergrund zu beachten. Dies betrifft z. B. den Bereich von Ver- und Entsorgungsleitungen, die häufig in einem Kies- bzw. Sandbett liegen.

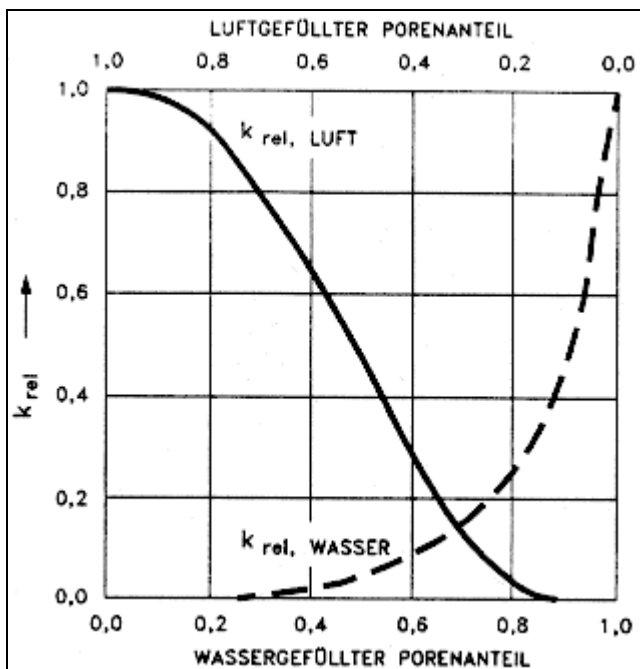


Abb. 3.3-2 Relative Durchlässigkeiten für Luft und Wasser als Funktion des wasser- bzw. luftgefüllten Porenanteils (charakteristischer Verlauf, k_{rel} Phasensättigung = 1)

Die **Anwendungsgrenzen** der pneumatischen Verfahren hinsichtlich der Durchlässigkeit werden in der Literatur unterschiedlich angegeben. Für k_f -Werte (bezogen auf Wasser) $> 10^{-5}$

m/s ist im allgemeinen eine gute Anwendbarkeit gegeben. Bis etwa 10^{-7} m/s, in Ausnahmefällen sogar bei k_f -Werten $< 10^{-8}$ m/s kann eine Anwendbarkeit möglich sein. Örtlich ist zudem zu beachten, ob aufgrund der Feuchteverteilung ein ausreichender Luftporenanteil im Sanierungsbereich gegeben ist.

Sorptionseigenschaften

Der Boden kann je nach Beschaffenheit, insbesondere mit zunehmendem Gehalt an Ton und organischer Substanz, Flächen zur Verfügung stellen, an denen sich bevorzugt Schadstoffe anlagern können. Die Eigenschaften dieser Flächen, z. B. ihre Lage in Zwischenschichten von Tonmineralen, tragen häufig zu einem verlangsamten Stoffaustausch mit der Umgebung bei. So kann die Desorptionskinetik die Sanierungseffektivität wesentlich begrenzen.

Heterogenität

In der Praxis sind verunreinigte Untergrundbereiche fast nie durchgehend homogen aufgebaut, sondern weisen Schichtungen, Einschlüsse bzw. Verzahnungen auf. Dies äußert sich z. B. häufig in kleinräumig unterschiedlicher Ergiebigkeit von Bodenluftfassungsanlagen. Schichtungen können sich häufig ungünstig auswirken, da i. a. gering durchlässige, wenig durchströmte Bodenpartien stärkere Anreicherungen mit Belastungen aufweisen.

Wechselwirkungen bei Sanierungsbetrieb

Der Betrieb eines pneumatischen Verfahrens greift in die natürlichen Verhältnisse ein und kann Bodenfaktoren wie z. B. den Wassergehalt und die daraus resultierende Luftdurchlässigkeit oder die Bodenstruktur und damit verbunden die Porenverteilung verändern. Hierzu liegen keine systematischen Untersuchungen vor. Wesentliche festgestellte Phänomene werden bei den jeweiligen Verfahrensbeschreibungen angeführt.

3.3.2.2 Stoffeigenschaften

Für die Anwendung pneumatischer Sanierungsverfahren haben insbesondere solche Stoffeigenschaften eine Bedeutung, die die Verteilung eines Stoffes zwischen den im Untergrund vorhandenen Phasen beeinflussen. Eine Substanz eignet sich insbesondere dann für pneumatische Verfahren, wenn sie eine besondere Tendenz zur Gasphase hin besitzt. Dies läßt sich aufgrund folgender Kenngrößen beurteilen (nähere Angaben hierzu sind in den Kapiteln 2.2 und 2.3, entsprechende Stoffdatentabellen im Anhang aufgeführt):

- **Dampfdruck**

Nach (USEPA, 1991) sind Substanzen mit einem Dampfdruck von mehr als 0,7 mbar als gut flüchtig einzustufen. Nach (DVWK 98, 1991) sollte ein Schadstoff für eine pneumatische Sanierung einen Dampfdruck von mehr 0,2 mbar (bei 20 °C) aufweisen. Der Dampfdruck ist stark temperaturabhängig (Verdreifachung bis Vervierfachung des Dampfdruckes bei einer Temperaturerhöhung um ca. 10 °C). In Kontaminationsbereichen mit einer reinen Schadstoffphase ist der Dampfdruck die maßgebende Stoffeigenschaft.

- **Löslichkeit**

Die Löslichkeit eines Stoffes beeinflußt stark die Verteilung zwischen der Gasphase und der gelösten Phase. So neigt beispielsweise Phenol im Untergrund trotz eines ver-

gleichsweise hohen Sättigungsdampfdruckes aufgrund seiner sehr guten Löslichkeit zur Verteilung in die gelöste Phase. Die Henry-Konstante $H = C_g/C_w$ (C = Konzentration; g = Gasphase, w = wässrige Phase) beschreibt die Verteilung eines Stoffes im Zweiphasensystem Bodenluft/Bodenwasser.

- **Adsorptionsneigung**

Bei Böden mit relevanten org. Anteilen erfolgt die Adsorption organischer Schadstoffe vorwiegend an organischem Material. Die Adsorptionsneigung kann dann qualitativ aus dem Gehalt an organischer Substanz und dem standardisierten k_{OW} -Wert (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient), der häufig in Stoffdatensammlungen angeführt ist, abgeschätzt werden. Bei sonstigen Böden nimmt die Adsorption tendenziell mit erhöhtem Feinkornanteil zu.

Die hohe Adsorptionsneigung der meisten relevanten organischen Schadstoffe an organischen Bodenbestandteilen führt dazu, daß bei Vorliegen von Schichten mit hohen organischen Anteilen im Untergrund zu erwarten ist, daß ein wesentlicher Anteil der Belastungen dort gebunden ist. Dies sollte durch gezielte Beprobungen überprüft und bei der Planung von Maßnahmen berücksichtigt werden.

Eine grobe Einstufung von Stoffgruppen hinsichtlich der Sanierbarkeit entsprechender Verunreinigungen mit pneumatischen Verfahren zeigt die **Tabelle 3.3-1**.

Stoffgruppe	Eignung
Mineralöl-KW	+ / - (je nach Siedefraktion)
Niedrigsiedende KW, z. B. BTX-Aromate	+
PAK - allgemein - 4 und mehr Ringe	0 -
Phenole	-
LHKW	+
Chlorierte Aromate, z. B. Cl-Benzol	+ / 0
Hochsiedende chlorierte KW, z. B. PCB	-
Alkohole	0
Aldehyde, Ketone	0
Organische Säuren	-
Nitroverbindungen	-
Aliphatische Amine	+
Schwermetalle	-
Cyanide	-

KW = Kohlenwasserstoffe
+ = Einsatz aussichtsreich
0 = Einsatz u. U. sinnvoll
- = Einsatz wenig bzw. nicht aussichtsreich

Tab. 3.3-1 Eignung pneumatischer Sanierungsverfahren bei Verunreinigungen mit ausgewählten schadensrelevanten Stoffgruppen

3.3.2.3 Art und Ausmaß der Kontamination

Stoffliche Zusammensetzung

Für pneumatische Sanierungsverfahren ist es von Bedeutung, wie die gesamte stoffliche Zusammensetzung einer Kontamination aussieht. Bei Mischkontaminationen ist der individuelle Dampfdruck einer Substanz über der Mischung eine Funktion vom Molenbruch (molekulargewichtskorrigierter Mischungsanteil) der betrachteten Substanz und ihres individuellen Dampfdruckes in Reinphase. Dies bewirkt, daß leichtflüchtige Bestandteile in einer schwerflüchtigen Phase weniger flüchtig werden. Auch führt dies dazu, daß im zeitlichen Verlauf einer Sanierung mittel- bis schwerflüchtige Komponenten erst später auftreten, wenn ein höherer Molenbruch relevante Dampfdrücke zuläßt. Bei Mineralölkontaminationen als einem typischen Beispiel eines Stoffgemisches ist üblicherweise ein Anteil von etwa 20 bis 35 %

durch Bodenluftabsaugung nicht entfernbar (USEPA, 1991). Eine Bodenluftabsaugung stellt somit allein keine effektive Maßnahme zur Beseitigung von Heizölverunreinigungen oder gealterten Benzinschadensfällen dar. Jedoch können gezielt angepasste pneumatische Maßnahmen zu einer weitergehenden Sanierung durch mikrobiellen Abbau (BIOVENTING, vgl. Kapitel 3.3.7) beitragen.

Verteilung im Untergrund

Hinsichtlich der Verteilung im Untergrund ist von Bedeutung, ob eine eindeutige Punktquelle mit einem daraus resultierenden Schadensherd vorliegt oder ob es sich um eine eher flächige Verteilung aus verschiedenen Einträgen handelt. Weiterhin sollten folgende Fakten bekannt sein:

- Tiefenausdehnung der Belastung
- Ausdehnung der Belastung im Kapillarsaum und Grundwasserbereich
- Tiefenverteilung der Belastung in Relation zum geologischen/ pedologischen Aufbau (z. B. Anreicherung in Schichten mit erhöhtem Gehalt an feinkörnigen Material oder organischer Substanz).
- horizontale Ausdehnung der Belastung

Wechselwirkungen mit der Sanierung

Das Prinzip einer Sanierung ist eine Veränderung der Belastungssituation. Neben der erwünschten gezielten Entfernung der Belastung durch gezielten Transport zu Entnahmeeinrichtungen können u. a. Verfrachtungen in vorher nicht belastete Boden- oder Grundwasserbereiche auftreten. Ursachen können z. B. eine falsche Anordnung von Absaug- oder Luftzufuhrreinrichtungen oder zu hohe Lufteinblasmengen sein. Eine Verringerung der Schadstoffvorräte kann teilweise durch Förderung mikrobieller Abbauprozesse erfolgen (vgl. Kapitel 3.3.7).

Mögliche zusätzliche Grundwasserbelastungen im Bereich von Absaugstellen durch Einträge über Bodenwasserströmungen werden vereinzelt als Theorie vorgebracht. Diese Erscheinungen sowie die zugrundeliegenden Prozesse sind noch unzureichend untersucht.

3.3.3 Bodenluftabsaugung

Die **Bodenluftabsaugung** ist das einfachste aber weitaus am häufigsten angewandte pneumatische Verfahren und besteht im wesentlichen nur aus dem gezielten Absaugen von Bodenluft. Das Verfahren ist in **Abb. 3.3-3** schematisch dargestellt.

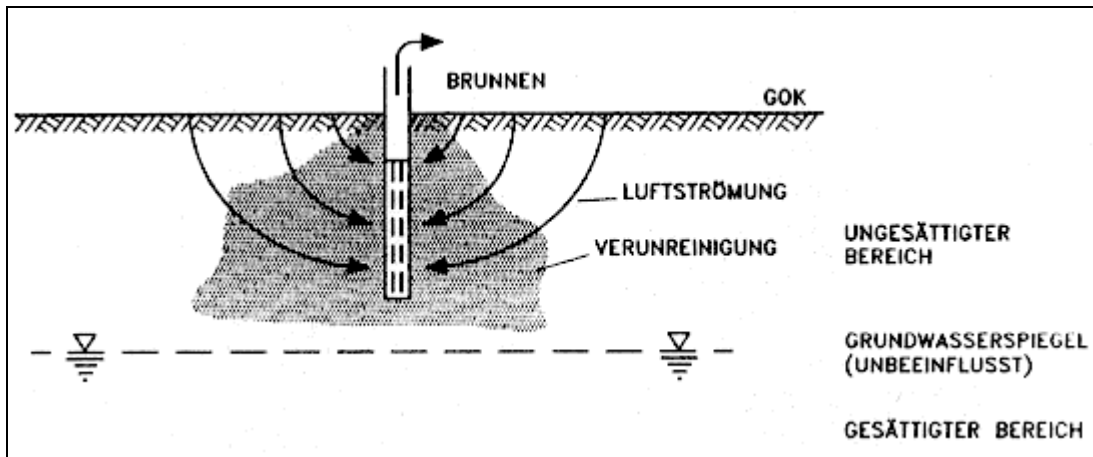


Abb. 3.3-3 Prinzipskizze Bodenluftabsaugung

Zunächst gelten die o.g. allgemeinen **Anwendungsgrenzen** für pneumatische Sanierungsverfahren. Die Bodenluftabsaugung eignet sich nur für die Sanierung des ungesättigten Bereiches bei ausreichend großem Flurabstand. Dieser sollte mindestens 1 bis 2 m, bei feinkörnigem Untergrund ggf. auch mehr betragen. Hinsichtlich des geologischen Aufbaus ist zu beachten, ob allein mittels Absaugungsmaßnahmen im belasteten Bereich eine Bodenluftströmung induziert werden kann.

3.3.4 Verfahren mit Luftzufuhr (Bodenluftspülung, Bodenluftkreislaufführung)

Verfahren mit Luftzufuhr sind dadurch gekennzeichnet, daß ergänzend zur Bodenluftabsaugung eine gezielte Zufuhr bzw. Einblasung von Luft in den ungesättigten Bereich erfolgt. Diese kann aktiv durch Einblasen oder passiv aufgrund des Unterdruckes im Untergrund über eingerichtete Luftzutrittsmöglichkeiten (z. B. offene Brunnen) erfolgen. Die Luftzufuhr kann kontinuierlich oder intermittierend betrieben werden.

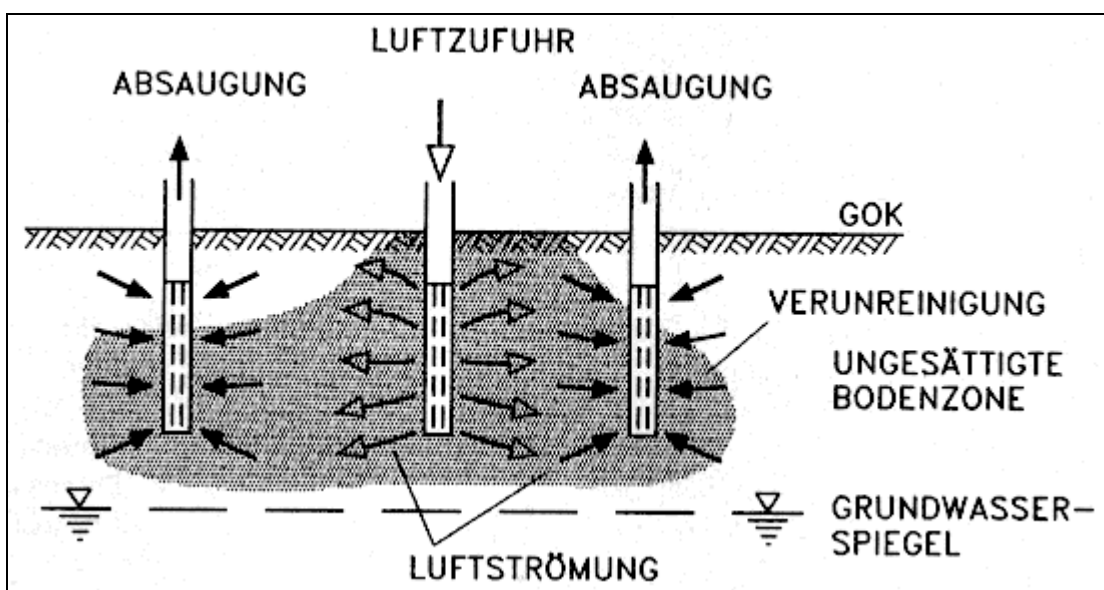


Abb. 3.3-4 Prinzipskizze Bodenluftabsaugung mit Luftzufuhr

Einsatzbereiche / Vorteile:

Diese Verfahren werden angewandt, um Sanierungen zu beschleunigen und die Bodenluftströmung gezielter zu beeinflussen als es durch alleinige Absaugung möglich ist. Dabei erhöht sich im Vergleich zu einer reinen Bodenluftabsaugung gleicher Förderrate der durchschnittliche Luftdruck im Sanierungsbereich, was - gemäß der Wasserspannungs-/Wassergehaltsbeziehung - zu kleineren Wassergehalten und höheren Luftdurchlässigkeiten führt. Dementsprechend ist auch die bei Bodenluftabsaugmaßnahmen auftretende Grundwasseraufspiegelung kleiner. Bei aktiver Einblasung kann lokal sogar eine Absenkung der Grundwasseroberfläche auftreten. Weitere Vorteile des Verfahrens sind (MOLITOR, RIPPER, 1990):

- Verringerung der Strömungswiderstände im Untergrund durch Verkürzung der Durchströmungswege. Damit können kleiner dimensionierte Absaugaggregate mit geringerem Energieverbrauch eingesetzt werden.
- Bei Mehrbrunnenanlagen sind günstigere Anordnungen möglich, so daß strömungsarme Zonen zwischen den einzelnen Absaugbrunnen vermieden werden können (vergleiche **Abb. 5.3-4** in Kapitel 5.3.3).

Bodenlufteinblasverfahren werden insbesondere angewandt

- als ergänzende Maßnahme bei einer betriebenen Bodenluftabsauganlage bei unbefriedigendem Sanierungsverlauf
- bei geringdurchlässigen Böden zur Steigerung der Sanierungsleistung
- bei speziellem Untergrundaufbau, bei dem eine Durchströmung belasteter Bodenpartien gegenüber einer Bodenluftabsaugung verbessert werden soll.

Die **Anwendungsgrenzen** der Verfahren mit Luftzufuhr entsprechen weitestgehend den allgemeinen Anwendungsgrenzen von pneumatischen Verfahren. Ein wesentliches Problem bei der aktiven Lufteinblasung ist die Kontrollierbarkeit der Strömungsvorgänge. Gegenüber einer reinen Absaugung besteht bei einer zusätzlichen Einblasung prinzipiell die Gefahr, daß belastete Luft außerhalb des durch die Absaugeinrichtungen erfaßten Bereiches gelangt. Es ist im Einzelfall abzuwägen, ob dieses, insbesondere bei hohen Einblasdrücken auftretende Risiko gegenüber einer anderweitig kaum erzielbaren Belastungsverminderung (z. B. bei sehr gering durchlässigen Boden) in Kauf genommen wird. Weiterhin sind bei Anwendung sehr hoher Einblasdrücke mechanische Schädigungen, z. B. an Bauwerken oder an den Einblasbrunnen möglich.

Eine spezielle Konfiguration der Bodenluftspülung ist die **Bodenluftkreislaufführung** (Patent IEG GmbH, Reutlingen), bei der Einblasstelle und Absaugstelle übereinanderliegen und wechselnd betrieben werden können (vgl. **Abb. 3.3-5**). Verfahrensanwendungen sind in der Literatur kaum beschrieben. Vom Prinzip her ist das Verfahren primär für den Einsatz in eng begrenzten Schadensherden geeignet. Der Durchspülungseffekt dürfte im Boden auf einen eher engen Bereich um den Brunnen begrenzt sein.

Bei der üblicherweise gleich hohen Einblas- und Absaugrate besteht eine erhöhte Gefahr einer lateralen Schadstoffverfrachtung aus dem Sanierungsbereich. Der Untergrundaufbau und die Lage der Kontamination sind hierbei kritisch zu berücksichtigen.

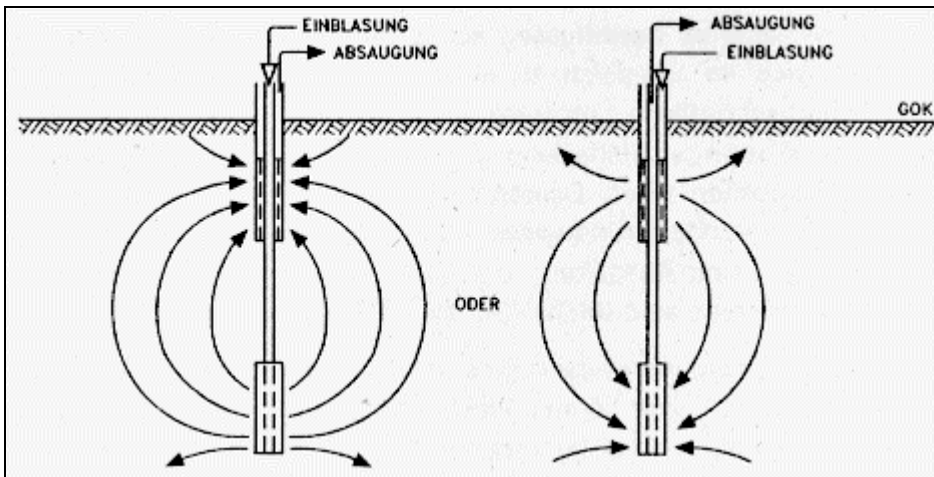


Abb. 3.3-5 Prinzipskizze Bodenluftkreislaufführung (Variantenauswahl)

Die Anlagenkonfiguration kann auch für eine reine Absaugung, einzeln oder an beiden Filtern, eingesetzt werden.

3.3.5 Lufteinblasung in den gesättigten Bereich (in-situ Strippung)

Bei der in-situ Strippung wird eine Beseitigung von Verunreinigungen im gesättigten Bereich durch Belüftung angestrebt. Hierzu wird über entsprechende Lanzen oder Brunnen Luft in den kontaminierten Grundwasserbereich gepreßt (DVWK 98, 1991), die nach Durchströmen des gesättigten Bereiches über Bodenluftabsauganlagen wieder erfaßt werden soll (Verfahrensschema siehe Abb. 3.3-6). Die Lufteinblasung kann kontinuierlich oder diskontinuierlich erfolgen. In den USA wird derzeit intensiv an der Weiterentwicklung von Anlagenkonfigurationen und Betriebsweisen der Lufteinblasverfahren gearbeitet.

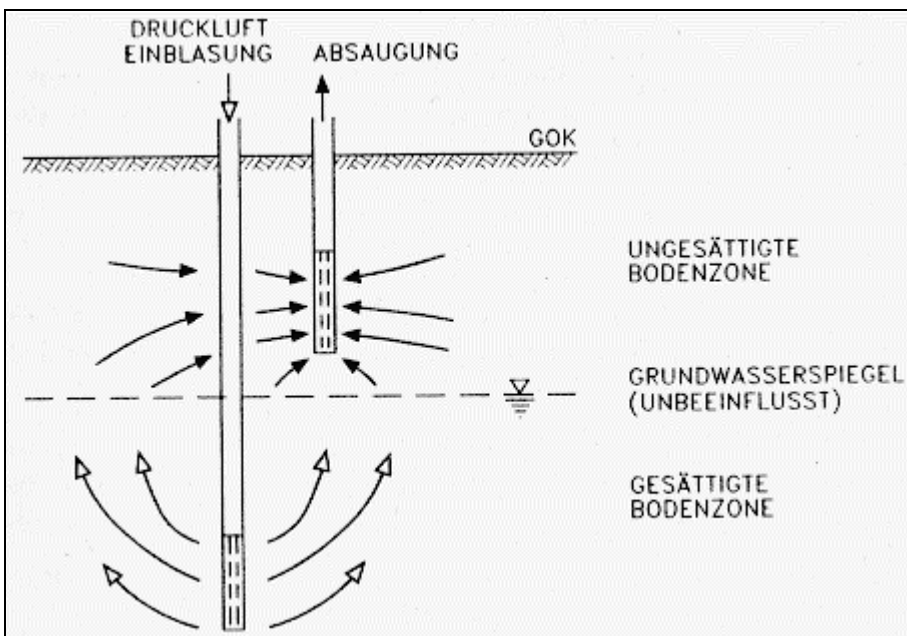


Abb. 3.3-6 Prinzipskizze in-situ Strippung

Diskussion der Prozesse und Anwendungsgrenzen

Der wesentliche Vorgang bei der in-situ Strippung ist die Luftausbreitung im wassergesättigten Bereich (vgl. Kapitel 2.1.3 und 2.3.1). Einerseits ist die gegen den hydrostatischen Druck nach oben gerichtete Auftriebskraft wirksam, jedoch sind ebenso die Kräfte im Grenzbereich Feststoffoberfläche/Luft/Wasser maßgebend. Generell fördern Feststoffoberflächen eine Phasentrennung (vgl. Abscheidetechnik). Aufgrund der Grenzflächenspannungen neigt Wasser dazu, die Bodenluft aus den Poren zu Verdrängen (Kapillarkräfte), bis eine Gegenkraft, z. B. erhöhter Gasdruck oder erhöhtes Schwerkraftpotential, ein Kräftegleichgewicht erzeugt. Die Kapillarkräfte nehmen dabei mit kleinerem Porenradius zu. Beim Einbringen der Luft ist deshalb neben dem hydrostatischen Druck auch der Eintrittswiderstand der Bodenmatrix zu überwinden. Dieser wurde in Laborversuchen (Untersuchungen von BRAUNS und WEHRLE nach BÖHLER, 1991) mit 1 cmWs für Fein-/Mittelkies und 27 cmWs für Feinsand ermittelt. Dies bewirkt auch, daß einzelne Luftblasen in einem heterogenen Porensystem, wie einem Grundwasserleiter, vom Wasser in größere Poren verdrängt werden und sich in Porenaufweitungen verfangen. Eine Überwindung des Widerstandes durch umgebende Verengungen erfolgt nur durch Erhöhung des Luftdruckes bzw. - damit korrespondierend - dann, wenn durch vertikale Zunahme des Luftkörpervolumens die Auftriebskräfte groß genug werden (HARTGE, 1978).

Verschiedene Labor- und Feldversuche mit LCKW an der Universität Karlsruhe ergaben (nach BÖHLER, 1991):

- Bei homogenen grobkörnigen Böden (Eintrittswiderstand < 20 cmWs) bilden sich in einem engen Aufstiegsbereich wechselnde Luftwege unter Einbeziehung des gesamten Porenraumes aus. Die Luftbewegung geschieht diskontinuierlich.
- Bei feinkörnigen Böden (Eintrittswiderstand > 20 cmWs) bilden sich wenige, kontinuierlich durchströmte Luftkanäle aus.
- Bei geschichteten Böden, z. B. Grobsand über Feinkies, findet eine unkontrollierte horizontale Luftausbreitung statt, die ggf. über den Einzugsbereich einer Bodenluftabsaugung hinaus reicht.
- Eine Steigerung der Lufteinblasrate führt nicht zwangsläufig zu einer Vergrößerung des luftdurchströmten Bereiches.
- In homogenem, grobkörnigem Untergrund bildet sich eine Zirkulationsströmung des Grundwassers aus, die im Luftaufstiegsbereich nach oben und im Umfeld nach unten bzw. zur Seite gerichtet ist.
- Zu Beginn der Einblasung bildet sich eine in Abhängigkeit von der Lufteinpreßrate und dem Untergrundaufbau unterschiedlich starke Grundwasseraufhöhung aus, die zu starken unerwünschten Vernässungen der ungesättigten Zone führen kann.
- Die Lufteinblasung führt im allgemeinen zur Erhöhung der Schadstoffaustragsraten über die korrespondierende Bodenluftabsaugung.
- Es findet eine Mobilisierung von Schadstoffen statt, was zu einem Anstieg der Gehalte insbesondere auch im Grundwasser führt.

Es gelten als Anwendungsgrenzen:

- Der betroffene Bereich des Grundwasserleiters sollte homogen und grobkörnig sein.
- Die in-situ Strippung darf nicht bei Schadenfällen mit auf dem Grundwasser schwimmenden Schadstoffphasen angewandt werden, da dies zu einer Ausbreitung der Belastung führt (MARLEY et al., 1992).

- Die in-situ Strippung ist nicht als alleinige Maßnahme zur Grundwassersanierung geeignet, sondern sollte durch hydraulische Maßnahmen ergänzt werden (BRUCKNER, 1990; RIETZLER, 1990).
- Einer längerfristigen Anwendung stehen ggf. negative Wechselwirkungen zwischen Luft und Wasserinhaltsstoffen entgegen, z. B. Ausfällung von Eisen oder Mangan sowie eine biologische Verschleimung mit resultierender Verringerung der Durchlässigkeit.

3.3.6 Koaxiale Grundwasserbelüftung

Die **koaxiale Grundwasserbelüftung (KGB)** stellt eine besondere Variante der Luftenbläsung in den gesättigten Bereich dar (GFS, 1992; MARTINS et al., 1992). Entwicklerin und Herstellerin von Einrichtungen zur KGB ist die IEG mbH, Reutlingen. Das **Verfahrensprinzip** ist in **Abb. 3.3-7** dargestellt. Die Luftenbläsung erfolgt dabei gezielt **nicht** in den natürlich anstehenden Untergrund, sondern in die - zwischen Einblasstelle (Druckluftzufuhr) und Absaugeinrichtung (Doppelmantelfilter) durchgehende - Filterkiesschüttung. Der gezielte Luftaufstieg in diesem Bereich soll eine Zirkulation des Grundwassers ähnlich der in-situ Strippung bewirken (Air-lift-Effekt), welches durch die Luft gereinigt wird.

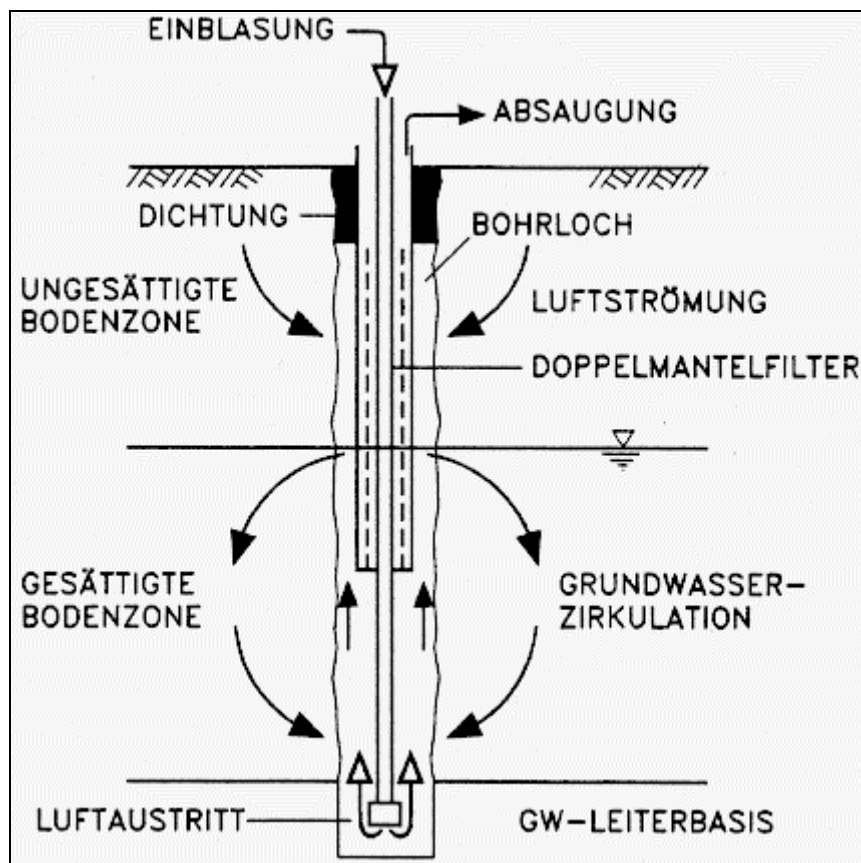


Abb. 3.3-7 Verfahrensprinzip koaxiale Grundwasserbelüftung (verändert nach GFS, 1992)

Über die angeführten, von den Verfahrensentwicklern und -anwendern beschriebenen Effekte liegen nach vorliegenden Informationen im einzelnen noch keine Untersuchungen insbesondere auch zu ihrer Abhängigkeit vom Untergrundaufbau vor. Ggf. auftretende unerwünschte

Nebenwirkungen, z. B. eine mögliche Verstopfung der Kiessäule oder des umgebenden Bodens durch Ausfällungen oder Biomasse, sind nicht beschrieben. Die Durchführung vertiefter Untersuchungen, insbesondere intensiv meßtechnisch begleiteter Modellanwendungen, wäre wünschenswert.

Die **Anwendungsgrenzen** sind insbesondere dort anzusetzen, wo aufgrund von Inhomogenitäten oder sehr geringen Durchlässigkeiten keine wirksame Kreislaufströmung induziert werden kann. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist insbesondere bei feinkörnigem oder geschichtetem Untergrund eine nur sehr begrenzte Grundwasserzirkulation und damit verbundene Grundwassersanierung zu erwarten. Das Verfahren ersetzt somit eine gezielte hydraulische Sanierung nicht. MARTINS et al. sehen den Einsatz auf Aquifermächtigkeiten von < 5 m begrenzt (MARTINS et al, 1992).

3.3.7 Sonstige Verfahren

Pneumatische Verfahren und Mikrobiologie

Durch den Einsatz pneumatischer Verfahren wird wesentlich in das chemisch/physikalische Milieu des Untergrundes eingegriffen. So herrschen zum Beispiel üblicherweise bei Verunreinigungen anaerobe Verhältnisse vor. Bei Durchführung pneumatischer Verfahren wird sauerstoffhaltige Luft angesaugt, wodurch eine Förderung des biologischen Abbaus stattfinden kann. Die Effektivität dieser mikrobiologischen Prozesse kann gezielt durch Verbesserung sonstiger Abbaubedingungen, z. B. Nährstoffzufuhr, verbessert werden. In den USA laufen hierzu mehrere Verfahrensentwicklungen bzw. -erprobungen, z. B. unter der Bezeichnung "Bioventing".

Mögliche Wechselwirkungen mit den Untergrundeigenschaften, z. B. Verringerung der Durchlässigkeit durch Biomasse oder Ausfällungen sind denkbar, jedoch wenig untersucht.

Die Anwendbarkeit ist auf biologisch abbaubare Substanzen begrenzt.

Pneumatische Verfahren und Ozonierung

Bei pneumatischen Verfahren mit Lufteinblasung ist es möglich, in den Untergrund gezielt reaktive Gase, z. B. Ozon, einzuleiten. Hierdurch können Abbauprozesse im Untergrund, insbesondere ein nachfolgender mikrobiologischer Abbau, gefördert werden. Die Praxiseignung des Verfahrens wird jedoch von ehemaligen Anbietern bzw. Anwendern unterschiedlich, z. T. kritisch beurteilt.

3.3.8 Unterstützende Maßnahmen

Zur Verbesserung der Effektivität pneumatischer Verfahren sowie zur Erweiterung des Anwendungsspektrums werden u. a. folgende Verfahren beschrieben, die jedoch in der Praxis sehr selten eingesetzt werden.

Eintrag thermischer Energie

Um pneumatische Verfahren auch bei solchen Substanzen einzusetzen, die unter normalen Bedingungen einen zu niedrigen Dampfdruck aufweisen, kann als unterstützende Maßnahme Energie zur Erhöhung des Dampfdruckes eingebracht werden. Dies kann u. a. auf folgende Arten geschehen (DVWK, 1991; USEPA, 1992):

- Heißdampfeinblasung
- Heißlufteinblasung
- Einsatz von Mikrowellen
- Einsatz von Radiowellen

Teilweise befinden sich diese Verfahren erst im Erprobungsstadium. Sie erfordern einen sehr hohen Energieeinsatz und sind damit sehr kostenintensiv.

Eintrag mechanischer Energie (Geoschockverfahren)

Die Effektivität bzw. die Austragsraten bei pneumatischen Verfahren werden mit zunehmender Sanierungsdauer von der Kinetik des Übergangs von Stoffen aus immobilen Phasen (Adsorption, gelöste Phase) sowie aus schlecht durchlüfteten Bereichen in die Bereiche mit Bodenluftbewegung beeinflusst. Bei verschiedenen unterstützenden Maßnahmen wird versucht, über den Eintrag mechanischer Energie in den Untergrund diese Prozesse zu beschleunigen. Beim Geoschockverfahren, welches von der Firma Prantner Verfahrenstechnik GmbH, Reutlingen, entwickelt wurde, erfolgt dies durch Induktion elastischer Wellen durch Schwingkörper (DVWK 98, 1991).

Bei sämtlichen Verfahren, bei denen mechanische Energie in den Untergrund eingebracht wird, können erhebliche Nebenwirkungen auf die mechanischen Eigenschaften des Bodens auftreten. So können Setzungen zustande kommen, welche beispielsweise zu Schäden an umliegender Bebauung oder zu einer Verdichtung des Untergrundes mit Verringerung der Porosität, insbesondere des Grobporensystems, führen können.

Auflockerung durch Drucklufteinpressung

Bei sehr dichtem Boden kann die Drucklufteinblasung (vgl. Kapitel 3.3.4 und 3.3.5) zur Auflockerung des Bodens und damit Schaffung eines durchlässigen Sekundärporensystems eingesetzt werden (USEPA, 1992). Das Verfahren ist bisher wenig eingesetzt. Auf mögliche negative Nebenwirkungen, z. B. seitliche Verdrängung der Belastung, ist zu achten.

3.4 Verfahrenskombinationen

3.4.1 Hydraulisch/Pneumatische Verfahren

Da häufig sowohl der gesättigte als auch der ungesättigte Bereich maßgeblich verunreinigt sind, ergeben sich Sanierungsmaßnahmen beider Kompartimente als notwendig. Hierfür bietet es sich an, pneumatische und hydraulische Maßnahmen zu kombinieren.

Nachfolgend sind typische Kombinationen angeführt.

Bodenluftabsaugung und Grundwasserentnahme an getrennten Brunnen

Für die Anwendung von pneumatischen Verfahren, z. B. der Bodenluftabsaugung, haben hydraulische Maßnahmen eine positive Wechselwirkung. Bei Bodenluftabsaugungen in der Nähe des Grundwasserspiegels tritt eine Aufhöhung der Grundwasseroberfläche und eine Verringerung des Luftraumvolumens ein. Bei gleichzeitigem Betrieb einer Grundwasserentnahme kann diese Aufhöhung kompensiert oder sogar ein Absenktrichter erzeugt werden. Nach DVWK 1991 ist die Sanierung eines belasteten Bereiches mittels Bodenluftabsaugung für leichtflüchtige Stoffe effektiver als eine hydraulische Sanierung, da in der Gasphase eine höhere Mobilität der Substanzen vorliegt. Das Verfahrensprinzip einer Bodenluftabsaugung mit begleitender Grundwassererfassung ist in **Abb. 3.4-1** dargestellt.

Bodenluftabsaugung und Grundwasserentnahme aus Kombinationsbrunnen

Bei geeignetem Ausbau (Filterstrecken bis oberhalb der Grundwasseroberfläche; luftdichter Ausbau nach oben) kann ein Brunnen kombiniert zur Grundwasserentnahme und Bodenluftabsaugung genutzt werden. Häufig werden vorhandene Brunnen oder Grundwassermeßstellen entsprechend umgerüstet.

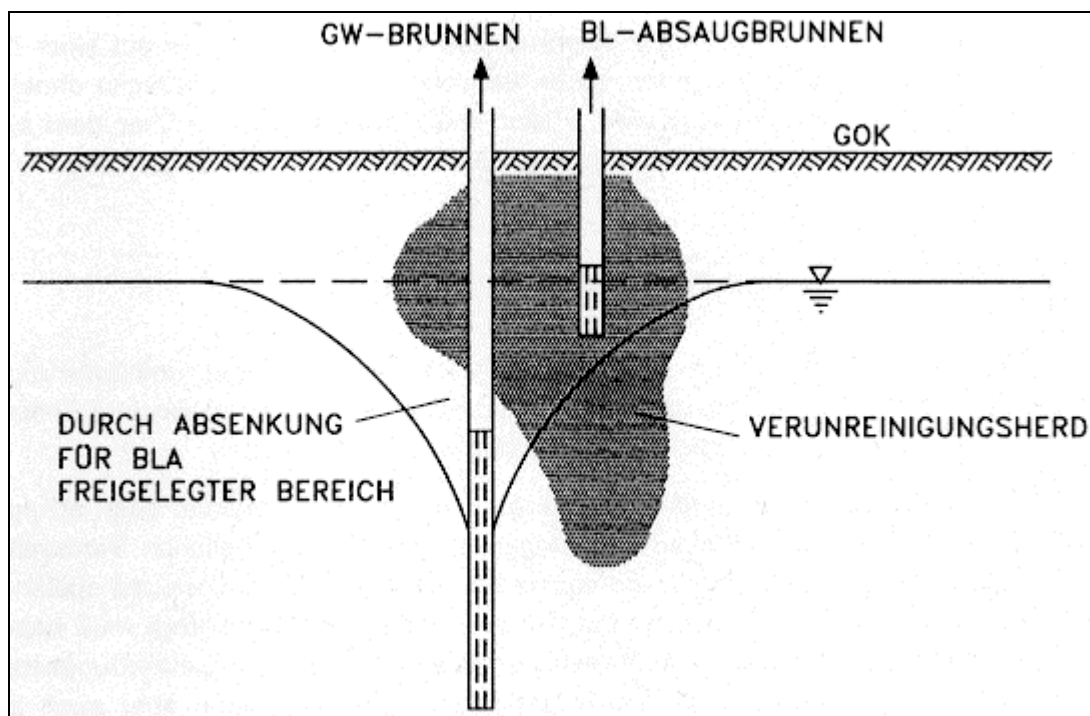


Abb. 3.4-1 Kombination der Bodenluftabsaugung mit einer Grundwasserspiegelabsenkung

Wellpoint-Verfahren

Das Wellpoint-Verfahren ist gekennzeichnet durch eine kombinierte Absaugung von Luft und Wasser über einen geeignet ausgebauten Brunnen mittels einer Vakuumpumpe (DVWK 98, 1991). Das Verfahren wurde ursprünglich als Vakuumentwässerungsverfahren zur Entwässerung von Baugruben eingesetzt und wird bevorzugt bei feinkörnigen Böden angewandt. (Dort wird der Begriff "Wellpoint" jedoch nach (HERTH, ARNDTS, 1984) abweichend definiert.) Der Einsatzbereich liegt im Bereich des Grundwasserspiegels bzw. Kapillarsaumes, der bei

rein pneumatischen oder hydraulischen Verfahren kaum gezielt erfaßt werden kann. Das Verfahrensprinzip ist in Abb. 4.3-2 (Kapitel 4.3.1) dargestellt. Besondere Anwendungsgrenzen sind (in Anlehnung an DVWK 98, 1991):

- Der Flurabstand darf nur gering sein, um eine Vakuumentwässerung überhaupt zu ermöglichen.
- Der Schwankungsbereich des Grundwasserstandes sollte gering und gut bekannt sein.

UVB-Verfahren und Bodenluftabsaugung

Das Verfahren des **Unterdruckverdampferbrunnens** kann ohne weiteres mit einer Bodenluftabsaugung kombiniert werden, da im Bereich der oberen Filterstrecke ohnehin im Brunnen ein Vakuum angelegt wird. Hierzu muß die Filterstrecke über dem sich beim Betrieb einstellenden Grundwasserstand hinaus nach oben verlängert sein.

3.4.2 Hydraulische und Einkapselungsverfahren

Ein umfangreiches Einsatzgebiet hydraulischer Verfahren bei Untergrundsanierungsmaßnahmen liegt bei der Kombination mit unterirdischen Absperrungen und Einkapselung von Bereichen mit künstlichen Dichtungen und Dichtwänden.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, daß eine mögliche natürliche oder erfolgte künstliche Abdichtung einer Schadstoffablagerung oder einer möglichen Verunreinigungsquelle für Untergrund und Grundwasser (Lagerflächen, Tanks, Industriegelände u. a.) nicht vollständig dicht ist oder mit der Zeit undicht wird. Insofern muß neben laufenden Überwachungsmaßnahmen meist noch eine zusätzliche Gefährdungsabsicherung durch begleitende Maßnahmen stattfinden. Häufig werden aber auch zusätzliche künstliche Abschirmungen als unterstützende Ergänzungen im Rahmen von hydraulischen Sanierungen vorgenommen.

Nachfolgend sollen daher in kurzer Form beispielhaft einige derart kombinierte Verfahrensmöglichkeiten dargestellt werden, ohne daß damit ein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden kann.

3.4.2.1 Hydraulische Sicherung einer vollständigen Abkapselung bzw. Abschirmung

Typischer Fall ist eine Altablagerung oder auch eine noch betriebene Deponie, bei der angenommen werden kann, daß sie gegen umgebenden Untergrund und Grundwasser durch unterirdische Dichtwände vollständig abgekapselt ist (**Abb. 3.4-2**). Hier ist grundsätzlich innerhalb der Einkapselung durch Entnahmeanlagen (Brunnen oder Rigolen) für eine dauernde Absenkung des Wasserstandes gegenüber dem außen anstehenden Grundwasser zu sorgen, damit bei Undichtigkeiten nur ein Zusickern aber kein Wasseraustritt möglich ist.

Dieser Fall ist besonders von Bedeutung, wenn die eingekapselte Anlage nicht gegen eine dichte Grundwasserleitersohle sondern über eine annehmbar weitgehend dichte und im Ablagerungsbereich überall ausreichend vorliegende (oder vermutete) Zwischenschicht im Untergrund von unten abgeschirmt ist (**Abb. 3.4-3**).

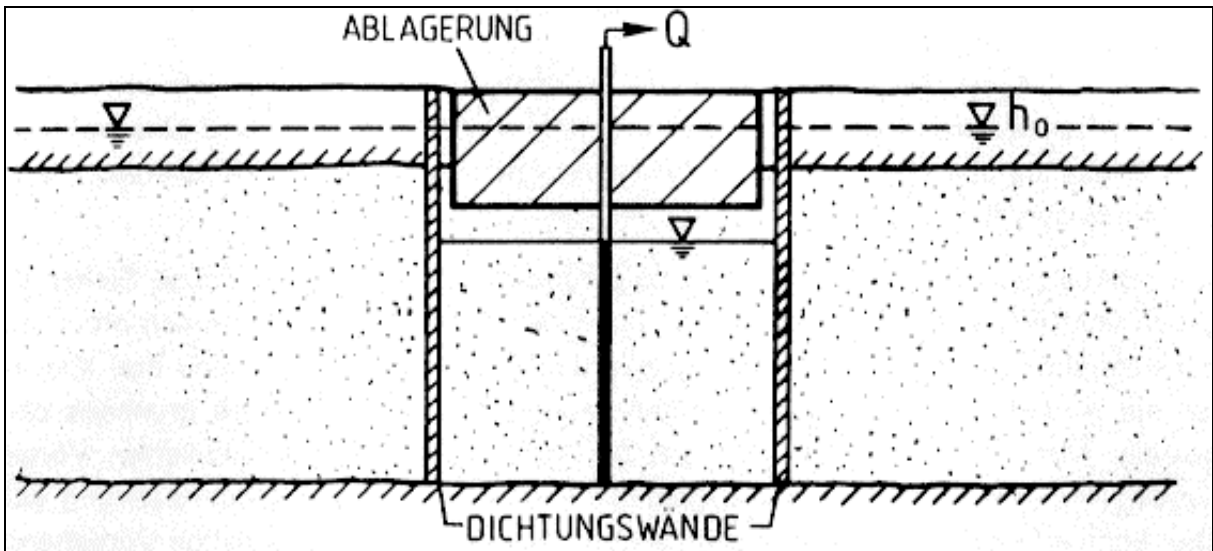


Abb. 3.4-2 Wasserstandsabsenkung mit Brunnen innerhalb einer vollständigen Abkapselung (nach KOBUS, RINNERT, 1983)

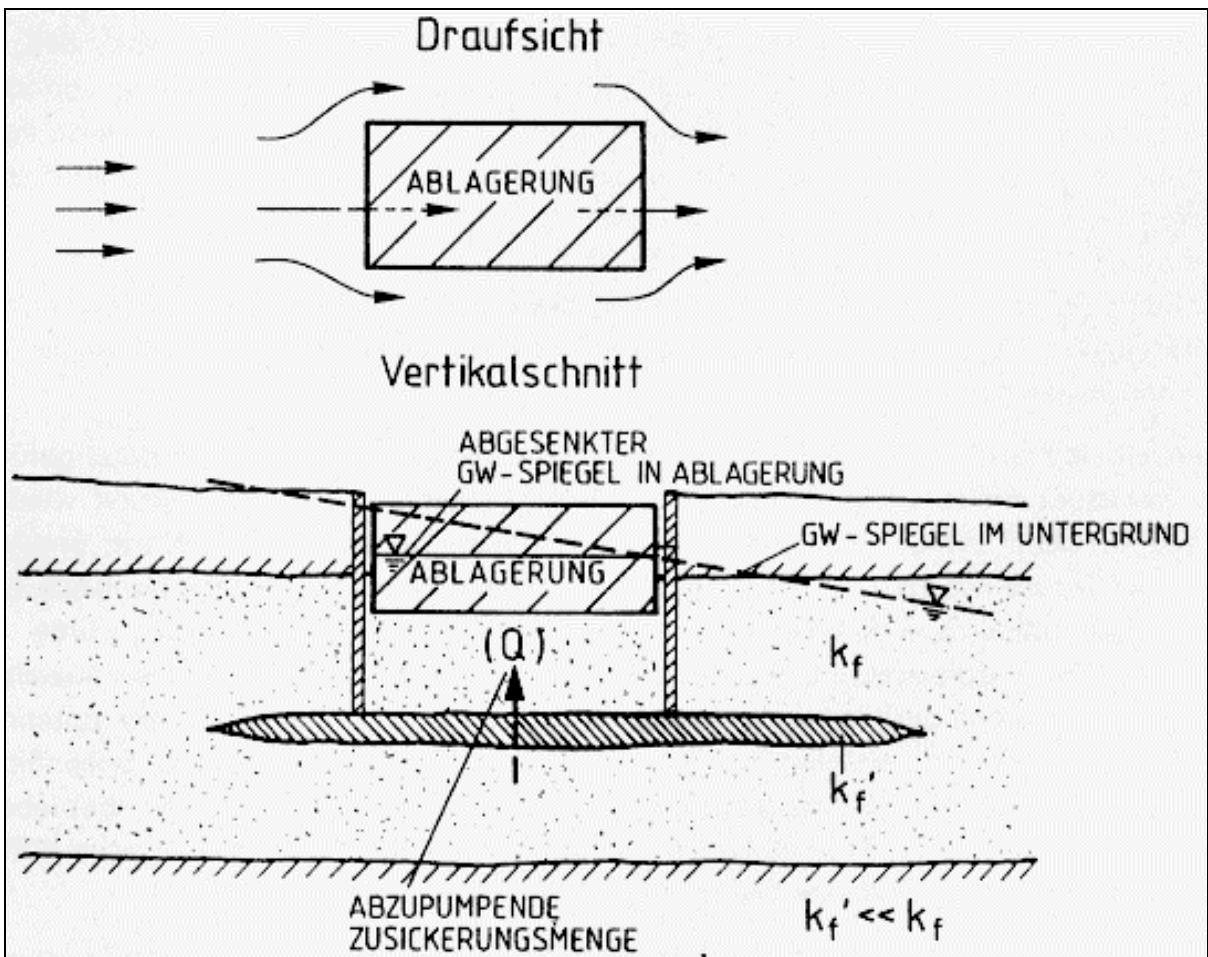


Abb. 3.4-3 Wasserstandsabsenkung innerhalb einer Abkapselung zur Verhinderung einer Aus-sickerung über eine schwach durchlässige Zwischenschicht, Schemaskizze (nach KOBUS, RINNERT, 1983)

3.4.2.2 Hydraulische Sicherung einer Teilabkapselung bzw. Abschirmung

Auch der Fall der Teilabkapselung eines kritischen Standortes ist vielfach üblich, wenn dabei beispielsweise eine Durchströmung dieses Bereiches und eine vollständige Erfassung eines starken, möglicherweise verunreinigten Grundwasserabstromes verhindert werden kann.

Am praktischen Beispielfall einer Altablagerung wurde eine hydraulische Sicherung gegen abströmendes verunreinigtes Grundwasser mit einem Einzelbrunnen ohne und mit unterschiedlicher Teilabkapselungen untersucht. In **Abb. 3.4-4** sind drei Varianten mit Angabe der jeweils notwendigen dauernden Abpumprate des Brunnens dargestellt. Man erkennt daraus sehr gut die Wirksamkeit einer kombinierten Vorgehensweise. Allerdings muß hier angemerkt werden, daß eine Standardisierung solcher kombinierten Verfahrensweisen nahezu unmöglich ist, weil günstige Vorgehensweisen weitgehend von den örtlichen Verhältnissen abhängen.

3.4.3 Hydraulische und chemisch/biologische Verfahren

Schon in Abschnitt 3.2.2.4 wurde auf die häufig zusätzlich im Untergrund zustande kommenden chemisch/biologischen Sanierungseffekte und ihre mögliche Beeinflussung im Rahmen hydraulischer Maßnahmen hingewiesen. Es liegt nahe, daß, in Kombination mit hydraulischen Maßnahmen, auch eine gezielte Steuerung von chemisch/biologischen Reaktionen im Grundwasser möglich ist und sinnvollerweise auch vielfach angewandt wird. Häufig dienen sogar die hydraulischen Maßnahmen hauptsächlich zur Inangsetzung und dauernden Aufrechterhaltung derartiger in-situ Sanierungen. So kann ein notwendiger Stoff für eine chemische Reaktion im verunreinigten Grundwasserbereich oder auch ein Nährstoff zur Anregung biologischer Aktivitäten (z. B. Sauerstoff in irgendwelcher Form) durch hydraulische Spülungsmaßnahmen zugeführt werden.

Beispielhaft hierfür ist in **Abb. 3.4-5** die Schemaskizze eines praktisch durchgeführten Sanierungsfalles von Kohlenwasserstoffverunreinigungen im Untergrund wiedergegeben. Dabei wurde über Infiltrationsbrunnen im Untergrund mit Nitrat angereichertes Wasser infiltriert, aus dem im Verunreinigungsbereich durch mikrobielle biochemische Umsetzung Sauerstoff für aeroben Schadstoffabbau genutzt wurde. Im Abstrom der Verunreinigung wurde das Wasser zur Rückführung in den Kreislauf wieder abgepumpt und aufbereitet. Zur Begrenzung der Ausdehnung der unterirdischen Spülmaßnahme wurden in diesem Fall oberhalb der Brunnen zur Spülinfiltration noch zusätzliche Infiltrationsbrunnen mit Einleitung reinen Wassers betrieben, deren Abstrom den Sanierungsbereich umströmte und so einen Schutz gegen abfließendes verunreinigtes Wasser bewirkte.

Auch bei diesen Kombinationsverfahren muß hier auf eine weitere Beschreibung wegen der Vielfalt der Möglichkeiten verzichtet werden. Ausführliche Hinweise zu biologischen in-situ Maßnahmen finden sich außerdem in (LfU, 1991a).

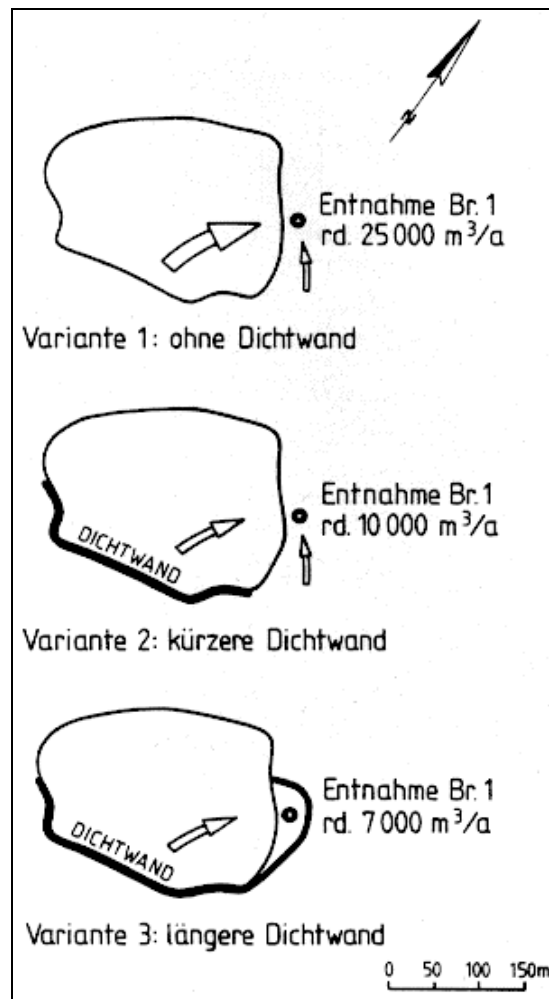


Abb. 3.4-4 Erforderliche Entnahme aus einem Abschöpfbrunnen bei unterschiedlicher Teilabkapselung einer Deponie gegen Durchströmen des Grundwassers (nach ZENZ, ZIPFEL, 1990)

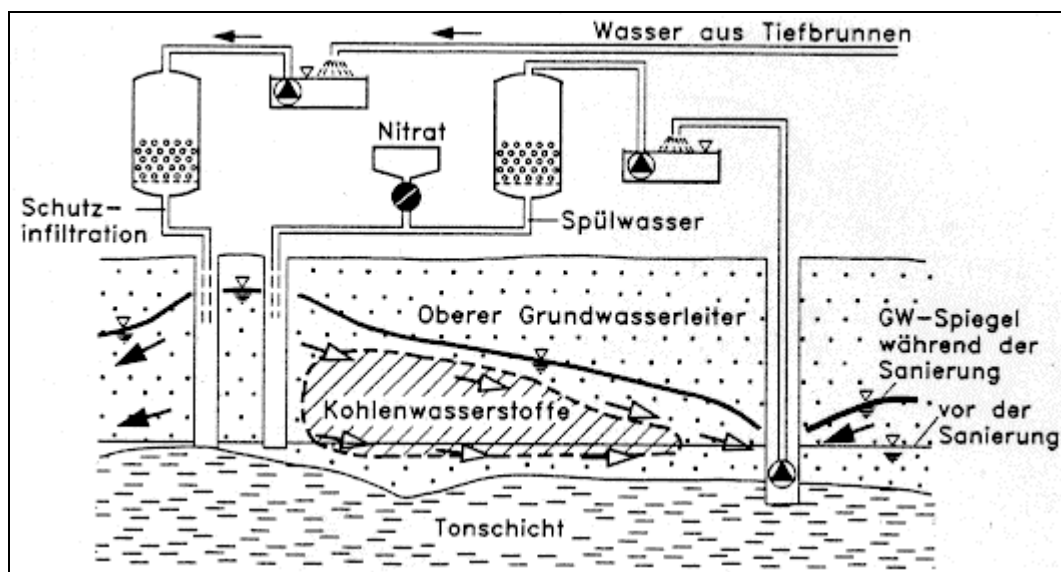


Abb. 3.4-5 Betrieb einer kombinierten hydraulisch-biologischen Untergrundsaniekung (nach BATTERMANN, WERNER, 1984)

4 Verfügbare Verfahren und Anlagen

4.1 Allgemeines

Während im vorangehenden Kapitel die grundlegenden Verfahrensprinzipien und -prozesse im Vordergrund standen, werden nachfolgend primär die technischen Systeme zur Durchführung der entsprechenden Maßnahmen dargestellt.

Häufig handelt es sich um aus anderen Einsatzbereichen, z. B. der Wasserwirtschaft oder Gastechnik, stammende Anlagen bzw. Anlagenteile. Teilweise sind es spezielle Entwicklungen für die Verfahren.

Für dargestellte Verfahren bzw. Anlagen können auch ohne explizite Erwähnung im Text Schutzrechte bzw. Patente vorliegen, die vor Anwendung ggf. zu berücksichtigen sind. Diese beziehen sich meist auf bestimmte Anlagen bzw. Anlagenkonfigurationen. Weitergehende reklamierte Ansprüche sollten kritisch geprüft werden.

4.2 Hydraulische Verfahren

4.2.1 Beschreibungsprinzipien

Bei hydraulischen Verfahren sind die wesentlichen Anlagenteile, die Entnahme- und Infiltrationsorgane, wie Brunnen, Gräben und Leitungen, weitgehend identisch mit den seit langem bei der Wasserwirtschaft und in der Wasserversorgung eingesetzten Einrichtungen. Insofern finden sich auf dem Markt nur in begrenztem Maße fertige Sanierungssysteme, die von Fall zu Fall mit gewissen Dimensionierungsänderungen eingesetzt werden können. Dies gilt allenfalls für die in neuerer Zeit und nur zur Untergrundsanie rung eingesetzten GZBs, wobei allerdings auch diese Anlagen in wesentlichen Teilen auf den Erfahrungen, Materialangeboten und Variationsmöglichkeiten herkömmlicher Brunnen aufbauen.

Die nachfolgende Darstellung verfügbarer Anlagen wird sich an folgenden Hauptkriterien orientieren:

- prinzipielle Wirkung
- Anwendungsmöglichkeiten
- technische Bedingungen und angebotene Varianten
- Vor- und Nachteile

4.2.2 Brunnen

4.2.2.1 Wirkungsweise und Anwendungsmöglichkeiten

Ausgangssystem für eine tiefenmäßige Erfassung von (verunreinigtem) Grundwasser ist der Brunnen. Sein Prinzip ist eine über die Tiefe stattfindende örtliche Wasserentnahme aus dem Grundwasserbereich. Der **Zustrom zu einem Brunnen** im ruhenden Grundwasser und bei einheitlichem (homogenem) Untergrundaufbau ist radial ausgerichtet und über die Tiefe gleichmäßig. In der Praxis treten allerdings wegen meist uneinheitlicher Untergrundbedingungen vielfältigster Art (Inhomogenitäten, Untergrundschichtung u. a.) mehr oder weniger ausgeprägte Abweichungen auf mit unterschiedlichem Zustrom zum Brunnen aus verschiedenen Richtungen und mit Zuflußdifferenzierungen über die Tiefe.

Die prinzipiellen Zustrombedingungen zu einem einzelnen Brunnen unter "idealen" Bedingungen (einheitlicher Untergrundaufbau, ruhendes Grundwasser) wurden bereits in **Abb. 3.2-1** dargestellt. Hierbei können Strömung und Auswirkungen im Bereich eines Standardbrunnens nach der bekannten Dupuit-Thiemschen Beziehung ermittelt werden (siehe z. B. BIESKE, 1992).

Die Wirkung verschiedener Brunnen ergibt sich aus der rechnerischen Überlagerung (Superposition) ihrer Einzelwirkungen und diese ist wiederum den ortsbedingten Verhältnissen zu überlagern.

Beispielsweise kann die **Wirkung eines vollkommenen Einzelbrunnens** (= gesamter Grundwasserleiter von Brunnenfilter erfaßt) bei der Überlagerung der Brunnengleichung mit einem gleichmäßigen Grundwasserabstrom der Mächtigkeit m und des Gefälles I (gemäß DVWK 1982) angegeben werden zu

$$s = h - h_0 = I \cdot x + \frac{Q_{BR}}{m \cdot 2\pi \cdot k_f} \cdot \ln \frac{R}{r} \quad (\text{gemäß Abb. 4.2-1})$$

unter der Voraussetzung, daß die Grundwasserspiegelabsenkung s durch den Brunnen wesentlich geringer ist als die Grundwassermächtigkeit m .

Dabei gelten die im Bild angegebenen Bezeichnungen längs des betrachteten Vertikalschnittes.

Auf dem unteren Teilbild von **Abb. 4.2-1** ist die Grundwasserströmung aus Überlagerung von Grundwasserstrom und Brunnen in der Draufsicht dargestellt. Man erkennt, daß der Brunnen infolge seiner Förderung den Grundwasserabstrom auf eine Breite B_{BR} erfaßt, während außerhalb dieses Bereiches verlaufende Fließwege zwar noch verändert (gekrümmt) werden, aber nicht mehr in den Brunnen einmünden.

Die **Erfassungsbreite B_{BR}** eines Brunnens im Grundwasserstrom kann für diesen Grundfall bei einer Entnahmemenge Q_{BR} ebenfalls einfach ermittelt werden über die Beziehung, welche

sich aus dem Abstrom über eine beliebige Breite B des Grundwasserstromes Q_{GS} ergibt. Für den Fall $Q_{BR} = Q_{GS}$ wird B_{BR} zu B .

$$Q_{GS} = k_f \cdot m \cdot B \cdot I$$

$$B_{BR} = \frac{Q_{BR}}{k_f \cdot m \cdot I}$$

Ein wesentlicher Punkt ist dabei die sogenannte **"Untere Kulmination"** (A), die die Grenze des Brunneneinzugsbereiches nach Unterwasser darstellt. Der Abstand l_u ergibt sich zu

$$l_u = \frac{Q_{BR}}{k_f \cdot m \cdot I} \cdot \frac{1}{2\pi}$$

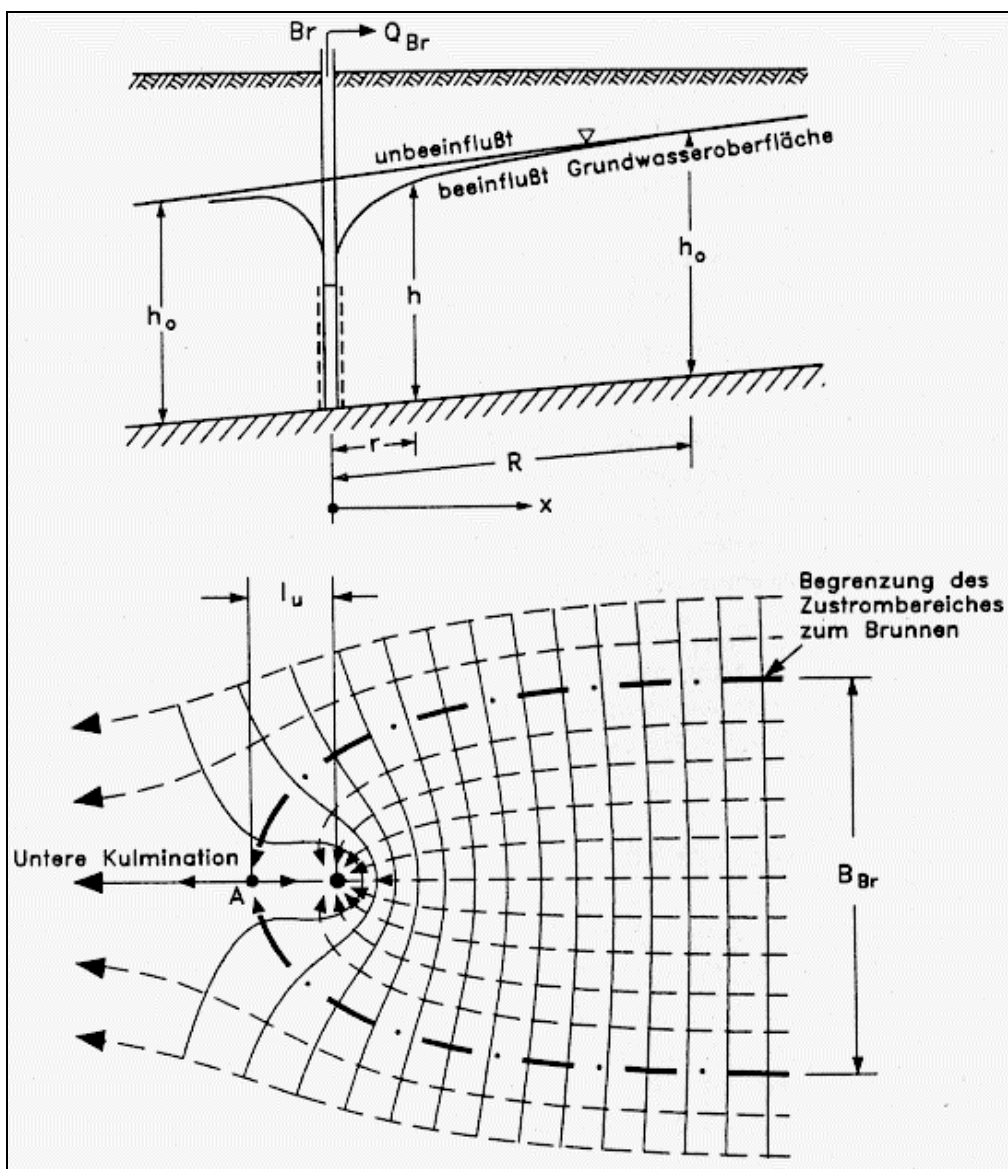


Abb. 4.2-1 Zuflussverteilung zum Einzelbrunnen in natürlicher Grundwasserströmung (nach DVWK 58/1, 1982)

Flächenhafte Anwendungsmöglichkeiten

Wenn der Grundwasserabstrom auf größere Breite oder in verschiedenen Bereichen verunreinigt ist, müssen oft verschiedene Einzelbrunnen oder auch eine Reihe von Brunnen quer zum Grundwasserabstrom angeordnet werden. Im Beispielfall auf Abb. 4.2-2 reichte der Einsatz einzelner Brunnen für die Erfassung der bereits flächig ausgebreiteten Kontaminationsfahne nicht mehr aus. Zum Schutz der im Grundwasserabstrom betriebenen Trinkwassergewinnungen wurde daher eine zusätzliche Absperrbrunnengalerie quer zum großräumigen Grundwasserzustrom eingerichtet. Dadurch konnte der Gesamtbereich mit möglichem verunreinigtem Zustrom erfaßt werden.

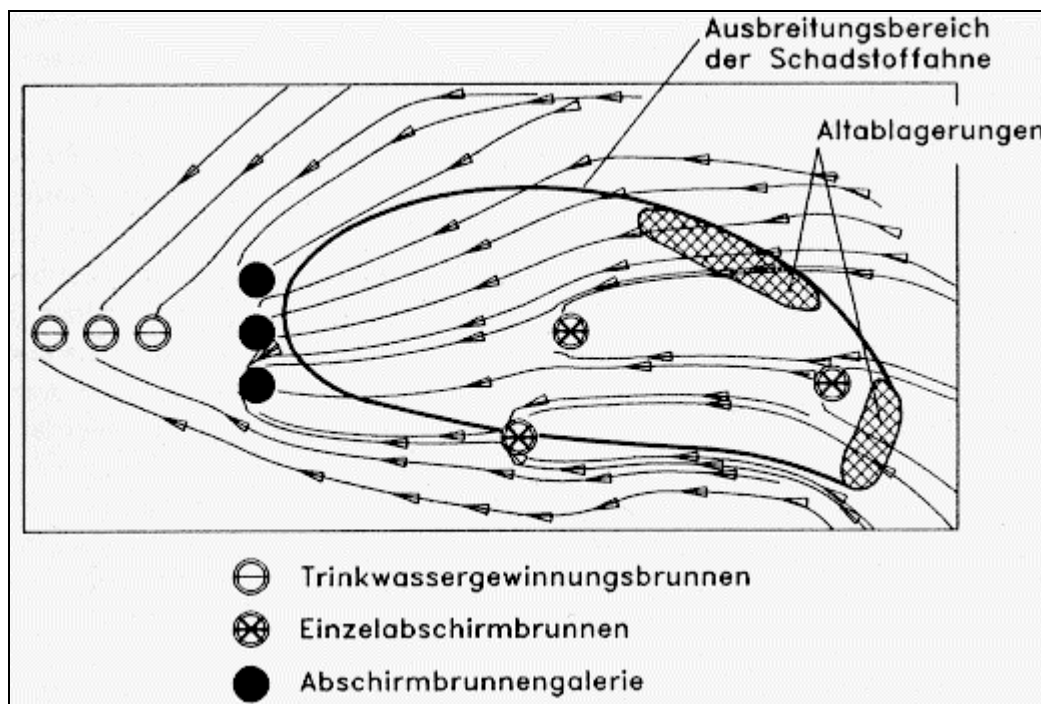


Abb. 4.2-2 Erfassung einer flächenmäßigen Grundwasserkontamination durch kombinierten Einsatz von Einzelbrunnen und Brunnenreihe

Tiefenmäßige Anwendungsmöglichkeiten

Die spezielle Eignung von Brunnen als hydraulische Anlagen zur Sanierung von Grundwasserunreinigungen ist auch in der Möglichkeit ihres tiefendifferenzierten Einsatzes zu sehen. Dies kommt der vielfach vorliegenden natürlichen Untergrundstruktur von Lockergesteinsablagerungen entgegen, die immer mehr oder weniger ausgeprägte Tiefenschichtungen von unterschiedlich durchlässigen Sedimenten aufweisen.

Zur Veranschaulichung der hydraulischen Wirkung von vertikalen Grundwasserentnahmen in unterschiedlichen Tiefenbereichen ist in Abb. 4.2-3 eine Serie von schematischen Konstellationen in einem uneinheitlich geschichteten Untergrund in Vertikalschnitten einander gegenübergestellt. Man erkennt daraus die prinzipiell unterschiedliche Auswirkung von Entnahmen in spezieller Tiefe auf die Zuströmung aus verschiedenen Tiefenbereichen in Abhängigkeit von der Dichtheit der jeweiligen Zwischenschichten. Aus diesen Schemabildern ist zu erkennen, daß die Anwendung von hydraulischen Maßnahmen (hier Entnahmen) sorgfältig nach Tiefenlage und Förderhöhe den jeweiligen Gegebenheiten anzupassen sind. Andernfalls kann

möglicherweise nur eine Erfassung einer in bestimmtem Tiefenbereich vorliegenden Kontamination oder auch eine Verschleppung der Verunreinigung in andere, bisher unbelastete Grundwasserbereiche zustande kommen.

Die in den Strömungsbildern dargestellten Potentiallinien geben einen jeweils einheitlichen Potentialunterschied in Richtung der Grundwasserströmung wieder. Dementsprechend ist aus der Form der mit den eingetragenen Fließwegen (Stromlinien) gebildeten krummlinigen Rechtecke erkennbar, welche anteiligen Mengenflüsse auf welchen Wegen stattfinden. Bei gleicher Seitenlänge in Fließrichtung zeigt ein Rechteck mit der halben Seitenlänge in Querrichtung auch die Hälfte des Durchflusses gegenüber einem Quadrat (gleiche Seitenlänge in Längs- und Querrichtung) an.

Gegenüber den bisher beschriebenen hydraulischen Einwirkungen auf meist im Wasser gelöste Verunreinigungen im Grundwasserbereich, d. h. im wassergesättigten Untergrund, kann beispielsweise über Brunnen auch eine Auswaschung und Erfassung von Untergrundverunreinigungen im ungesättigten Bereich über der Grundwasseroberfläche vorgenommen werden. Die Möglichkeit, bei der der Schadstoff über Infiltration von Wasser von der Geländeoberfläche aus (oder aus oberflächennahen Leitungen) im Bereich der Verunreinigung ausgewaschen und einem darunter erzeugten Brunnenzustrom zugeführt wird, ist bereits in Abb. 3.2-10 skizziert. Hier ist natürlich besonders zu beachten, daß der Absenktrichter bzw. der Einzugsbereich des Brunnens den gesamten Schadens- und Versickerungsbereich erfaßt. Außerdem ist sicherzustellen, daß die Maßnahme nicht durch zwischengeschaltete dichtere Schichten verhindert oder wesentlich beeinträchtigt werden kann.

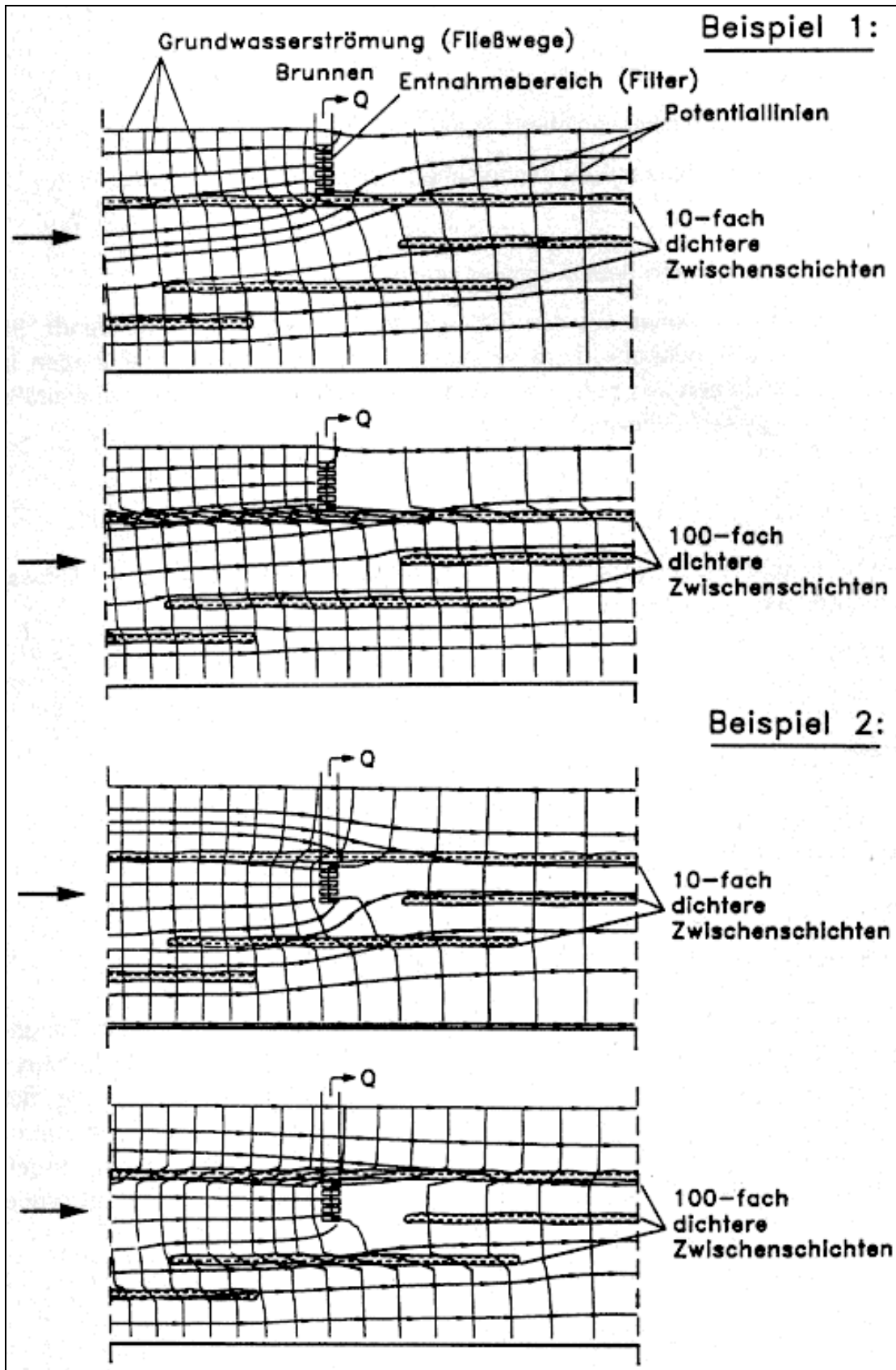


Abb. 4.2-3 Modellmäßig untersuchte Zuströmung zu tiefendifferenzierten Brunnenanlagen im geschichteten Untergrund

4.2.2.2 Bauformen

Im allgemeinen werden folgende Arten von Brunnen eingesetzt:

Schachtbrunnen

Schachtbrunnen sind gekennzeichnet durch:

- Entnahme des Bodens mit bautechnischen Verfahren (Schachten)
- Großer Durchmesser
- I. a. wegen des hohen Bauaufwandes nur geringe Tiefe

Bei Sanierungsmaßnahmen werden Sie, wie auch sonst, kaum angewandt. Ihr Einsatz ist auf oberflächennahe Grundwasserbereiche beschränkt. Beschrieben ist der Einsatz von Schächten aus porösem (körnigen) Beton bei Mineralölschadensfällen zur kombinierten Wasser-/Ölfassung.

Vorteile

- Großer Durchmesser, damit auch für aufwendige Installationen, z. B. Ölfassungseinrichtungen, geeignet
- Begehrbar

Nachteile

- Aufwendige Erstellung (viel Bodenaushub, Wasserhaltung, ggf. Verbau)
- Nur oberflächennah einsetzbar

Kleinkalibrige Brunnen ohne Kiesschüttung/Rammbrunnen

Bei dieser Art von Brunnen werden im allgemeinen keine oder nur kleinkalibrige Bohrungen niedergebracht und Brunnenrohre aus Stahl oder Kunststoff eingeführt bzw. eingetrieben. Üblicherweise stellen die unteren Brunnenrohre Filterrohre dar, darüber folgen Vollrohre. Üblicherweise finden Kunststoffbrunnenrohre oder Stahlrammfilter, die von den verschiedensten Herstellern und z. T. auch in Baumärkten angeboten werden, Anwendung. Ihr Haupteinsatzgebiet ist die Wasserhaltung bei Baugruben.

Vorteile

- Kostengünstig; schnell, einfach und auch an unzugänglichen Stellen (z. B. in Gebäuden) einzurichten.

Nachteile

- Wegen kleiner Durchmesser i. a. keine Tauchpumpen einsetzbar,
- Nur bei geringen Flurabständen einsetzbar, da i. a. nur Betrieb mit Saugpumpe möglich, wobei häufig das Brunnenrohr selbst die Förderleitung darstellt.
- Wegen begrenzter Wirksamkeit größere Anzahl erforderlich
- Wegen Fehlens einer Filterschicht häufig Mitförderung von Feinteilen bzw. Sand
- Meist nur für zeitlich eng begrenzten Einsatz geeignet

Bohrbrunnen

In ein stehendes, meist verrohrtes Bohrloch werden üblicherweise Brunnenrohre (Filterrohre, Steigrohre, Material entsprechend Brunnen ohne Kiesschüttung) eingebracht, und in dem für eine Absaugung vorgesehene Tiefenbereich mit einer Filterkies- bzw. Filtersandschüttung umgeben. In den darüberliegenden Bereich wird ein dichtendes Material eingefüllt. Der Ausbau an der Erdoberfläche kann überflur oder unterflur erfolgen. Üblicherweise wird als Oberflächenabschluß eine Betonschüttung eingebracht. Bohrbrunnen können hinsichtlich ihrer Ausbauparameter (Tiefe, Durchmesser, Filtermaterial) sehr variabel gestaltet werden. Bohrbrunnen werden i. a. mit standardisierten Verfahren und Materialien eingerichtet. Bezüglich näherer Einzelheiten sei auf die entsprechende Fachliteratur, z. B. BIESKE, 1992, verwiesen.

Als speziell für den Einsatz bei verunreinigtem Grundwasser geeignet werden u. a. folgende Filter aus HDPE angeboten:

- Geschlitzte Filter (diverse Hersteller)
- Filter aus mehrlagigem HDPE-Maschengewebe (Firma Konrad Stückerjürgen KG, Rietberg - Varensell)
- Poröse Filter aus gesintertem HDPE-Granulat (Firma Schumacher Umwelt- und Trenntechnik GmbH, Crailsheim)

Vorteile

- Gezielte Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten (Untergrund, Belastung) sowie die angestrebten Strömungsverhältnisse möglich

Nachteile

- Teurer als geschlitzte PVC-Rohre

4.2.2.3 Nutzung als Infiltrationsorgane

Infiltrationsbrunnen sind vor allem sinnvoll und wirtschaftlich, wenn

- eine Infiltration auf engem Bereich erfolgen soll,
- der Flurabstand ausreichend groß ist, um einen Aufstau im Brunnen zu ermöglichen,
- die Infiltration über einen gewissen Tiefenbereich oder in größerer Tiefe stattfinden soll,
- ein tiefen- und untergrundangepaßter Ausbau wegen uneinheitlichen Untergrundaufbaues erforderlich ist,
- der Brunnen ggf. auch zeitweise oder abwechselnd als Entnahmebrunnen betrieben werden soll.

Vorteile

- Die tiefenmäßige Festlegung und Abgrenzung der Infiltration,
- die gute Steuerbarkeit,
- die (begrenzte) Regenerierbarkeit bei nachlassender Leistung infolge Ablagerungen und Verstopfung,
- die Möglichkeit wechselnden Betriebes.

Nachteile

- Relativ hoher Ausbauaufwand gegenüber anderen Infiltrationsorganen,
- nur punktweise Infiltration mit notwendigem hohem Aufstau im Brunnen,
- unsichere Dauerleistungsfähigkeit.

4.2.3 Gräben und Leitungen - flächenmäßige Anlagen

4.2.3.1 Wirkungsweise und Anwendungsmöglichkeit

Gräben und Dränageleitungen (oder Sickerleitungen) stellen im Gegensatz zu Brunnen horizontal flächig oder linienförmig ausgedehnte Anlagen mit begrenzter Tiefenwirkung dar. Das grundlegende **Wirkungsprinzip** ist in **Abb. 4.2-4** für Gräben und Leitungen dargestellt.

In **Abb. 4.2-5** ist eine modellmäßig erzeugte Veranschaulichung der Zuströmung zu einem Graben (Leitung), der quer zum Grundwasserabstrom verläuft, in einem tiefreichend einheitlichen Grundwasserbereich (Teilbild a) und in einem geschichteten Grundwasserbereich (Teilbild b) wiedergegeben. In diesen Fällen eines relativ flachen Grabens (rd. 3 m tief bei einer Gesamtmächtigkeit der obersten Schicht von 12 m), mit einer Absenkung von ca. 40 cm gegenüber dem natürlichen Grundwasserabstrom mit einer Filtergeschwindigkeit von rd. 1 m/d, ergibt sich bei homogenem Untergrund (Teilbild a) eine gleichmäßige Tiefenerfassung des Zustromes etwa bis zur 6,5fachen Grabentiefe. Im geschichteten Fall stellt dabei allerdings eine relativ gut durchlässige obere Zwischenschicht (etwa 10fach dichter) nur ein geringes Hindernis dar. Eine dichtere Schicht (Teilbild b) verhindert jedoch eine Durchsickerung von unten zum Graben unter entsprechenden Bedingungen. Die Zuflußerfassung beschränkt sich dann lediglich auf den oberen Grundwasserleiter, wobei sie auf rd. 70 % gegenüber dem homogenen Ausgangsfall (Teilbild a) zurückgeht. Somit ist ein unerwünschter Abzug von Wasser aus dem nächst tieferen Stockwerk bei Vorliegen einer entsprechenden deutlich dichteren Zwischenschicht in einem Graben vermeidbar, während der gesamte oberflächennahe Zustrom erfaßt werden kann.

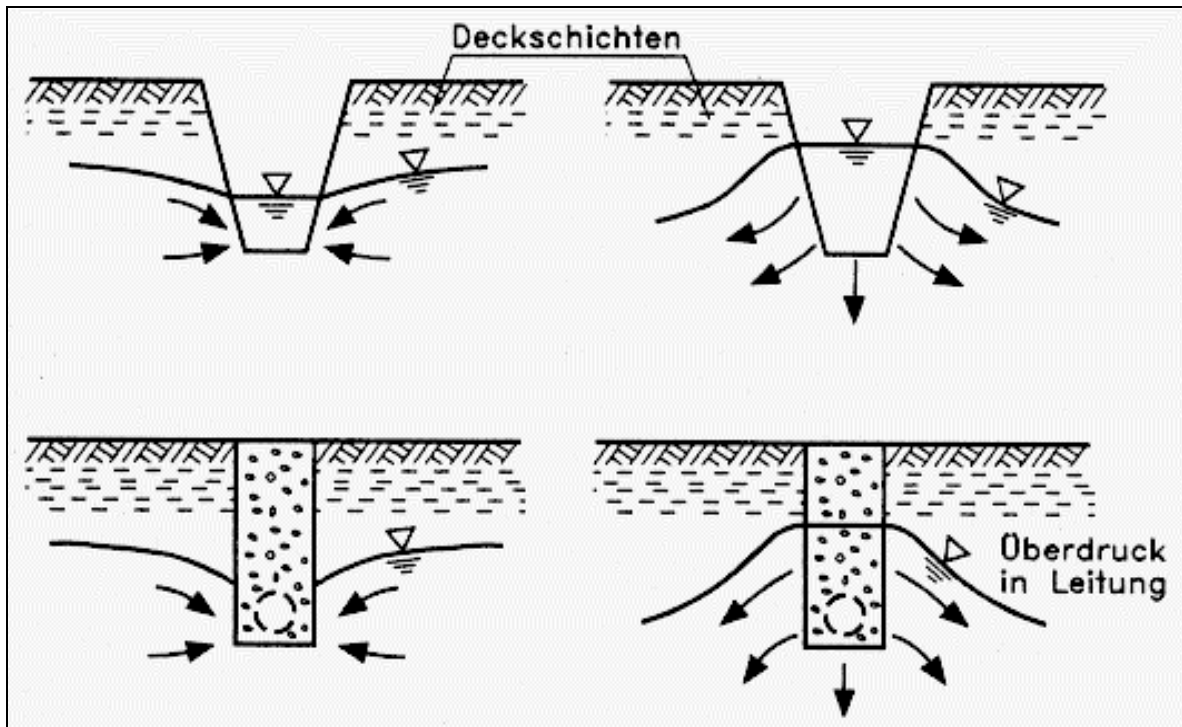


Abb. 4.2-4 Zu- und Versickerung bei Gräben und Sickerleitungen (Prinzipskizze)

Die aus bautechnischen Gründen hohen Kosten tieferer Anlagen beschränken die Anwendung meist auf flachere Grundwasserbereiche und geringeren Flurabstand.

Wenn beispielsweise längs eines Verkehrsweges oder einer Abwasser- oder Produktenleitung eine streckenförmige Verunreinigung vorliegt, kann das Abfangen mit einem Graben oder einer Sickerleitung vorteilhaft sein.

Ein weiterer Fall wäre der oberflächennahe, flächig verteilte Abzug z. B. ölverunreinigten Wassers in einem Werksgelände (z. B. ehemaliges oder noch betriebenes Raffineriegelände). In allen solchen Fällen ist ein Wasserabzug mit geringer Absenkung aber weiträumiger Wirkung notwendig.

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, durch Kombination von Gräben mit seitlichen Dichtwänden, die je nach Aufgabenstellung unterschiedlich tief sein können, die Wirkung von Gräben zu modifizieren.

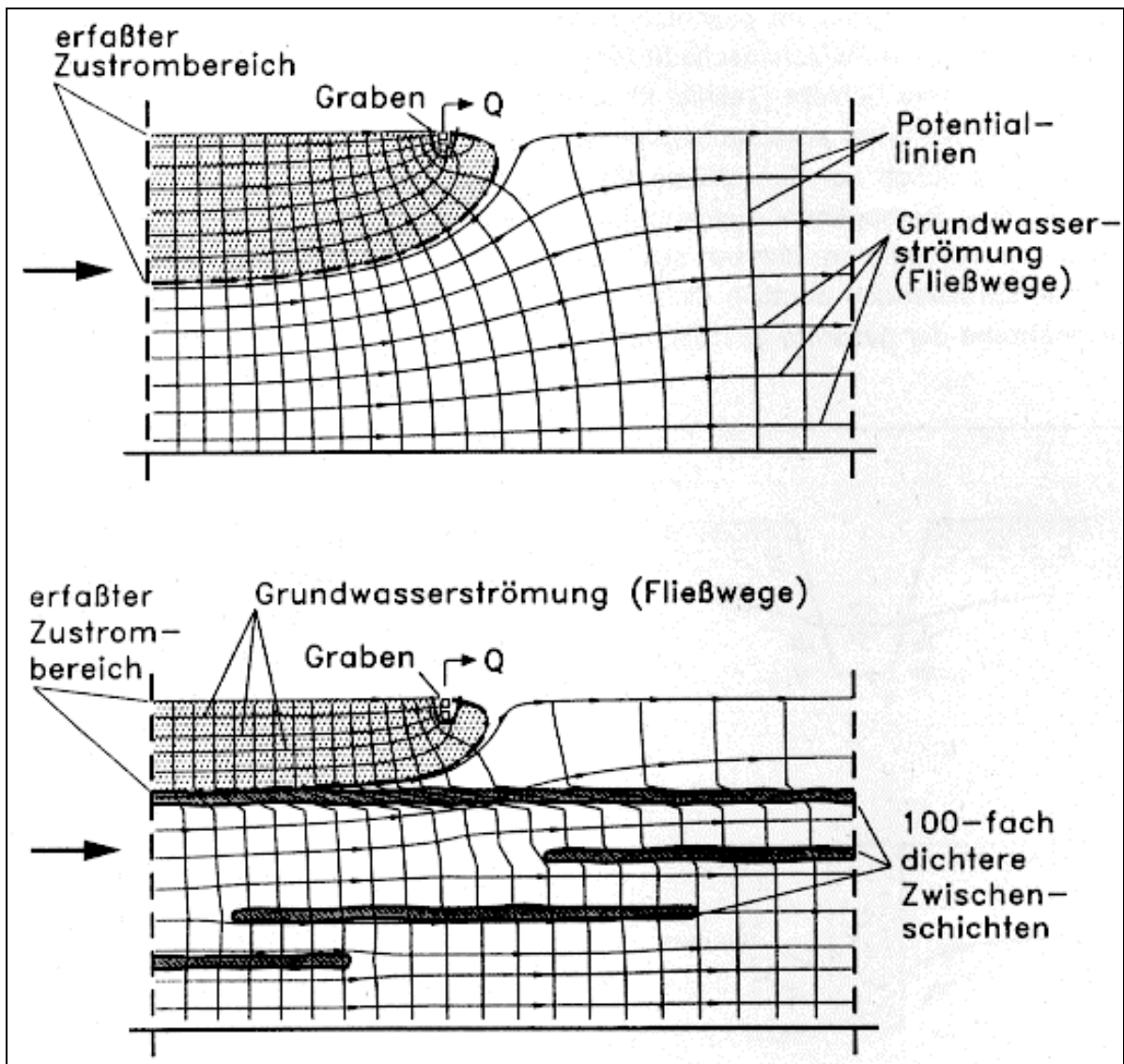


Abb. 4.2-5 Modellmäßige Untersuchung der Zuströmung zu einem Graben im ungeschichteten und geschichteten Untergrund

4.2.3.2 Bauformen

Offene Gräben

Offene Gräben stellen die einfachste Bauform horizontaler hydraulischer Anlagen dar.

Vorteile

- Gräben sind leicht maschinell herstellbar
- Gräben sind gut kontrollierbar
- Gräben sind leicht zu reinigen

Nachteile

- Offene Gräben sind für den Abzug verunreinigten Grundwassers wegen leichter Zugänglichkeit und eventueller Geruchsbelästigung ungünstig
- Infolge notwendiger seitlicher Abböschung hoher Flächen- und Erdaushubbedarf auch schon bei geringer Tiefe
- Ausbaunotwendigkeit zur seitlichen Sicherung
- Rasche Verkrautung wegen direktem Luft- und Klimazutritt

Es ist aus den Anmerkungen leicht erkennbar, daß offene Gräben nur in wenigen Fällen vorteilhaft sind.

Abgedeckte Gräben

Eine Alternative wären abgedeckte Gräben mit vertikalen Wänden, die aber aufwendig ausgebaut werden müßten, was zumindest bei etwas größerer Tiefe (einige Meter) kaum wirtschaftlich tragbar wäre.

Sickerleitungen/Dränagen

Sie müssen prinzipiell die gleichen technischen Bedingungen erfüllen wie offene Gräben, wobei sie zwar vertikale Wände aufweisen können, die aber gegebenenfalls beim Ausbau aufwendig abgestützt werden müssen. Nach Verlegung der Leitung (im Kiesbett oder Sandbett) werden die Leitungsgräben mit Stützmaterial aufgefüllt und sind damit abgedeckt. Die Leitungsrohre können bei geringer Tiefenlage und fehlenden oberflächigen Verkehrslasten aus dem umfangreichen Angebot von Dränrohren ausgewählt werden. Sicker- und Dränageleitungen können heute vielfach von verschiedenen Firmen mit entsprechenden Geräten auch direkt in einem Arbeitsgang verlegt werden.

Vorteile

- Nicht offen zugänglich
- Nicht direkt klimatisch beeinflußt
- Keine Dauersicherung erforderlich

Nachteile

- Nicht mehr direkt zugänglich und kontrollierbar
- Nur bedingt zu reinigen (nur die Leitung)
- Erstellung je nach Tiefe aufwendig

Horizontalbrunnen

Es handelt sich dabei um einen Brunnenschacht mit seitlich vorgetriebenen Brunnenfilterrohren. Der Ausbau kann sowohl mit als auch ohne Filterkiesummantelung der Filterrohre erfolgen. Die herkömmlichen Horizontalbohrverfahren (vgl. NOLD, 1989) werden horizontal von einem tiefreichenden Schacht ausgeführt. Neuere Verfahren, wie sie in der grabenlosen Rohrverlegung eingesetzt werden, weisen eine variable Richtungssteuerung auf und können dadurch neben anderen Vorteilen weitgehend von der Erdoberfläche aus niedergebracht werden.

Bei dem entsprechenden Verfahren der FlowTex GmbH, Ettlingen, wurde eine Technik zur Installation von Filtern aus porösem HD-PE-Material entwickelt (SASS, BAYER, 1993).

Vorteile

- Gute Flächenwirksamkeit wie bei sonstigen horizontal linienförmigen Anlagen
- Geringer Platzbedarf an der Oberfläche, somit auch auf intensiv genutzten Geländen einsetzbar.

Nachteile

- Aufwendiges Spezialverfahren zur Einrichtung
- Hohe Kosten

4.2.3.3 Versickerung über Gräben und Leitungen

Gräben und Leitungen können zur Versickerung im gesättigten und ungesättigten Bereich eingesetzt werden. Es muß eine ausreichende Einsickerungsfläche zur Verfügung stehen, da eventuell mit Ablagerungen und Sohlabdichtungen zu rechnen ist. Auch im Versickerungsfall überwiegen die Vorteile der Sickerleitungen, da sie tieferreichender ausgebaut und mit durchlässigem Stützmaterial aufgefüllt werden können.

Eine Alternative mit möglicherweise höherem Wirkungsgrad stellen hier die **Sickerschlitzgräben** dar.

Ihr prinzipieller Aufbau ist aus **Abb. 4.2-6** für einen Beispielfall erkennbar. Eine Anpassung an die jeweiligen örtlichen Gegebenheiten ist erforderlich.

Die Wandflächen werden wegen des geringeren Wasserdruckes und der längeren Sickerwege schwächer beaufschlagt als die Sohlfläche, nehmen aber am Sickervorgang teil.

Sickerschlitz kommen vor allem in Frage bei höheren Flurabständen und notwendiger Platzersparnis gegenüber Versickerungsflächen und Sickerbecken. Sie können auf beliebiger Länge errichtet werden (meist in Teilabschnitten).

Neuerdings ist unter günstigen Bedingungen auch ihre direkte Herstellung in einem Arbeitsgang mit einer Schlitzfräse möglich. Von einzelnen Fällen liegen für die Leistungsfähigkeit solcher gefräster Schlitzte auch für mittlere Betriebsdauern schon günstige Erfahrungen über die Versickerung von Wasser mit Trinkwasserqualität vor.

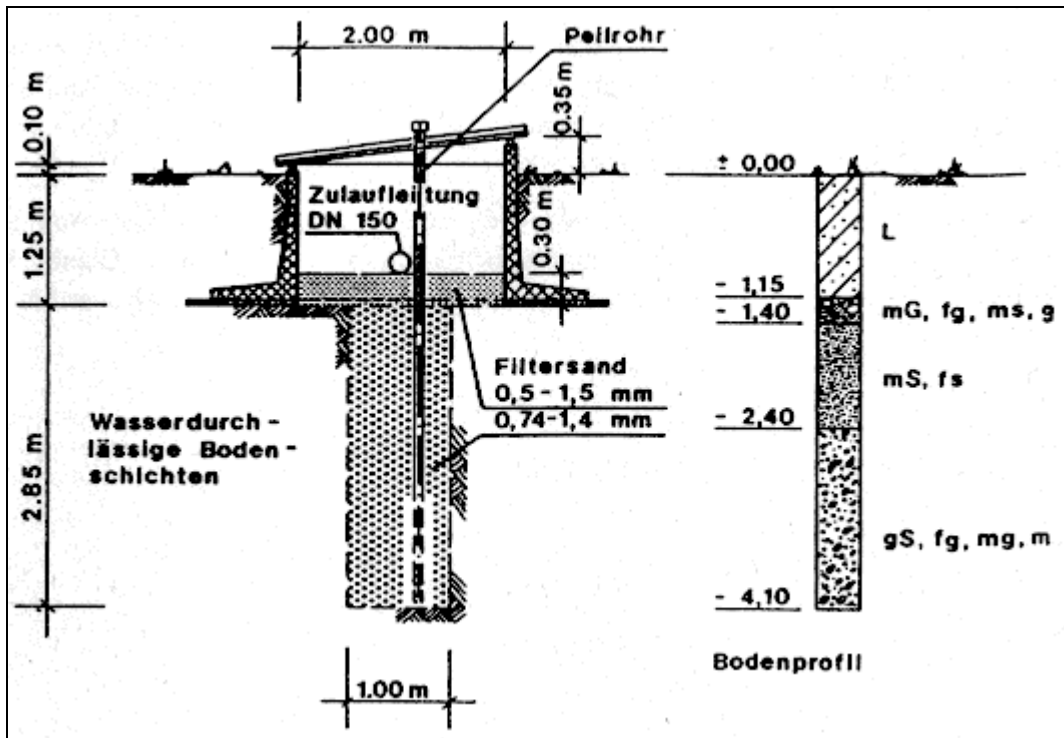


Abb. 4.2-6 Sickerschlitzgraben am Wasserwerk Rasseln der Stadtwerke Mönchengladbach (nach HANTKE, RUTTEN, 1986)

Vorteile von Schlitzgräben

- Tieferreichenderes Versickerungssystem als einfache Gräben
- Wandflächen der Schlitze theoretisch vergleichbar mit großen Versickerungsflächen an der Oberfläche
- Gegen Witterungseinflüsse günstig zu schützen (ggf. mit Wärmedämmung (Heizung))
- Gute Zugänglichkeit für Kontrolle/Wartung/Reinigung

Nachteile

- Aufwendige Herstellung
- Geringe Regenerierungsmöglichkeit im Schlitzbereich
- Schwer abzuschätzende Dauerleistungsfähigkeit, außer bei sehr geringer Beaufschlagung

4.2.4 Sickerflächen und Sickerbecken

Diese traditionelle Variante der künstlichen Versickerung kann natürlich auch im Rahmen hydraulischer Sanierungen angewandt werden. Sie erlaubt einen flächenhaften Wassereintrag bei nicht zu hoher Beaufschlagung und ist vor allem auch wieder bei geringem Flurabstand einsetzbar.

Bei dichten Deckschichten müssen diese abgehoben werden, was den Bau eines Sickerbeckens mit entsprechenden Randabsicherungen zur Folge hat. Dieses kann dafür bei Bedarf und je nach Ausbau auch mit einem Überstau betrieben werden.

Vorteile

- Bei Sickerflächen relativ wenig Aufwand
- Gute Kontrollierbarkeit
- Gute (maschinelle) Reinigungsmöglichkeit
- Günstiger flächenhafter Wassereintrag

Nachteile

- Großer Flächenbedarf
- Offen gegen Klimaeinflüsse und Zugänglichkeit
- Ggf. aufwendigere Baumaßnahmen bei Becken

4.2.5 Grundwasserzirkulationsbrunnensysteme

Grundwasserzirkulationsbrunnen werden im Gegensatz zu den übrigen in vielfältigen Kombinationen und Systemteilen angewandten herkömmlichen Anlagen als getrennte und selbständige Sanierungsanlagen angeboten.

Dabei werden derzeit unterschiedliche Verfahren und Anlagen bzw. Varianten angeboten und eingesetzt. Diese haben auf die hydraulischen Vorgänge außerhalb des Brunnens praktisch keinen unterschiedlichen Einfluß und können in dieser Hinsicht als gleichartiges hydraulisches Wirkungssystem angesehen werden (vgl. Ziffer 3.2.4.3).

Angebotene Systemvarianten sind beispielsweise

1. der **Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB)** der Firma Industrie-Engineering-GmbH (IEG) in Reutlingen
2. der **Hydro-Airlift-Brunnen (HAB)** der Firma Ed. Züblin AG, Stuttgart
3. Brunnen mit Luft- oder Pumpenantrieb zur Erzeugung der Zirkulationsströmung im Untergrund mit unterschiedlichen in-situ Reaktoren (im Brunnen) bzw. on-site Reaktoren (außerhalb des Brunnens) zur Aufbereitung unterschiedlich kontaminierter Wässer (derzeit angeboten von IEG, Reutlingen und teilweise von Fa. Santec, Berlin).

Die angebotenen Systeme sind rechtlich unterschiedlich geschützt. Vor ihrer Anwendung sollten daher unbedingt bestehende Patentrechte berücksichtigt werden.

Für die Systeme gelten folgende Grundcharakteristiken:

1. Beim **UVB** wird über dem Grundwasserspiegel im Innern des Brunnens ein **Unterdruck** erzeugt, der einerseits zur Anhebung des Wassers, andererseits zu einem Luftaustritt aus einem unter den Wasserspiegel geführten Luftzufuhrrohr (mit Düsenplatte) führt. Dadurch stellt sich mit aufsteigenden Luftblasen eine Bewegung von Wasser und Luft im Brunnen ein. Innerhalb des Wasser-Luft-Gemisches erfolgt ein intensiver Übergang von im Wasser gelösten leichtflüchtigen Stoffanteilen in die Luftphase. Die mit Fremdstoffen beaufschlagte Luft wird abgesaugt und gereinigt. Das Wasser strömt infolge Schwerkraftwirkung durch eine vorgesehene Filterfläche des Brunnens nach außen in den umgebenden Grundwasserbereich. In der Prinzipskizze/**Abb. 4.2-7** (verändert nach Systemskizze GfS mbH) ist der Aufbau eines Grundtyps dieses Brunnensystems dargestellt, wobei zur Unterstützung des Wassertransportes im Brunnen eine zu-

sätzliche Wasserpumpe eingebaut und der Brunnen durch eine Trennplatte zwischen Wassereintrittsbereich und Belüftungs- und Wasseraustrittsbereich aufgeteilt ist. Vom Patentinhaber (IEG, Reutlingen) und der GfS mbH, Kirchheim unter Teck werden eine Reihe von Varianten dieses Brunnen systems und seiner Einsatzmöglichkeiten angeboten.

2. Im Fall des **HAB** wird im Unterschied zum UVB kein Unterdruck erzeugt, sondern bei prinzipiell ähnlichem Aufbau des Brunnen durch ein Zuleitungsrohr unter den Brunnenwasserspiegel Luft mit **Überdruck** eingepreßt. Die eingeführte Luft führt infolge ihres Auftriebes zu einem ähnlichen Transporteffekt wie beim UVB (Air-Lift-Effekt), so daß auch hier eine Strömung von Wasser und Luft zustande kommt. Ebenfalls findet in dem ausgeprägten Wasser-Luft-Gemisch ein Übergang im Wasser gelöster leichtflüchtiger Stoffe in die Luftphase statt. Die mit Fremdstoffen beaufschlagte Luft strömt nach oben ab und das Wasser tritt auch hierbei über eine vorgesehene Filterfläche in den umgebenden Grundwasserbereich. Zur Vermeidung starken Luftaustrages mit dem Wasser infolge des unter Überdruck betriebenen Systems sind noch gewisse Umlenkungs- und Beruhigungseinrichtungen vorhanden. Eine Prinzipskizze des Züblin-Brunnen ist in **Abb. 4.2-8** wiedergegeben.

Die **Unterschiede der beiden Verfahrensprinzipien** liegen hauptsächlich in der Luftzuführung mit Unterdruck oder Überdruck. Ob dabei ein unterschiedlicher Ausgasungsablauf mit unterschiedlicher Intensität zustande kommt, kann aus bisherigen Untersuchungen nicht endgültig festgestellt werden. Beide Verfahren erbrachten unter entsprechenden Bedingungen eine hohe Ausgasungswirkung mit ausgeprägter Abreicherung von leichtflüchtigen Bestandteilen im durch den Brunnen transportierten Wasser. Möglicherweise wird die günstigere Verdampfungswirkung des UVB beim HAB durch etwas höheren Energieeintrag ausgeglichen.

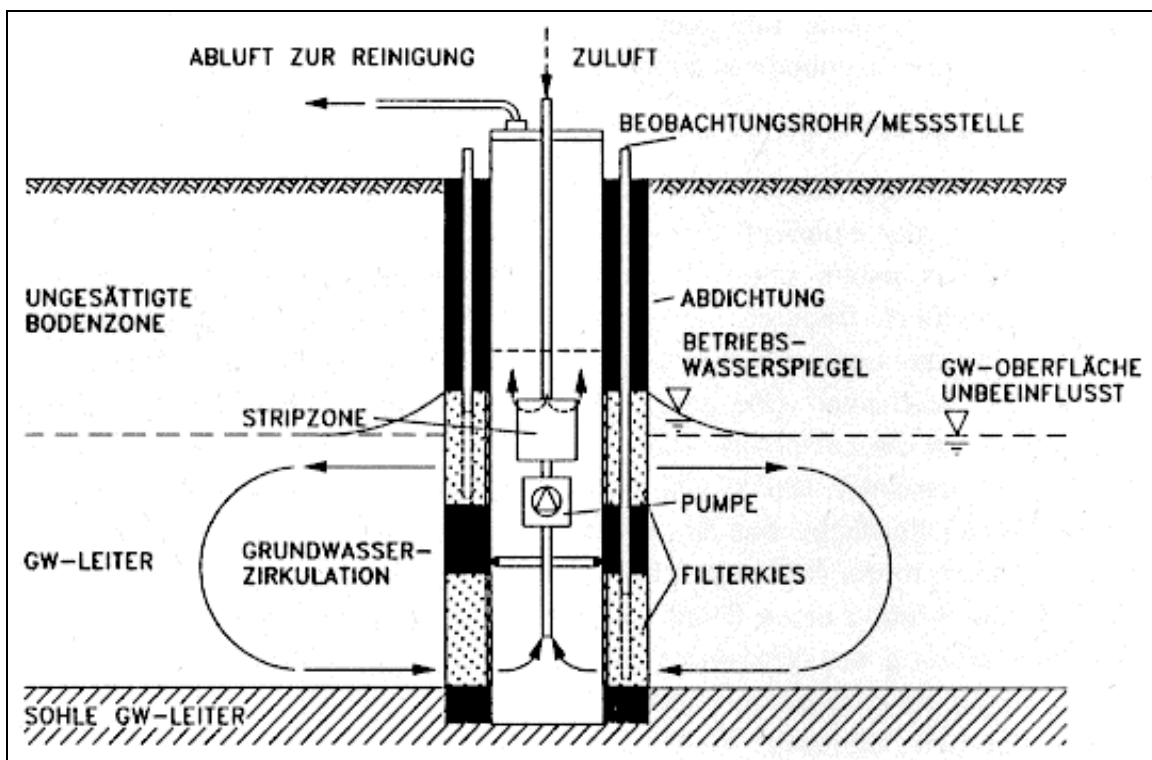


Abb. 4.2-7 Schemaskizze eines Unterdruckverdampfer-Brunnen (UVB) mit eingebauter Trennplatte und Pumpe (verändert nach Firmenprospekt der GfS mbH, 1992, IEG-Verfahren)

Unterschiede beider Verfahren liegen andererseits bei der Abluft und bei der Abluftkonditionierung. Die beim UVB angebotenen Varianten des Brunnensystemes sind außerdem für eine Anpassung an veränderte Untergrund- und Verunreinigungsbedingungen geeignet und meist bereits an Referenzprojekten erprobt.

So kann beispielsweise

- eine Variante des Brunnens auch mit umgekehrter Zirkulation betrieben werden,
- der Einbau verschiedener Reinigungsanlagen (z. B. von Biofiltern) zur Beseitigung auch anderer Grundwasserverunreinigungen (z. B. Triazine) im UVB erfolgen. Erste Erprobungsergebnisse hierzu wurden vorgelegt (BÜRMANN et al., 1992).

3. Die unter dieser Gruppe zusammengefaßten Anlagen bzw. Varianten gehen von **allgemeineren Sanierungsmöglichkeiten** des im Brunnen aufgenommenen, kontaminierten Wassers aus, wobei eine Unterdruckbildung oder Lufteinblasung nicht unbedingt einbezogen sein muß. Zumindest der Wassertransport erfolgt durch eine eingebaute Pumpe, die auch für die Erzeugung und Aufrechterhaltung der Zirkulationsströmung im Untergrund verantwortlich ist. Die Möglichkeit einer brunneninternen Behandlung des Wassers (in-situ) oder einer Herausführung des geförderten Wassers an die Geländeoberfläche und dortige, beliebig umfangreiche Reinigung (on-site) mit anschließender Wiederrückleitung ist damit gegeben.

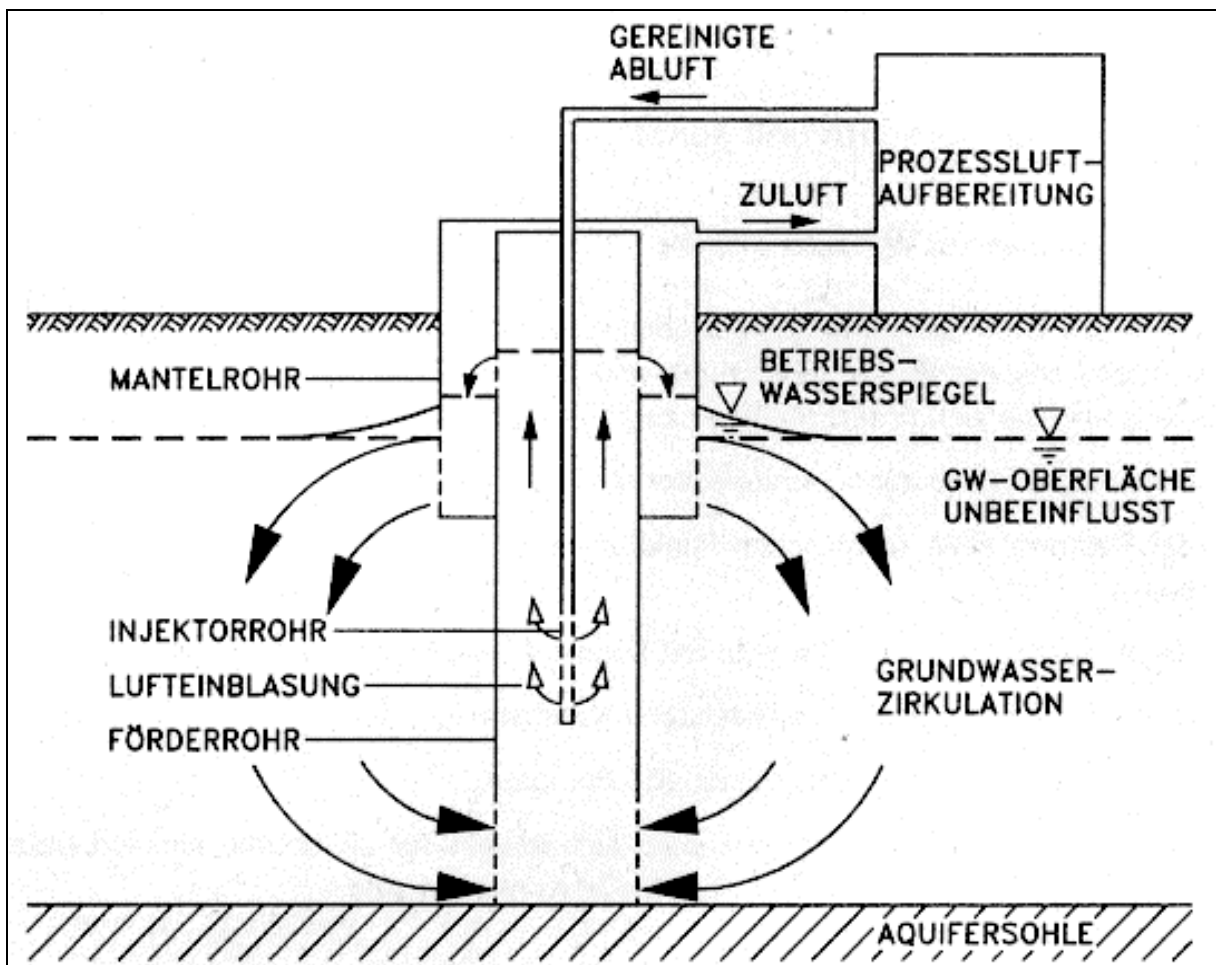


Abb. 4.2-8 Hydro-Airlift-Brunnen der Ed. Züblin AG

Ob die bei anderen Verfahren in besonderen, über Gelände angeordneten Anlagen ablaufenden, häufig sehr raumintensiven Abreinigungsvorgänge auch im räumlich begrenzten Brunnenraum ausreichend stattfinden können, bedarf mit Sicherheit weiterer Untersuchungen. An der Geländeoberfläche sind je nach Bedarf und vorhandenem Platz auf jeden Fall alle Möglichkeiten einer sachgerechten Aufbereitung des Wassers gegeben.

Unter diesen Bedingungen liegt eine eindeutige Trennung des hydraulisch wirksamen Zirkulationssystems im Grundwasserbereich und der notwendigen Reinigung des kontaminierten Wassers vor. Das Prinzip der Grundwasserzirkulation mit der Erzeugung günstiger Strömungsbedingungen im Untergrund, die unter Umständen wesentlich zu einer besseren Erfassung von Kontaminationsanteilen im Untergrund und Grundwasser beitragen, ist dabei auf jeden Fall nutzbar.

Allerdings erfordern die komplexen Strömungsvorgänge im Umfeld solcher Brunnenanlagen, die durch normale Uneinheitlichkeiten im Untergrundaufbau schon zu Abweichungen vom theoretischen Grundfall führen, sehr gründliche Voruntersuchungen und noch vielfältige weitere Betriebsuntersuchungen dieser durchaus interessanten Systeme. Darüber hinaus bedürfen natürlich auch die Effektivitäten im Innern der Brunnen dringend noch weiterer Klärung hinsichtlich der Vermeidung von Durchschlagseffekten, vor allem bei der Propagierung dieser Brunnen als Gesamtsanierungssysteme.

4.2.6 Pumpaggregate und sonstige Systemkomponenten

4.2.6.1 Pumpen zur Wasserentnahme

Als **Pumpen zur Wasserentnahme** stehen ebenfalls eine Vielzahl standardisierter Anlagentypen aus der Wassergewinnung und Wasserhaltung zur Verfügung. Beispielsweise lassen sie sich unterscheiden nach:

- der relativen Lage zum Grundwasser (z. B. U-Pumpen, Saugpumpen),
- der Bauform bzw. technischen Funktion (z. B. Kreisel-, Membran-, Schlauchpumpen),
- der Antriebsart (z. B. elektrisch, mit Druckluft, Dieselmotor),
- eingesetztem Material (z. B. Edelstahl, Kunststoff),
- Regelbarkeit (z. B. frequenzgesteuerte Pumpen).

Die verschiedenen Pumpentypen eignen sich jeweils für bestimmte Einsatzbereiche, so daß keine generellen Vor- bzw. Nachteile zu nennen sind.

4.2.6.2 Phasenfassungssysteme

Zur Förderung von sich in den Entnahmeanlagen durch Wasserentnahme sammelnden aufschwimmenden organischen Phasen ist der Einsatz spezieller **Phasenfassungssysteme** anzustreben, da die Belastung des ablaufenden Wassers kleiner ist als bei nachgeschalteten Phasenabscheidern.

Bei einer gemeinsamen Förderung erfolgt in den Pumpen eine intensivste Wasser/Phasenmischung mit einer Aufsättigung des Wassers mit gelösten bzw. emulgierten Phasenteilen.

Phasenfassungssysteme lassen sich hinsichtlich Ihres Funktionsprinzipes unterscheiden nach

- Skimmersystemen, basierend auf der unterschiedlichen Oberflächenspannung von Phase und Wasser gegenüber dem Fördermedium (Skimmerband, -kordel),
- Scavenger- bzw. Schwimmersysteme, basierend auf dem Dichteunterschied von Wasser und organischer Leichtphase.

(Anmerkung: Die Begriffsdefinitionen gelten für die marktgängigen Grundwassersysteme. Sie sind nicht allgemeingültig. So gibt es z. B. für Gewässer auch Schwimmersysteme, die als "Skimmer" bezeichnet werden.)

Skimmersysteme

Das Funktionsprinzip zeigt die **Abb. 4.2-9**.

- Das Fördermedium (Band, Kordel) durchläuft den oberen Grundwasser- bzw. Phasenbereich.
- Organische Phase lagert sich an und wird mit dem Medium nach oben gefördert und
- in einem Separator abgestreift, in dem zudem eine zusätzliche Schwerkraftabscheidung Öl/Wasser erfolgt.

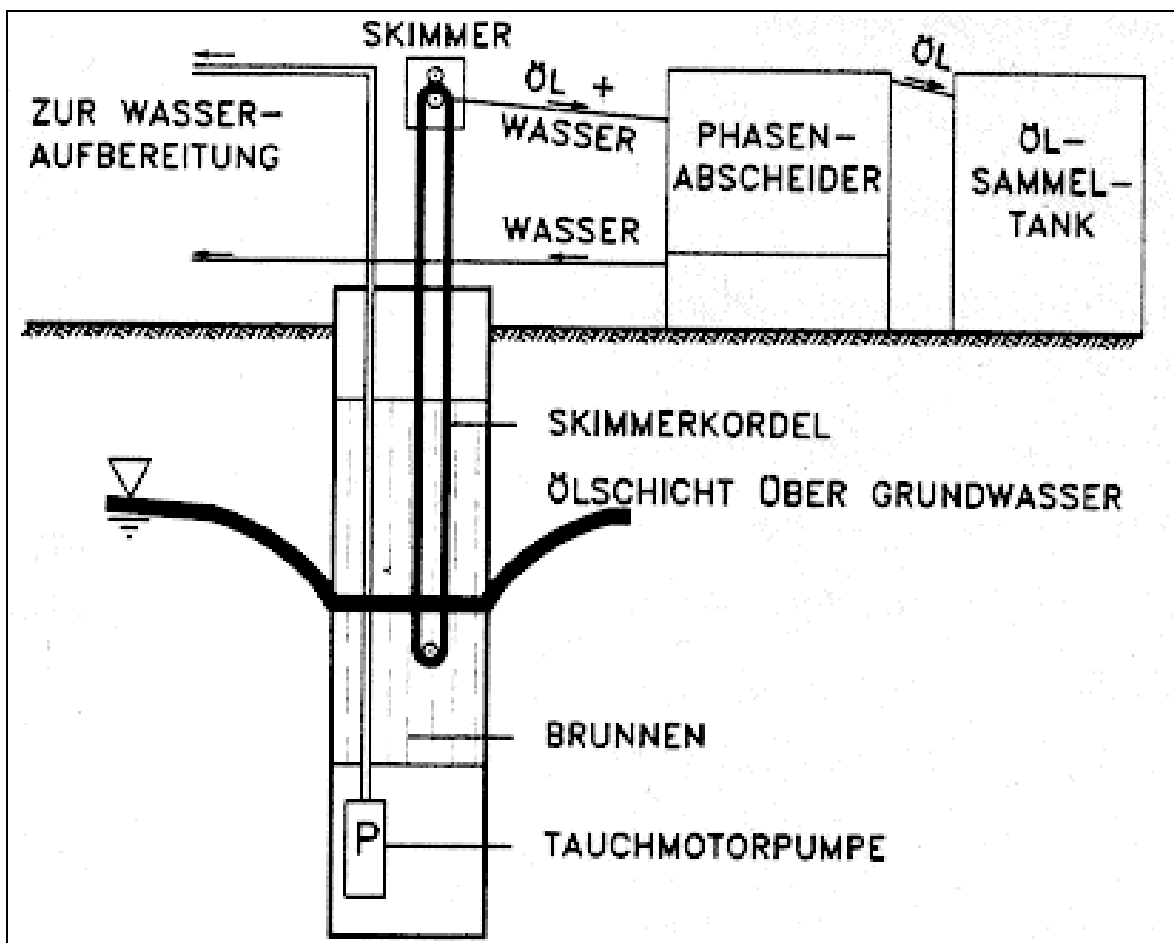


Abb. 4.2-9 Fassung einer organischen Leichtphase mit einem Skimmersystem

Eine größere Verbreitung weist derzeit das MOPMATIC-WRINGER-System der Firma Oel-Nolte, Hemer, auf.

Skimmersysteme benötigen im allgemeinen großdimensionierte Fassungsanlagen, z. B. Brunnendurchmesser von mindestens DN 400.

Scavenger - bzw. Schwimmer-Systeme

Bei diesen wird der Ansaug- bzw. Eintrittsbereich eines Phasensystems aufgrund des Dichteunterschiedes so gesteuert, daß er die Leichtphase erfaßt. Durch spezielle Filterelemente im Eintrittsbereich kann der Wasserzulauf zusätzlich verhindert werden (Ölfilterpumpe der BGT GmbH, Stuttgart).

Die am Markt angebotenen Systeme, z. B.

- Ölfilterpumpe der BGT GmbH, Stuttgart,
- Ölabschöpfsystem der Preussag Anlagenbau GmbH, Darmstadt,
- Ölabsauganlage der Prantner Verfahrenstechnik GmbH, Reutlingen,

unterscheiden sich z. B. hinsichtlich der Plazierung und Art der Pumpe sowie der Systemsteuerung.

Für nähere Informationen sei auf die Hersteller bzw. Anbieter verwiesen. Diese Systeme sind auch in schlankerer Bauweise (Durchmesser ab ca. 100 mm) erhältlich und können somit auch in kleiner dimensionierten Brunnen bzw. Grundwassermeßstellen eingesetzt werden.

Die Eignung für einen Schadensfall sollte bei allen Systemen mit den Anbietern diskutiert und ggf. getestet werden.

4.2.6.3 Sonstige Anlagenteile

Bei hydraulischen Sanierungsverfahren kommen üblicherweise folgende sonstige Anlagenteile zur Anwendung:

- Leitungen unterschiedlicher Dimensionen und Materialien
- Meßtechnik, insbesondere zur
 - Wassermengenerfassung (Wasserzähler)
 - Wasserstandsmessung (z. B. Drucksonden)
- Regel- bzw. Steuerungstechnik, z. B.
 - Durchflußregleinrichtungen (Schieber, Hähne)
 - Frequenzsteuerungen für Pumpen
 - Niveausteuerungen
- Probenahmestellen
- Sicherheitstechnik, z. B.
 - Rückflußverhinderer
 - Ex-Schutz-Einrichtungen
- Einhausung
- Energieversorgung

Eine ausführliche Darstellung entsprechender Anlagenteile ist an dieser Stelle nicht möglich.

4.3 Pneumatische Verfahren

4.3.1 Beschreibungsprinzipien

Je nach Verfahren kommen bestimmte Kombinationen von Anlagen zur Anwendung. Nachfolgend werden diese gemäß folgenden Kriterien beschrieben:

- Technischer Aufbau
- Spezielle Eigenheiten und Wirkungsweise
- Spezieller Einsatzbereich
- Vor- und Nachteile

4.3.2 Bodenluftfassungsanlagen

Im allgemeinen werden folgende Arten von **Bodenluftfassungsanlagen** eingesetzt (Abb. 4.3-1):

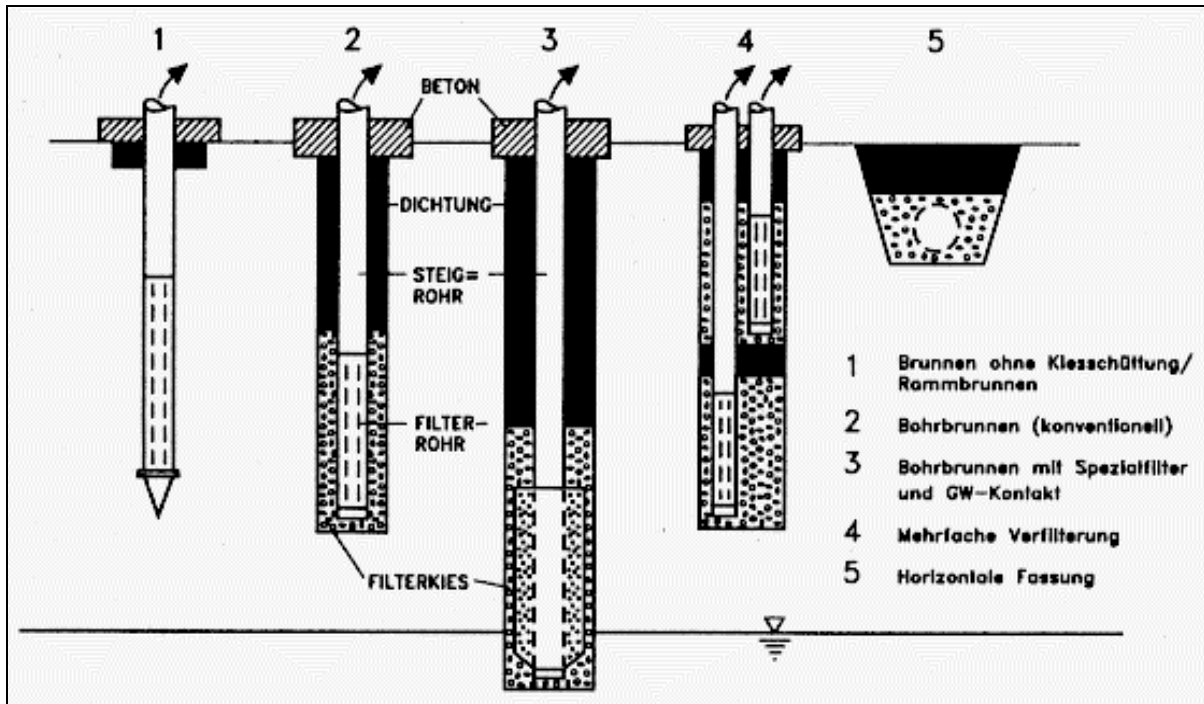


Abb. 4.3-1 Bodenluftfassungsanlagen

Allgemein haben sämtliche Fassungsanlagen das Ziel, einen möglichst ungehinderten Übertritt von Luft aus dem Boden in das Leitungssystem zu ermöglichen.

Hierzu sind hinsichtlich Material- und Konstruktionseigenschaften insbesondere folgende Aufgaben zu erfüllen:

- Mechanische Stabilität gegen den Überlagerungsdruck des Bodens
- Verhinderung des Eindringens von Bodenteilchen; diese Filterwirkung ist abhängig von der Weite der Eintrittsöffnungen, i. a. Schlitze oder Maschen; die Filterwirkung kann durch die Ausbildung einer Filterkiesschicht zwischen der eigentlichen Fassungseinrichtung und dem anstehenden Untergrund zusätzlich beeinflusst werden
- Möglichst geringer Widerstand gegen die Luftströmung; dies wird durch einen möglichst großen offenen Anteil der Außenfläche bewirkt
- Stabilität gegen chemische Angriffe

Brunnen ohne Kiesschüttung/Rammbrunnen

Bei dieser Art von Brunnen werden im allgemeinen keine oder nur kleinkalibrige Bohrungen niedergebracht und Brunnenrohre aus Stahl oder Kunststoff eingeführt bzw. eingetrieben. Überlicherweise stellen die unteren Brunnenrohre Filterrohre dar, darüber folgen Vollrohre. Üblicherweise finden Kunststoffbrunnenrohre für Grundwassermeßstellen DN50 oder Stahl-

rammfilter, die von den verschiedensten Herstellern und z. T. auch im Baumärkten angeboten werden, Anwendung. Noch nicht beschrieben ist die Anwendung von Filtern aus Kunststoff-Filter-Gaze, wie sie in der Grundwasserhaltung bei sehr feinkörnigem Untergrund eingesetzt werden (z. B. OTO-Filter der Fa. Pollmann Grundwasser-Absenkungstechnik, Bremen). Nach Herstellerangaben weisen diese eine 10mal größere Filterdurchlässigkeit gegenüber herkömmlichen Filtern bei Maschenweiten bis 0,26 mm auf.

Dieser Brunnentyp wird häufig als Dauergasmeßstelle eingerichtet und bei geeignetem Untergrund aus Kostengründen anschließend für Absaugmaßnahmen eingesetzt. Die Anlagen eignen sich vorwiegend bei oberflächennahen Verunreinigungen und gut durchlässigen Böden.

Vorteile

- Kostengünstig
- Schnell, einfach und auch an unzugänglichen Stellen (z. B. in Gebäuden) einzurichten

Nachteile

- Gezieltes Einbringen von Filter- oder Dichtungsschichten kaum möglich; somit keine wirksame Tiefenbegrenzung des Ansaugbereiches
- Geringe Oberflächen strömungstechnisch ungünstig; erhöhtes Risiko für höhere Staub- und Wassergehalte in der Absaugluft

Bohrbrunnen

In ein stehendes, meist verrohrtes Bohrloch werden üblicherweise Brunnenrohre (Filterrohre, Steigrohre, Material entsprechend unverfilterten Brunnen) eingebracht, und in dem für eine Absaugung vorgesehene Tiefenbereich mit einer Filterkies- bzw. Filtersandschüttung umgeben. In dem darüberliegenden Bereich wird ein dichtendes Material eingefüllt. Der Ausbau an der Erdoberfläche kann überflur oder unterflur erfolgen. Üblicherweise wird als Oberflächenabschluß eine Betonschüttung eingebracht. Bohrbrunnen können hinsichtlich ihrer Ausbauparameter (Tiefe, Durchmesser, Filtermaterial) sehr variabel gestaltet werden.

Vorteile

- Gezielte Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten (Untergrundverhältnisse, Belastungsverteilung) möglich.

Nachteile

- Höhere Kosten als Brunnen ohne Kiesschüttung

Spezialfilter

Auf dem Markt werden auch speziell für die Bodenluftabsaugung geeignete bzw. entwickelte Brunnenfilter angeboten. Diese sind insbesondere durch große Eintrittsoberflächen gekennzeichnet.

Der sogenannte **Doppelmantelfilter** der Fa. IEG, Reutlingen (laufendes Patentverfahren), ist durch einen Aufbau aus einem gelochtem Innenzylinder und einem Außenzylinder aus Sieb-

gewebe gekennzeichnet. Durch große Eintrittsoberfläche und eine spezielle Porengeometrie der Bauteile soll eine gleichmäßige laminare Strömung erzielt werden, durch die u. a. der Gehalt an Fein- und Wasserteilchen in der abgesaugten Luft verringert werden soll. Bei Anwendungen im Bereich der Grundwasseroberfläche wird seitens des Entwicklers eine Belüftung des Grundwassers entsprechend der coaxialen Grundwasserbelüftung befürwortet.

Der Filter **AQUA-23**, vertrieben durch die Konrad Stükerjürgen KG, Rietberg-Varensell, ist gekennzeichnet durch ein mehrlagiges Filtergewebe unterschiedlicher Maschenweite und große Eintrittsfläche (ca. 23 %). Durch eine an den Untergrund angepasste Auswahl des Feingewebes soll ein Verzicht auf eine ausgeprägte Filterkiesschüttung möglich sein.

Ein Filter aus porösem **Polyethylen** wurde von der Fa. Schumacher Umwelt- und Trenntechnik GmbH, Crailsheim, entwickelt und mehrfach erprobt (SASS, FRANK, BRUCKNER, 1993).

Vorteile

Wie genannt.

Nachteile

Höhere Investitionskosten gegenüber konventionellen PVC-Filtern

Mehrfache Verfilterung

Die mehrfache Verfilterung ist eine spezielle Form des Bohrbrunnens mit mehreren, tiefendifferenziert angeordneten Brunnenrohren innerhalb eines Bohrloches. Tiefendifferenzierte Brunnen können prinzipiell

- gleichzeitig als Saugbrunnen mit ggf. unterschiedlicher Förderleistung,
- mit nur einer aktiven Filterstrecke (ggf., z. B. bei stark schwankenden Grundwasserständen, zeitlich wechselnd) sowie
- kombiniert als Luftzufuhr und Absaugbrunnen genutzt werden.

Als eine spezielle Bauform mehrfacher Verfilterung werden beim Verfahren der "Bodenluftkreislaufführung System IEG" statt normaler Filterrohre zwei Doppelmantelfilter eingesetzt, wobei der obere Doppelmantelfilter eine gesonderte Durchführung für die Steigleitung des unteren Doppelmantelfilters besitzt (vgl. **Abb. 3.3-5**).

Horizontale Fassung

Horizontale Fassungen sind ähnlich wie ein Dränsystem bzw. eine horizontale Wasserfassung aufgebaut. In einem Graben wird ein kiesummanteltes Filterrohr verlegt und der Filterbereich mit einem dichten Material überdeckt. Sie werden insbesondere bei oberflächennahen Schadensfällen oder geringen Flurabständen des Grundwassers eingesetzt. Horizontale Fassungen sind mit einem flächigen, größeren Eingriff in die Erdoberfläche verbunden. Sie können damit auf intensiv genutzten oder überbauten Geländen kaum eingesetzt werden. Derzeit laufen Entwicklungen zum Einsatz von Horizontalbohrverfahren bzw. -brunnen, die diesen Nachteil nicht aufweisen (vgl. Ziff. 4.2.3.2).

Vorteile

- Günstige Erfassung größerer Bereiche
- Große Oberfläche auch bei geringer Einbautiefe
- Nur eine Absaugstelle auf einer größeren Fläche
- Geringere Unterdrücke notwendig

Nachteile

- Durch große Fläche des Baubereichs an der Erdoberfläche erhöhte Gefahr von Luftkurzschlüssen
- Kleinräumige Differenzierung und Optimierung des Bodenluftabsaugbetriebs nicht möglich
- Schwierigere Integration in intensiv genutzte und überbaute Betriebsgelände

4.3.3 Luftzufuhranlagen

Für **Luftzufuhranlagen** eignen sich im allgemeinen dieselben Anlagentypen wie für Bodenluftfassungsanlagen. Weiterhin können nach oben offene, kiesverfüllte Bohrungen oder Schlitzgräben eingesetzt werden. Insbesondere bei höheren Einblasdrücken kommen häufig Rammfilterbrunnen aus Stahl zum Einsatz. Es können wechselweise dieselben Anlagen im Laufe einer Sanierung sowohl als Lufteinblas- als auch als Bodenluftfassungsanlagen verwendet werden.

4.3.4 Saug- bzw. Druckluftaggregate

Saugaggregate

Aggregate zum Absaugen von Bodenluft müssen folgende Widerstände überwinden:

- Saugseitig den Widerstand des Bodens und des Fassungssystems. Die sich aufbauenden Differenzdrücke sind sehr variabel und vom Untergrund abhängig.
- Druckseitig den Widerstand der Aufbereitungsanlage. Dieser ist bei den typischerweise eingesetzten Aktivkohlefiltern vergleichsweise deutlich geringer. Die erforderlichen Druckdifferenzen sind meist kleiner als 20 mbar.

Bei pneumatischen Verfahren werden für die Bodenluftabsaugung üblicherweise folgende Typen von Saugaggregaten angewandt (LFU-BW, 1990):

- **Ventilatoren**
Arbeiten nach dem Ventilatorprinzip und sind meist auf mittlere bis große Luftdurchsätze bei geringen Druckdifferenzen ausgelegt.
- **Seitenkanalverdichter**
Arbeiten nach dem Impulsprinzip und sind für mittlere Volumenströme und Druckdifferenzen geeignet. Sie werden sehr häufig eingesetzt, da sie ein breites Einsatzspektrum besitzen.
- **Vakuumpumpen**
Vakuumpumpen, z. B. Drehschieberpumpen, können sehr große Druckdifferenzen er-

zeugen. Meist finden nur Pumpen mit geringen Volumenströmen Anwendung, da hohe Unterdrücke nur bei sehr geringen Luftdurchlässigkeiten in feinkörnigen Boden angewandt werden.

Die Abhängigkeit des Volumenstroms von der erzeugten Druckdifferenz einer Pumpe wird in den jeweiligen Pumpenkennlinien beschrieben. Normalerweise sind die Aggregate in ihrer Leistung nicht steuerbar. Einzelne Anbieter von Sanierungsanlagen, z. B. die Fa. TRIPLAN, Mönchsdeggingen, bieten optional Ausrüstungen mit Frequenzsteuerungen an, die eine Leistungsregelung von 40 bis 120 % der Nennleistung ermöglichen.

Druckluftaggregate

Ventilatoren und Seitenkanalverdichter können zur Drucklufterzeugung für die Bodenluftspülung analog zur Absaugung eingesetzt werden. Bei höheren Druckdifferenzen (feinkörniger Untergrund; In-Situ-Strippung) sind besondere Gebläse bzw. Druckluftpumpen erforderlich. Hierbei ist auf die Erzeugung ölfreier Druckluft zu achten.

4.3.5 Meß- und Regel- bzw. Steuerungstechnik

Zur Steuerung und Überwachung von Sanierungsanlagen sind im allgemeinen folgende Einrichtungen notwendig:

- **Druckmeßgeräte/Vakuummanometer**
- **Druckflußregleinrichtungen** (z. B. Kugelhahnventile) zur Steuerung der Drücke in den einzelnen Brunnen
- **Probenahmestellen zur Entnahme von Luftproben**
Im allgemeinen sind dies mit einem Septum verschlossene Rohrstutzen.
- **Durchflußmeßgeräte** zur Erfassung der Durchflußraten. Hierfür werden häufig - meist je Saugstelle fest installierte - Schwebkörperdurchflußmeßgeräte oder mobile, geeichte Anemometer eingesetzt.
- Mit einem **Thermometer**, z. B. einem Quecksilber- oder Widerstandsthermometer mit einer Genauigkeit von ± 1 K, sollte die Lufttemperatur vor und nach dem Saugaggregat überwacht werden.
- **Luftfeuchtmeßgeräte**
Es sollte die Möglichkeit bestehen, an verschiedenen Stellen im System, insbesondere vor möglicherweise installierten Aktivkohlefiltern, die relative Luftfeuchte, z. B. nach dem psychrometrischen Meßprinzip zu bestimmen. Bei Anwendung anderer Meßverfahren sollte der Gerätehersteller hinsichtlich möglicher Störungen durch Schadstoffe konsultiert werden.
- **Sonstiges**
Darüber hinaus sind anlagen- und anforderungsspezifische Einrichtungen zum Schutz oder zur Steuerung der Anlagen notwendig, wie z. B.
 - Sicherheitsventile (Überdruck- oder Unterdruckbegrenzer)
 - Niveausteuern von Pumpen zur Entleerung des Wasserabscheiders
 - Zeitsteuerungen, z. B. bei Intervallbetrieb bestimmter Komponenten
 - Frequenzsteuerungen für leistungsgeregelte Aggregate

Eine möglichst automatisierte und regelbare Anlage bietet Vorteile hinsichtlich geringeren Überwachungsaufwandes und höherer Variabilität im Sanierungsbetrieb.

4.3.6 Sonstige Anlagenteile

Bei pneumatischen Sanierungsverfahren kommen üblicherweise folgende sonstigen Anlagenteile zur Anwendung:

- **Leitungen**

Abgesaugte Bodenluft muß über Leitungen bzw. Schläuche zu den Absaugaggregaten und von diesen zu einer möglichen Aufbereitungstechnik geführt werden. Sofern Luft eingeblasen wird, ist diese vom Einblasaggregat den einzelnen Einblasbrunnen zuzuführen. Häufig werden Leitungen aus PVC, seltener aus HDPE oder Stahl eingesetzt. PVC-Leitungen sind vergleichsweise kostengünstig, weisen jedoch eine geringere Beständigkeit gegen Licht und Schadstoffe auf.
- **Wasserabscheider**

Abgesaugte Bodenluft weist häufig aufgrund mitgerissener feiner Wassertröpfchen zu hohe Wassergehalte für einen optimalen Betrieb der Abluftreinigung auf. Deshalb kommen spezielle Abscheider zum Einsatz, in denen durch Reduzierung der Fließgeschwindigkeit (z. T. einfache Fässer) und ggf. durch Einbauten (Geflechte, Prallwände) eine Wasserabscheidung bewirkt wird. Sofern höhere Wirkungsgrade notwendig sind, können auch Zentrifugalabscheider eingesetzt werden.
- **Oberflächenabdichtung**

Um die Reichweite bzw. den wirksam durchströmten Bodenbereich von Absaug- und Einblasanlagen zu vergrößern, ist eine Abdichtung der Erdoberfläche über dem Luftstrombereich zu empfehlen. Häufig ist die Erdoberfläche ohnehin durch Gebäude und Fahrbahndecken versiegelt. Sofern dies nicht der Fall ist, können solche Versiegelungen in Form von Dichtungsfolien aus HDPE oder PVC, Asphalt- oder Betondecken aufgebracht werden. Hinsichtlich der Wirkung solcher Abdichtungen ist zu berücksichtigen, daß diese nicht durch Einbringung gut durchlässiger Sand-/Kiesausgleichsschichten unterhalb der Dichtung zunichte gemacht werden darf.
- **Kühlung**

Durch den Absaugvorgang erfährt die Bodenluft nach dem Aggregat eine Erwärmung, die mehrere 10er Grade über dem für eine Aktivkohleaufbereitung erwünschten Bereich von 20 °C bis 35 °C liegen kann. In solchen Fällen ist eine Kühlung erforderlich, die z. B. mittels

 - Luftkühler
 - Wasserkühler

Kühlung integriert in ein System Wasserabscheider/Kontaktwasseraufbereitung (z. B. Firma Prantner GmbH, Reutlingen).
- **Aufheizung**

Bei kühler Witterung kann es zu einer unerwünscht starken Erhöhung der relativen Feuchte im Aktivkohlefilter kommen. Dies kann durch eine Einhausung des Systems mit Heizung oder einem vor die Aktivkohleanlage geschalteten Lufterhitzer verhindert werden.
- **Schalldämpfer**

Kann zur Vermeidung der Lärmbelästigung dem Saugaggregat nachgeschaltet werden.

- **Einhausung**
Häufig werden die Anlagen einer pneumatischen Sanierungsanlage von den Verfahrensanbietern in Containern installiert.

Die angeführten Gerätschaften können im allgemeinen über sämtliche Verfahrensanbieter bezogen werden. Hinsichtlich der Gerätschaften für besondere Verfahren (z. B. Ozonierung) und unterstützende Maßnahmen (z. B. Geoschock) sei für nähere Ausführungen auf die genannten Verfahrensentwickler verwiesen.

4.4 Verfahrenskombinationen

4.4.1 Kombinierte Grundwassererfassungs- und Bodenluftabsaugbrunnen

Brunnen mit getrennter Wasser- und Luftförderung

Für eine Kombination von Bodenluftabsaugung und Grundwasserhaltung an einem Brunnen kann ein konventioneller Brunnen mit folgenden Besonderheiten eingesetzt werden (vgl. Abb. 4.4-1):

- Die Filterstrecke muß nach oben über den abgesenkten Grundwasserspiegel in die ungesättigte Zone reichen
- Die Verbindungen der einzelnen Brunnenrohre müssen luftdicht sein.
- Der Brunnenkopf und die Durchführungen für die erforderlichen Brunneninstallationen (Steigleitungen, Elektrokabel etc.) müssen luftdicht abgedichtet werden.

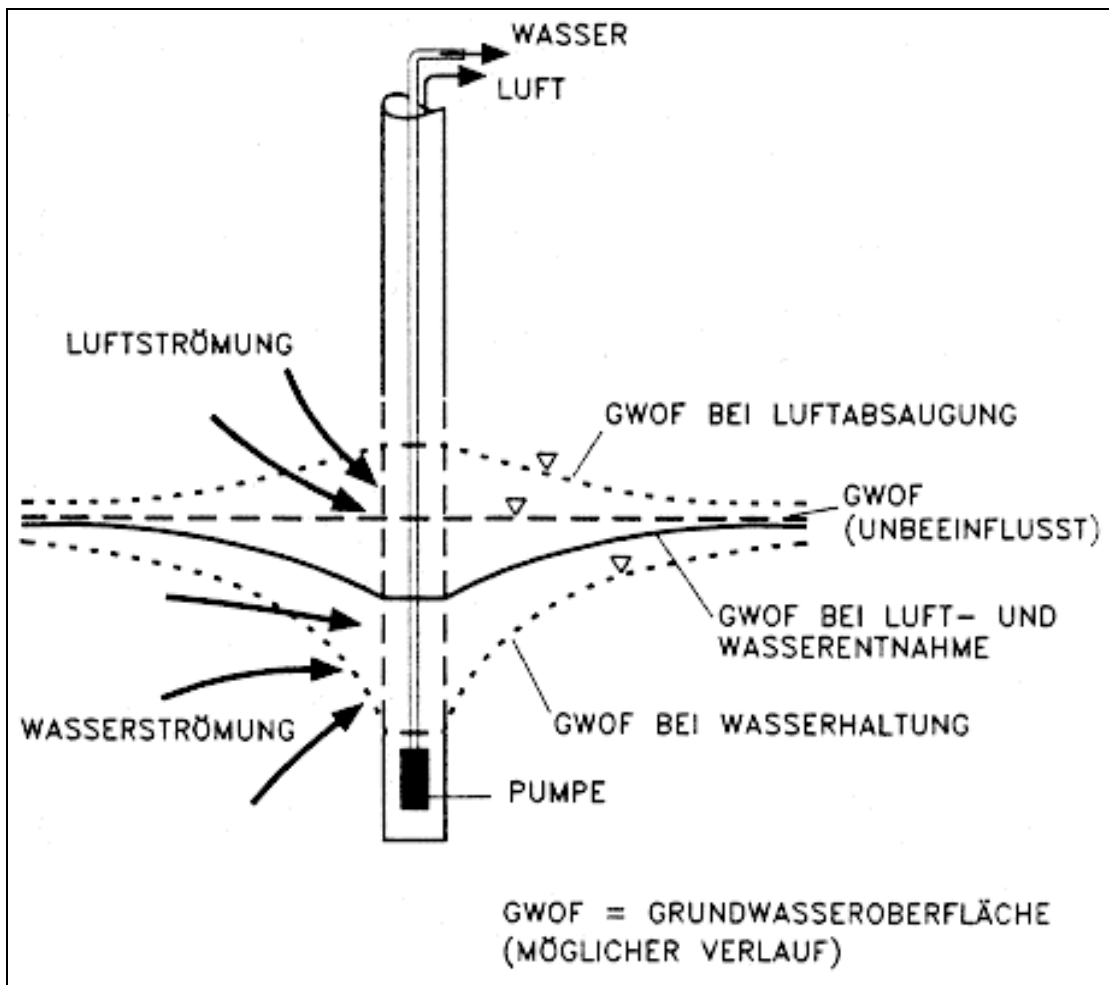


Abb. 4.4-1 Kombiniertes Grundwasser- und Bodenluftbrunnen mit getrennten Luft- und Wasserpumpen (Prinzipische Skizze)

Vorteile

- Günstige Platzierung der Absaugung im Absenktrichter
- Kostenvorteile, insbesondere bei größeren Flurabständen

Nachteile

- An unzugänglichen Stellen schwierig einzurichten
- Erhöhte Gefahr von Luftkurzschlüssen

Vakuumbrunnen

Vakuumbrunnen zur Anwendung des Wellpointverfahrens können als oben beschriebene Kombinationsbrunnen ausgebaut sein, wobei jedoch anstatt der Tauchpumpe das Saugrohr bzw. die Heberleitung im Brunnenrohr mit dem Saugstutzen im Grundwasserbereich installiert ist. Auch können, wie im Bereich der Baugrubenentwässerung, sog. Tiefsaugefilter eingesetzt werden (siehe Abb. 4.4-2). In Abhängigkeit der Untergrundverhältnisse kommen verschiedene Filter- bzw. Einspültechniken zur Anwendung. Teilweise können auch Filterkiesschüttungen eingebracht werden. Nähere Informationen sind den Unterlagen der Hersteller, z. B. Firma DIA, Düsseldorf, oder Fa. Pollmann, Bremen zu entnehmen.

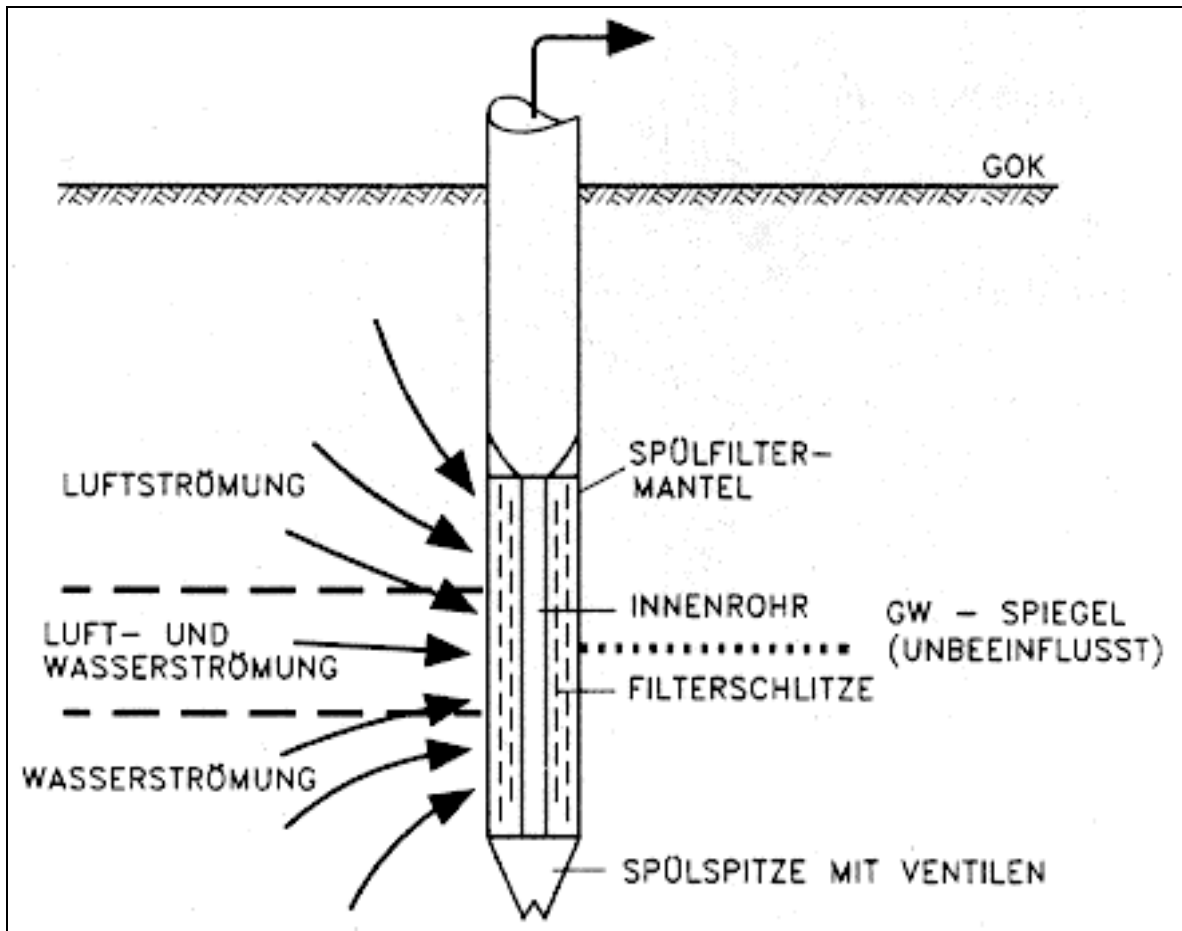


Abb. 4.4-2 Kombinierte Grundwasser- und Bodenluftfassung mit Tiefsaugfilter (Prinzipische Skizze)

Vorteile

- Vergleichsweise günstige Einrichtungskosten je Absaugstelle
- Anwendung auch im Kapillarsaubereich

Nachteile

- Schwierige Anpassung bei stark schwankenden Grundwasserständen
- Erhöhter Energieaufwand
- Größerer Platzbedarf an der Oberfläche für Installationen
- Gezieltes Einbringen von Filter- und Dichtungsschichten kaum möglich; somit keine wirksame Tiefenbegrenzung des Ansaugbereiches.

4.4.2 Koaxiale Grundwasserbelüftung (System IEG)

Dieses Verfahren und die zugehörigen technischen Anlagen wurden bereits im Abschnitt 3.3.6 beschrieben.

4.5 Übersicht, Anbieter und Kosten

4.5.1 Übersicht

Eine **vergleichende Betrachtung** der dargestellten Verfahren bezüglich wesentlicher Kriterien ist in Tabelle 4.5-1 aufgestellt.

Merkmal	Pneumatisch			Kombination		Hydraulisch					
	BL- absaug. (BLA)	BL- spül.	BL- kreis- führung	in- situ- Strip.	koaxiale GW- Belüftung	GW- Fassung +BLA	Well- point- Verf.	GZB (+BLA)	Ent- nahme hor.	Spülung vert.	Schutz- infiltr.
Marktvbreitung und Kenntnisstand hoch	+	+	-	0	-	+	0	0	+	0	0
Stoffmigration gut kontrollierbar	+	+	0	-	-	+	+	0	+	0	-
Aufwand Vorversuche + Überwachung gering	+	0	0	-	-	+	+	-	+	0	-
Einfluß auf Geochemie+ Baugrund vghw. gering	+	+	+	-	-	+	+	0	+	0	0
geeignet bei:											
Belastung in	+	+	+	0	0	0	0	0	-	+	-
- ungesättigter BZ	-	0	0	0	0	+	+	0	0	0	-
- Kappilarsaum	-	-	-	+	+	+	0	+	+	+	+
- GW-homogen	-	-	-	0	0	+	0	-	+	0	+
- GW-tiefendiff.	-	-	-	0	0	0	0	0	+	0	-
Phase auf GW biol./chem. Verf.	0	+	0	0	0	-	-	0	+	+	-
Flurabstand	0	0	-	+	+	+	+	+	+	+	+
- gering	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
- groß	0	+	0	-	-	+	+	+	+	0	0
Bodenaufbau	+	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+
- inhomogen	0	+	0	-	-	+	+	0	+	0	0
- homogen	+	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+

GW = Grundwasser
 BL = Bodenluft
 - = weniger zutreffend
 0 = eingeschränkt zutreffend
 + = zutreffend

Tab. 4.5-1 Vergleichende Betrachtung der Sanierungsverfahren

4.5.2 Anbieter

In der Praxis werden die Leistungen für eine pneumatische und hydraulische Sanierung

- entweder geschlossen von einem Verfahrensanbieter erbracht, einschließlich Lieferung, Installation und Wartung, teilweise auch einschließlich der gutachterlichen Arbeiten,
- oder meist getrennt nach Bohr- bzw. Bauarbeiten (Brunnen etc.) und Anlagentechnik (Aggregate, Meß- und Regeltechnik, Abluftreinigung etc.) vergeben.

Die Bohr- bzw. Bauarbeiten können im allgemeinen von entsprechenden Fachfirmen durchgeführt werden.

Die Marktsituation der Verfahrens- bzw. Anlagenanbieter ist so unübersichtlich und dynamisch, daß hinsichtlich entsprechender Informationen auf entsprechende Übersichten zu verweisen ist, z. B.

- in UMWELTBUNDESAMT, 1992
- Ausstellungskataloge entsprechender Fachmessen, z. B. ENVITEC, WASSER-Berlin
- Marktübersichten von Umweltfachzeitschriften, z. B.
 - "UMWELTMARKT von A - Z" des Umwelt-Magazins, 2jährlich
 - "Handbuch Umwelttechnik" der wlb, 2jährlich

Bei angeführten speziellen Verfahren bzw. Anlagen sind die jeweiligen Hersteller bzw. Anbieter bei den Beschreibungen angeführt. Die Firmen, deren Unterlagen im Rahmen dieses Handbuches ausgewertet worden sind, sind im Literaturverzeichnis unter FIRMENUNTERLAGEN o. J. aufgelistet.

4.5.3 Kosten

Die Höhe der Sanierungskosten wird im wesentlichen durch Art und Umfang des Schadens bestimmt. Kostenvergleiche von Verfahrensalternativen sind schwierig, da neben den Investitionskosten die Effektivität mit daraus resultierenden Unterschieden in Sanierungsdauer und Betriebskosten quantifiziert zu berücksichtigen wäre. Letzteres ist jedoch ohne umfangreiche vergleichende Versuche kaum möglich. Die Tabelle 4.5-2 gibt für den Beispielfall einer kombinierten pneumatischen und hydraulischen Sanierung die Aufteilung der Kosten wieder.

A: Fallbeschreibung		
Standort:	Chemische Werke	
Schaden:	Toluol/Trichlorethen	
Konzentration :	Toluol:	bis 150 mg/l (GW), bis 40 g/cbm (BL)
	Trichlorethen:	bis 1mg/l (GW), bis 0,5 g/cbm (BL)
Volumen Sanierungsgebiet:	ca. 140.000 cbm; Schadenszentrum ca 45.000 cbm	
Hydrogeologie:	Fein/Mittelsand	Flurabstand : 4 m
Sanierungsverfahren:		
- Hydraulische Sanierung mit drei Brunnen und zwei Infiltrationsgräben		
- Bodenluftabsaugung mit acht Absaugbrunnen		
Installierte Leistung:	30 KW	
Wasserdurchsatz:	30 m ³ /h	Sanierungsdauer : 4 Jahre
Luftdurchsatz:	250 m ³ /h	Schadstoffmenge 5500 kg Toluol
B: Kosten		(TDM - netto)
0	Erkundung	300
1	Installationen (Grundwassersanierung)	
1.1	Brunnen und Infiltrationsgräben	217
1.2	Grundwassermeßstellen	103
1.3	Rohrleitungen, Ölabschöpfanlage	150
1.4	Wasseraufbereitung und Abluftreinigung	495
1.5	Ingenieurleistungen	300
2.	Installationen (Bodenluftabsaugung)	
2.1	Absauganlage und Rohrleitungen	40
2.2	Brunnen und Rammfilter	75
3.	Betrieb (einschl. 5-10% für Versuchs- und Optimierungsphase)	
3.1	Elektr. Energie	160
3.2	Chemikalien, Reststoffentsorgung	180
3.3	Abwassergebühren	190
3.4	Personal	210
3.5	Instandhaltung, Wartung	140
3.5	Ingenieurleistungen (Betreuung, Berichte etc.)	320
3.6	Begleitendes Meßprogramm	420
4.	Nachkontrolle (1 Jahr)	175
Summe (TDM) :		3475
Spez.Kosten (DM/m ³)		77
(Schadenszentrum : 45.000 m ³)		

Tab. 4.5-2 Kosten einer kombinierten hydraulischen und pneumatischen Sanierung

5 Auslegung und Leistungsfähigkeit der einzelnen Verfahren

5.1 Allgemeines

Allgemeines Ziel einer Sanierung ist eine möglichst vollständige, effektive und wirtschaftliche Beseitigung der Verunreinigungen bei möglichst geringen Emissionen (im Untergrund und bei der Abluft) und sonstigen Umweltbelastungen (insbesondere Energieverbrauch).

Die konkreten Sanierungsziele, insbesondere die Anforderungen an tolerierbare Restgehalte in den Umweltmedien Wasser, Boden und Luft, sind von den zuständigen Fachbehörden festzulegen.

Erste Hinweise auf die entsprechende Eignung von Verfahren unter den fallspezifischen örtlichen Gegebenheiten sind den Verfahrens- und Anlagenbeschreibungen (Kapitel 3 und 4) zu entnehmen.

Für eine abschließende Beurteilung der Leistungsfähigkeit und Ermittlung von Dimensionsgrundlagen sind in der Regel spezielle Sanierungsuntersuchungen mit Durchführung örtlicher Versuche unerlässlich.

Im Rahmen dieses Handbuches soll in möglichst kurzer und übersichtlicher Weise die Anwendung von hydraulischen und pneumatischen Verfahren bei in-situ Maßnahmen dargestellt werden. Die hydraulischen Verfahren beruhen weitgehend auf bei der Wasserversorgung und Entwässerung vielfältig eingesetzten und bereits klassischen Methoden. Hinsichtlich Auslegung und Wirkung dieser Anlagen kommen die umfangreichen Erfahrungen und Anwendungsmöglichkeiten zum Tragen, die in ausführlichen und weitreichenden Fachbüchern seit langem veröffentlicht sind. Demgemäß kann hier auch auf eine auszugsweise Wiederholung dieser Beschreibungen weitgehend verzichtet werden.

Vielmehr wird für die Planung und Dimensionierung solcher Anlagen (z. B. Brunnen) auf die spezielle Fachliteratur hingewiesen (z. B. BIESKE, 1992). Da infolge der möglichen beliebigen Kombinationen von Teilanlagen (z. B. Brunnen, Gräben, Sickerleitungen usw.) angepaßt an die jeweiligen örtlichen Bedingungen eine Auswahl von Anlagenvarianten nur in sehr begrenztem Maße möglich wäre, wurde die Möglichkeit gewählt, neben einer kurzen stichpunktartigen Aufführung zu beachtender Vorbereitungs-, Planungs- und Ausführungskriterien beispielhaft bei hydraulischen Sanierungen den praktischen Einsatz der Verfahren kurz zu veranschaulichen.

Lediglich die Art und Auslegung von Grundwasserzirkulationsbrunnen wurde etwas ausführlicher beschrieben, weil zu dieser relativ neuen hydraulisch-pneumatischen Verfahrensvariante in der klassischen Fachliteratur noch keine Planungshinweise enthalten sind. Allerdings bedeutet dies nicht, daß mit diesem neuen Verfahren die Bedeutung der klassischen hydraulischen Methoden vermindert würde. Vielmehr sind alle Verfahren von Fall zu Fall in Anpas-

sung an die gegebenen Verhältnisse unterschiedlich wirksam und vorteilhaft möglichst sogar in Kombination verschiedener Anlagen einzusetzen.

5.2 Hydraulische Verfahren

5.2.1 Allgemeines

Die große Vielzahl von **Möglichkeiten hydraulischer Maßnahmen** bei einem grundlegenden Schadensfall hinsichtlich

- erreichbaren Zielen (Sanierung, Sicherung)
- Intensität und damit verbundener Effektivität
- Anlagenkonfigurationen

geben Spielraum für planerische Kreativität einerseits und erfordern eine sorgfältige und systematische Vorgehensweise andererseits. Zur allgemeinen Systematik der Vorgehensweise sei auf Kapitel 8 dieses Handbuches verwiesen.

Grundlage der Planung sind Kenntnisse

- der fallspezifischen örtlichen Gegebenheiten entsprechend den Ausführungen zu den Einflußfaktoren in Kapitel 3.2.2,
- zusätzlicher Randbedingungen, wie vordefinierte Zielvorgaben, Kostenrahmen, etc.
- Wissen um die Möglichkeiten hydraulischer Maßnahmen sowie der damit verbundenen Aufwendungen, wie Kosten, Wartung, etc.

Vor diesem Hintergrund wird der Planer eine **Grundkonzeption** für das hydraulische System entwickeln, die

- die zu erfassenden Tiefenbereiche
- die Art des Verfahrens (Entnahme, Spülung, Schutzinfiltration, Kombinationen) sowie
- die prinzipielle Anordnung von Systemkomponenten

enthält. Diese Konzeption ist Grundlage für das weitere planerische Vorgehen.

5.2.2 Vorbereitende Untersuchungen

5.2.2.1 Detailerfassung der örtlichen Verhältnisse

Der Kenntnisstand zu folgenden Punkten ist zu überprüfen und ggf. zu vervollständigen:

Allgemeine Einflußfaktoren (gemäß Kapitel 3.2.2):

- geologisch-hydrogeologischer Untergrundaufbau
- hydrologische Gebietsverhältnisse und Grundwasserströmungsbedingungen

- Art, Umfang, Entstehung und Ablauf der zu sanierenden Untergrundverunreinigung.

Zusätzliche planungsspezifische Charakteristiken, z. B.

- Die Gebietsnutzung
 - in den verunreinigten Untergrund hineinragende Nutzungen, wie Kellerräume, Baugruben, Leitungstrassen und ähnliches
 - Vorhandensein von oft ungenehmigten Garten- und Beregnungsbrunnen sowie von Wassergewinnungsanlagen,
 - die örtlichen Raumbedingungen für die Errichtung von Sanierungsanlagen, d. h. mögliche Freiflächen und unzugängliche Bereiche, Einschränkungen für die Niederbringung von Bohrungen und die Einrichtung von Anlagen sowie empfindliche Bereiche für eine Beeinträchtigung durch die Maßnahmen (z. B. Lärm, Geruch, Grundwasserstandsänderungen).
- Möglichkeiten zur Ableitung verunreinigten oder aufbereiteten Wassers und die damit verbundenen Auflagen hinsichtlich Menge und Qualität.
- Vorhandene Möglichkeiten für Abwasser- und Abluftreinigung, z. B. Industriekläranlagen.
- Infrastruktureinrichtungen, z. B. Strom- und Wasserversorgung

Sehr viele Sanierungsmaßnahmen laufen ohne entsprechend gründliche vorbereitende Untersuchungen ab. Oft wird dies mit der Notwendigkeit von Sofortmaßnahmen zur Vermeidung einer Gefährdung begründet oder entspringt dem Bedürfnis, eine notwendige Maßnahme schnell und vollständig ohne langwierige und teure Vorbereitungen abzuwickeln. Dies führt meist zu keineswegs optimalen Planungen und Abläufen mit zahlreichen Zwischeneingriffen sowie zu einer erheblichen Verteuerung und zeitlichen Verlängerung der Gesamtmaßnahme.

5.2.2.2 Vorversuche

Bei allen hydraulischen Verfahren sind **Vorversuche** zur Erfassung planungs- und anlagenrelevanter Kenngrößen, wie z. B.

- hydraulische Kenngrößen des Untergrundes (Durchlässigkeitsverteilung)
- Förderwasserqualität im Pumpbetrieb
- nähere Erfassung des Fließgeschehens (Fließzeiten, Fließwege)

erforderlich (vgl. Kapitel 2.5).

Unterstützend hierfür können mathematische Modellmethoden entsprechend Kapitel 5.2.2.3 eingesetzt werden.

Zu diesen Vorversuchen zählen im weiteren Sinne auch Pumpversuche und Tracerversuche, wie sie in Kapitel 2.5.4 beschrieben sind. Insbesondere bei größeren bzw. komplexeren Schadensfällen sollte das vorgesehene hydraulische System, ggf. in einem Teilbereich, getestet werden. Die Kombination mit Aufbereitungsversuchen einer ggf. erforderlichen Wasseraufbereitung oder Versuchen zur Wirksamkeit ergänzender Maßnahmen, z. B. Förderung des mikrobiellen Abbaus, ist sinnvoll.

Nachfolgend ist als generelle Einführung über Art und Umfang von Vorversuchen ein Beispielfall aus der Praxis kurz beschrieben.

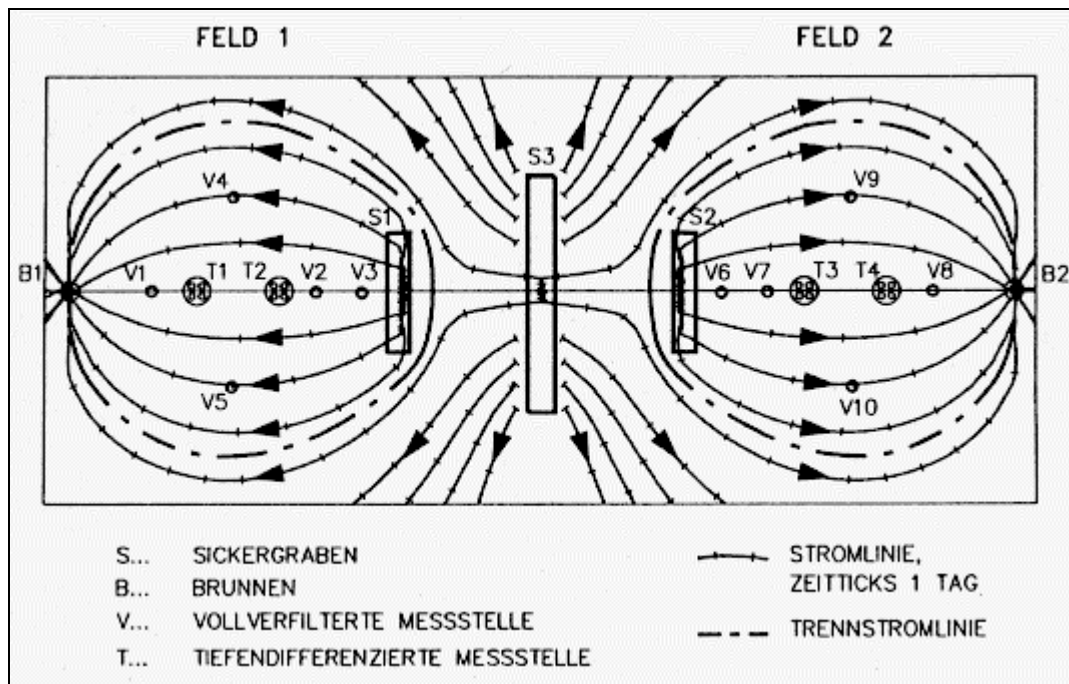


Abb. 5.2-1 Lageplan des Versuchsfeldes (nach DVWK 98, 1991)

Beispielfall

Ehemaliges Raffineriegelände (nach BATTERMANN et al., 1993)

Untergrund- und Grundwasserverunreinigung mit Aromaten hauptsächlich als Restsättigung im Korngerüst der gesättigten Bodenzone. Durchführung eines 1/2jährigen Versuchsbetriebes in einem Teilbereich des verunreinigten Werksge­län­des zu unterirdischen Spülmaßnahmen kombiniert mit biologischer in-situ Behandlung.

In **Abb. 5.2-1** ist ein **Lageplan** der symmetrisch angeordneten Spülanlagen des Versuchsfeldes und der **induzierten Spülströmung** dargestellt. Die **Infiltration** von rd. $20 \text{ m}^3/\text{h}$ Wasser erfolgte **über Sickerschleitzgräben**, die für eine hydraulische Leistung von $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ausgelegt wurden. Der mittlere Graben diente als Schutzinfiltration ($10 \text{ m}^3/\text{h}$) zur hydraulischen Umschließung der beiden Spülkreisläufe, während die beiden parallelen inneren Gräben (S1 und S3) für die Sanierungsinfiltration ($5 \text{ m}^3/\text{h}$) eingesetzt wurden. Die **Entnahme** erfolgte jeweils durch einen unvollkommenen Brunnen (14 m tief). In den Spülkreisläufen wurden unterschiedliche Stoffzugaben hinsichtlich ihrer Verteilung (Tracerversuche) und Wirksamkeit (Unterstützung Biologie) getestet. Die mittlere Fließzeit innerhalb der beiden Spülkreise betrug ca. 5 bis 7 Tage bei einer max. Fließgeschwindigkeit von 4 bis 5 m/d (T-Wert $7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$).

In **Abb. 5.2-2** ist ein **Vertikalschnitt** durch eines der Versuchsfelder mit den diversen Anlagen dargestellt. Man erkennt darin die über dem Grundwasser wirkenden Infiltrationsschlitze und den tieferreichenden Förderbrunnen. Außerdem ist die oberirdische Wasseraufbereitungsanlage mit zusätzlicher Dosierung und Wassererwärmung für den biologischen Abbau im Untergrund schematisch dargestellt.

Zu beachten sind **die umfangreichen tiefendifferenzierten Meßeinrichtungen**. Der gesamte Versuchsbetrieb wurde mit Hilfe von modellmäßigen Simulationen geplant, überwacht und gesteuert.

Inzwischen ist bereits seit über zwei Jahren die großräumigere Gesamtsanierung entsprechender Art mit einem Wassermengenumsatz von $550 \text{ m}^3/\text{h}$ in Betrieb.

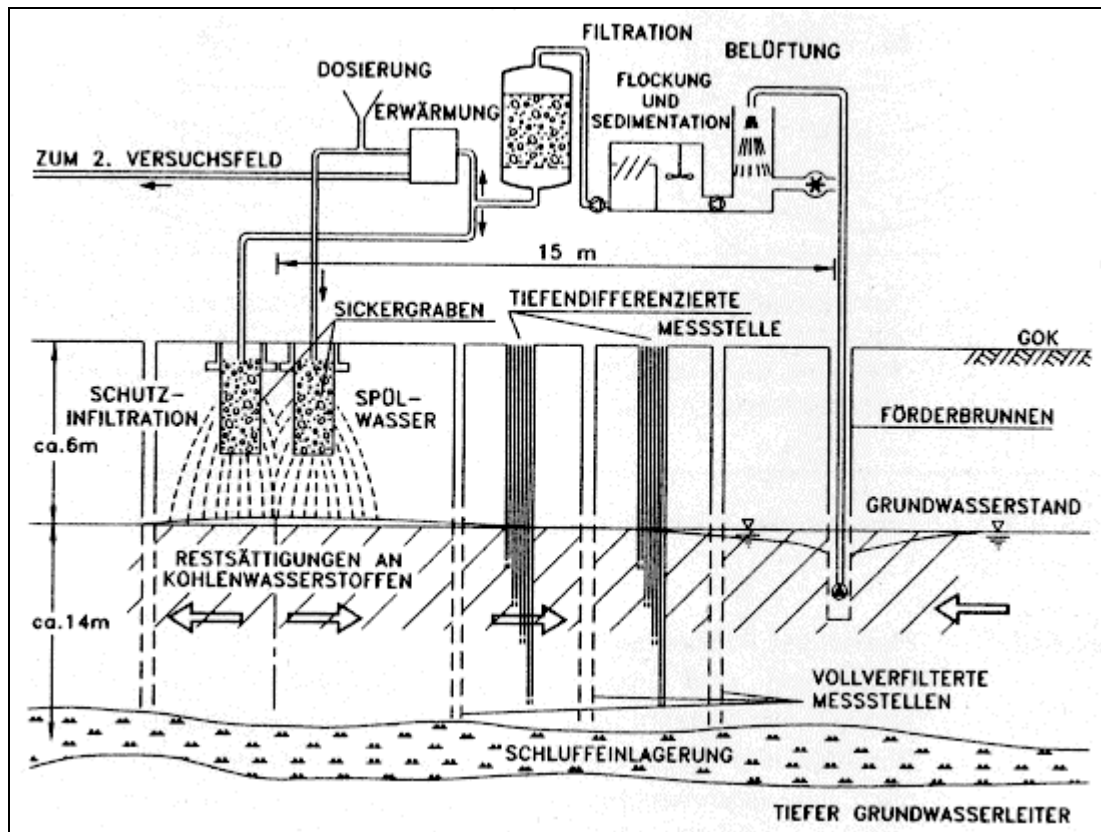


Abb. 5.2-2 Schematischer Schnitt durch ein Versuchsfeld (nach DVWK 98, 1991)

5.2.2.3 Untersuchungen mit mathematischen Modellmethoden

Als Planungsinstrument zur Entwicklung und Optimierung des Systems hydraulischer Sanierungsanlagen und zur Veranschaulichung der Auswirkung von Anlagenkonfigurationen auf die Strömungsverhältnisse ist die Anwendung **mathematischer Modelle** inzwischen Stand der Technik.

Da Modellergebnisse wesentlich von der Richtigkeit der Eingabeparameter sowie der Randbedingungen abhängen, sind allerdings für die sachgerechte Anwendung und Interpretation der Ergebnisse als Planungsgrundlage entsprechende Erfahrungen erforderlich. Beispielsweise sind rein stationäre Modellbetrachtungen bei stark instationär geprägten Systemen, z. B. in Rheinnähe, nicht ausreichend.

Hinsichtlich entsprechender Grundlagen, Verfahren und Anwendungsmöglichkeiten sei auf die entsprechende Fachliteratur, z. B. BEAR, VERUIJT, 1987; KINZELBACH, 1987; ZIPFEL, 1988 verwiesen.

Beispielhaft zeigt **Abb. 5.2-3** das Ergebnis einer Modellrechnung für den Fall einer Untergrund- und Grundwassersanierung in einem Betriebsgelände.

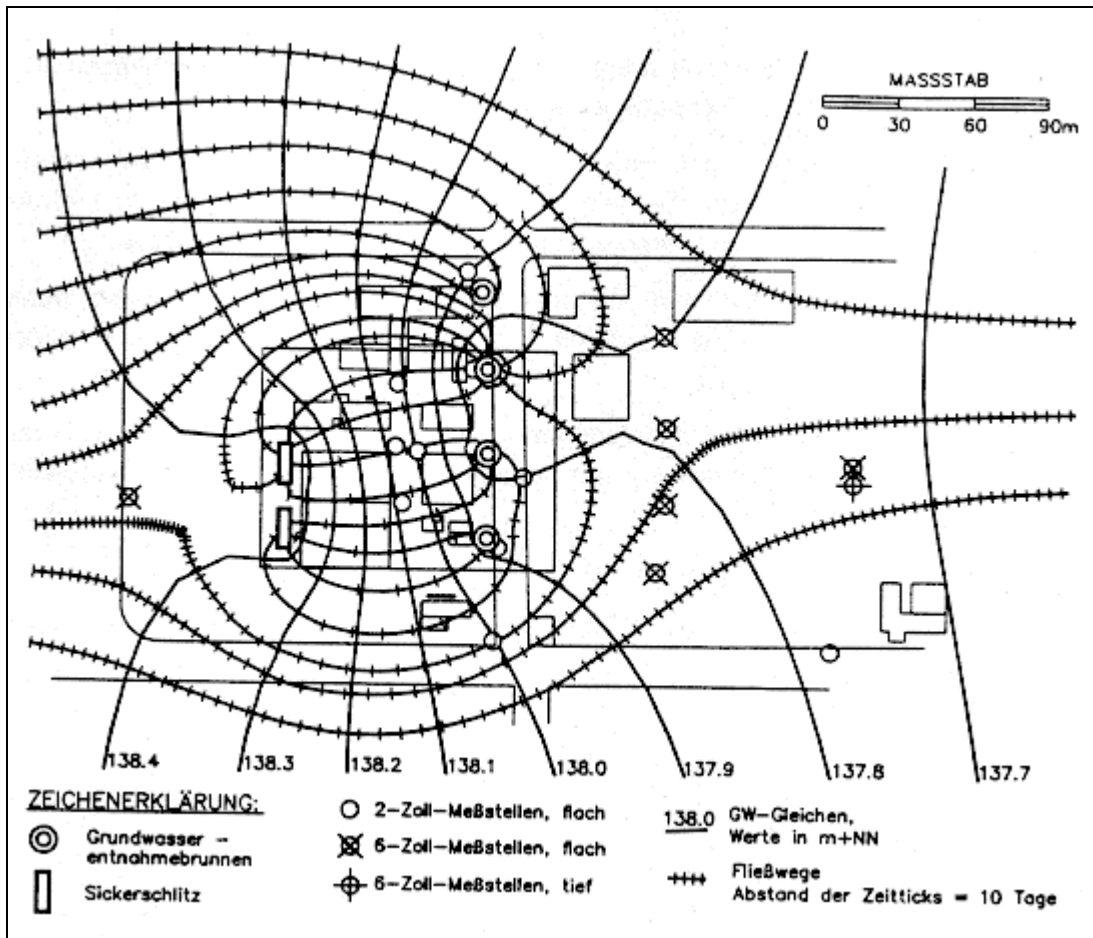


Abb. 5.2-3 Sanierung einer Grundwasserverunreinigung durch Untergrundspülung (nach Zipfel, 1992)

5.2.3 Auslegung der hydraulischen Anlagen

5.2.3.1 Allgemeines zur Anordnung hydraulischer Anlagen

Aus der entwickelten hydraulischen Grundkonzeption (vgl. Kapitel 5.2.1) ergibt sich eine prinzipielle Anordnung von Entnahme- und Infiltrationssystemen bezogen auf den Untergrundaufbau, die allgemeine, unbeeinflusste Grundwasserströmungssituation sowie die vorliegende Belastungsverteilung.

Bei der weitergehenden **Festlegung der Anordnung** von Anlagen sind u. a. folgende Punkte zu berücksichtigen:

- Die Entnahmeverfahren müssen eine gezielte und vollständige Erfassung belasteten Grundwassers gewährleisten.
- Die Spülverfahren müssen eine möglichst gezielte, vollständige und gleichmäßige Durchströmung belasteter Bereiche sicherstellen.

- Größere oder hinsichtlich der Untergrundbelastung oder der Grundwasserströmungsverhältnisse komplexe Schadensfälle sind möglichst mit einem hydraulischen System aus verteilten, variabel einsetzbaren Einheiten zu erfassen.
- Aus den fallspezifischen örtlichen Gegebenheiten ist festzustellen, ob eher punktförmig wirksame oder flächig wirksame Anlagen erforderlich sind bzw. eingerichtet werden können.

Die vielfältigen Möglichkeiten der Anlagenanordnung können hier nicht erschöpfend beschrieben werden. Beispielfhaft sei auf folgende **Darstellungen** in den Kapiteln 3 und 4 dieses Handbuches verwiesen:

- Hinsichtlich der vertikalen Anordnung
 - die Abbildungen 3.2-7 und 3.2-8 bezüglich der Zuordnung zur Lage der Kontamination,
 - die Abbildungen 3.2-3, 3.2-2, 4.2-3 sowie 4.2-5 bezüglich den Einflüssen des Untergrundaufbaus und der Grundwasserströmung bei Entnahmeverfahren,
 - die Abbildungen 3.2-10 und 3.2-11 bezüglich den Einflüssen von Geologie und Belastung bei einer Spülung,
- hinsichtlich der horizontalen Anordnung
 - die Abbildungen 3.2-4 und 4.2-2 bezüglich der Lage zur Belastung und zur Grundwasserströmung bei Entnahmeverfahren,
 - die Abbildung 3.2-9 bezüglich der Lage zu Belastung und Grundwasserströmung bei Spülverfahren.

5.2.3.2 Brunnen

Entnahmebrunnen

Erforderliche Kenntnisse:

- Welche Wassermenge muß gefördert werden?
- Aus welchem Tiefenbereich muß die Förderung erfolgen?
- Welche Untergrundverhältnisse (Aufbau, Durchlässigkeit) liegen vor?
- Welche Wasserspiegelabsenkungen im Brunnen sind möglich und zulässig?
- Welche Auswirkungen (Strömung, Absenkung) hat die Brunnenentnahme auf das Untergrundumfeld und welche Beschränkungen liegen vor?
- Welche Qualität hat das zu fördernde Wasser?
- Welche Untergrundverunreinigungen befinden sich am unmittelbaren Brunnenstandort?
- Welche Wechselwirkungen bzw. Gesamtwirkungen mit anderen Entnahmeanlagen liegen vor?

Aufgrund dieser Angaben kann die Planung und Auslegung eines Brunnens nach den üblichen Verfahren der Wasserversorgungsplanung (z. B. BIESKE, 1992) erfolgen.

Hinweise zur Planung und Einrichtung:

- Bei notwendiger Förderung aus begrenzten Tiefenbereichen alleinige Verfilterung in diesen Bereichen und sichere Abdichtung des Brunnens im übrigen Bereich.
- Einsatz getrennter Brunnen bei Förderung aus getrennten Tiefenbereichen.
- Sorgfältige Anpassung der Verfilterung.
- Dimensionierung mit Leistungsreserven wegen der immer zahlreichen Unsicherheiten bei einem Sanierungsablauf.
- Beständigkeit der verwendeten Materialien gegen die Verunreinigungen. Diesbezüglich Abstimmung mit Herstellern und ggf. Bundesanstalt für Materialprüfung, Berlin.
- Je nach Grundwasserverunreinigung sind bei der Niederbringung der Brunnen besondere Sicherheitsmaßnahmen vorzusehen (z. B. Explosionsschutz, Schutzkleidung, Waschanlagen).
- Bei Brunnenbohrungen sichere Zwischenspeicherung jeglichen abgepumpten belasteten Wassers (auch Spülwassers).
- Verhinderung der Verschleppung von Verunreinigungen bei Durchbohren unterschiedlich belasteter Schichten.
- Fachkundige Begleitung der Bohrung.

Infiltrationsbrunnen

Im Prinzip gelten für Infiltrationsbrunnen entsprechende Ausbauhinweise wie für Entnahmebrunnen.

Hinsichtlich des Ausbaues sind gegenüber Entnahmebrunnen folgende zusätzlichen Punkte zu beachten:

- Die Bohrung ist größer zu wählen als beim Entnahmebrunnen gleicher Leistungsfähigkeit, da die Leistung von Infiltrationsbrunnen meist nach einiger Zeit nachläßt.
- Die Absperrung gegenüber dem Untergrund (Vollrohr plus Außenabdichtung) ist möglichst bis unter den niedrigsten Grundwasserstand zu ziehen.
- Die Wasserzuführung soll möglichst in das Grundwasser hinein erfolgen und der Brunnenkopf sollte nach Möglichkeit luftabgedichtet sein (Verockerungsgefahr).

5.2.3.3 Gräben und Leitungen

Wasserentnahme über Gräben und Leitungen

Hierfür sind folgende Hauptpunkte für eine Auslegung maßgebend:

- Welcher höchste Flurabstand des Grundwassers liegt vor?
- Welcher Untergrundaufbau und welche Deckschichtstärke stehen an?
- Welche Wassermenge kann bei einer möglichen Grenzabsenkung pro Längeneinheit des Grabens aufgenommen werden?
- Welche Tiefe muß der Graben erreichen?
- Welche Abflußbedingungen und Pumpen sind erforderlich?
- Welche Ausbaumform (Graben oder Leitung) mit welchen Längen und welcher Anordnung ist erforderlich?

Die Absenkung im Graben (oder Schlitz), die zu einer Zusickerung mit entsprechender Eintrittsgeschwindigkeit führt, muß natürlich entsprechend einer Brunnenfilterkiesabstimmung auch in diesem Fall der Kiesfüllung und dem anstehenden Untergrund angepaßt werden (Sichardtsches Grenzgefälle).

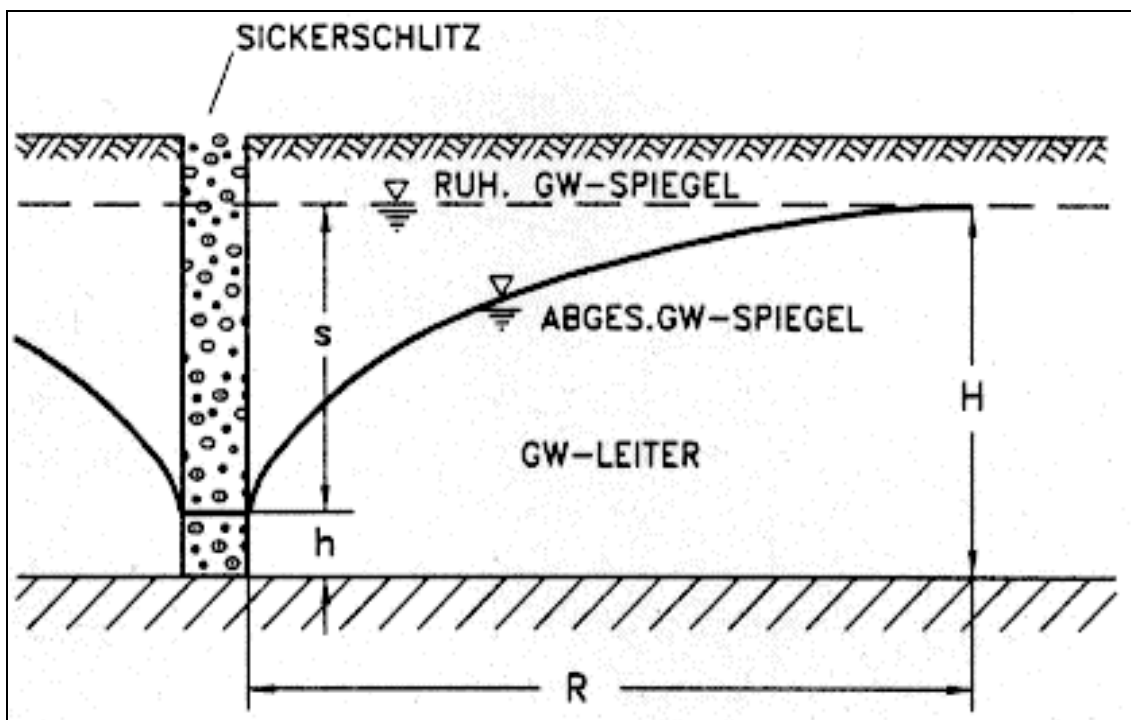


Abb. 5.2-4 Zufluß zu einem vollkommenen Sickerschlitze im Grundwasser mit freier Oberfläche (nach HERTH, ARNDTS, 1985)

Der einseitige **Zufluß** zum vollkommenen **Sickerschlitz** im ruhenden, ungespannten Grundwasser ergibt sich gemäß **Abb. 5.2-4** je lfd. Meter Schlitzlänge zu

$$q = \frac{k}{2} \cdot \frac{(H^2 - h^2)}{R}$$

mit den Bezeichnungen in Abb. 5.2-4. R ist dabei die wirksame Reichweite, die nach Feldversuchen mit

$$R = 1500 \cdot s \cdot k^{1/2} \text{ bis } R = 2000 \cdot s \cdot k^{1/2}$$

angegeben wird, wenn k die Untergrunddurchlässigkeit in (m/s) und s die Absenkung des Grabenwasserspiegels gegenüber der ruhenden Grundwasserspiegelhöhe H über der dichten Sohle ist.

Der entsprechende **Zufluß zum unvollkommenen Schlitz (von einer Seite)** bei ruhendem ungespanntem Grundwasser wird gemäß **Abb. 5.2-5** nach Modellversuchen mit

$$q = \left(0,73 + 0,27 \cdot \frac{H-h}{H} \right) \cdot \frac{k}{2} \cdot \frac{(H^2 - h^2)}{R}$$

angegeben, wenn aufgrund der vorherrschenden Ausgangsbedingungen $H \leq R/3$ ist.

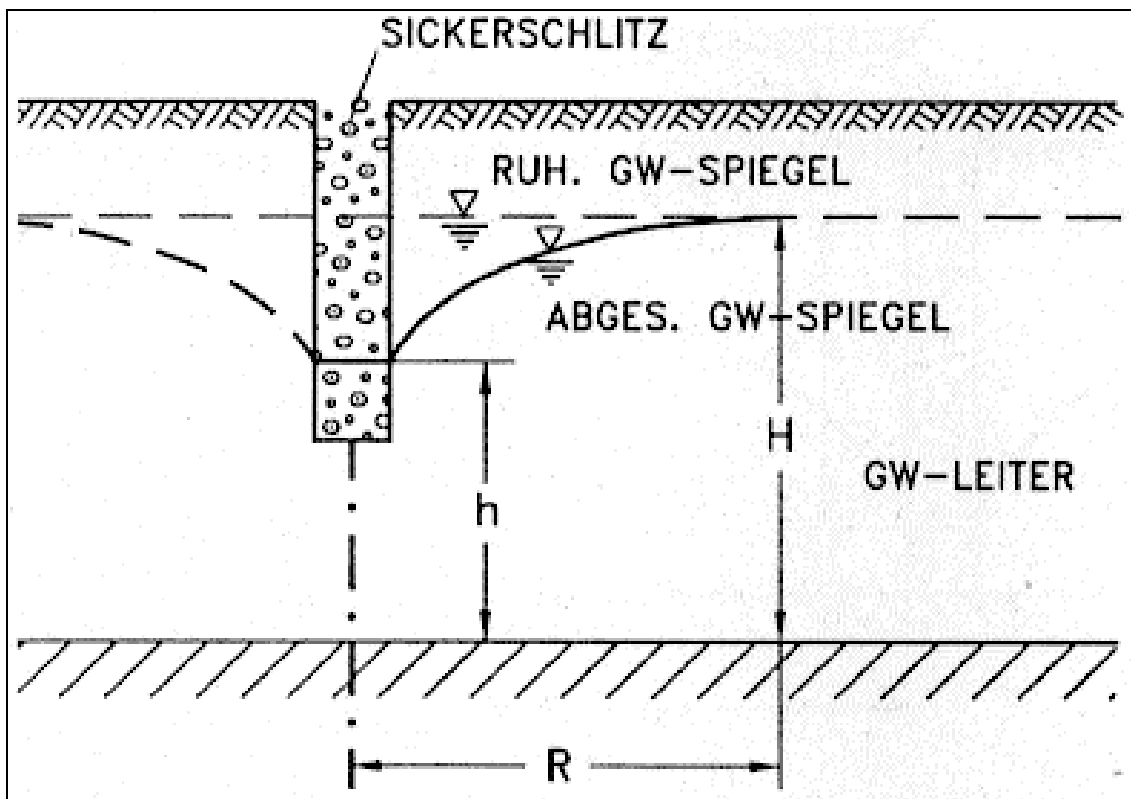


Abb. 5.2-5 Zufluß zu einem unvollkommenen Sickerschlitz im Grundwasser mit freier Oberfläche (nach HERTH, ARNDTS, 1985)

Weitergehende Ansätze für die Überlagerung von parallel angeordneten Sickerschlitzen und für den Zustrom zum Sickerschlitz in einem rechtwinklig dazu verlaufenden Grundwasserabstrom sind in der Fachliteratur (z. B. HERTH, ARNDTS, 1985) angegeben.

Zur Größenordnung der **Kosten** bei Schlitzen (und Gräben) ist anzugeben, daß bei einer Schlitztiefe von 4 m mit einem Bereich von 2000 bis 4000 DM/lfd m gerechnet werden muß. Gräben liegen in ähnlicher Größenordnung, jedoch sind dabei große Tiefen wenig sinnvoll

wegen der notwendigen Abböschung und des damit verbundenen Flächenbedarfs. Bei geringer Tiefe < 2 m werden natürlich die Kosten auch stark vermindert, so daß ggf. mit 1000 DM/lfdm gerechnet werden kann.

Die Kostenangaben gelten jeweils nur für größere Baulängen.

Infiltration

Die Auslegung von Gräben (Schlitzen) als Infiltrationsanlagen kann zunächst nach gleichen Maßstäben wie bei Entnahmeanlagen erfolgen. Allerdings ist bei einer voraussichtlich längeren Betriebsdauer ein zusätzlicher Sicherheitsspielraum für nachlassende Leistungsfähigkeit der Anlagen einzuplanen. Bei einfachen flachen Gräben kann gegebenenfalls die ersatzweise Herstellung eines Parallelgrabens vorgesehen werden, wenn kein Platzmangel herrscht.

Bei flachen Versickerungsanlagen muß wegen einer Durchsickerung des wasserungesättigten Bereiches mit nicht vollständiger Sättigung und somit verminderter Sickerleistung gerechnet werden. Die Ausrüstung von **Sickergräben mit kiesgefüllten tieferreichenden Bohrungen (Elefantenfüße)** kann hierbei eine wesentliche Verbesserung mit sich bringen.

Bei einer Versuchsanlage mit tieferreichenden Elefantenfüßen (11,50 m unter Gelände bei Eintauchen von 0,5 m in den gesättigten Grundwasserbereich) wurde (nach HANTKE, 1984) eine Infiltrationsleistung von $38 \text{ m}^3/(\text{lfdm}\cdot\text{d})$ erreicht. Die Bohrungen hatten einen Durchmesser von 1,30 m und waren in einem Abstand von nur 2,75 m im Graben angeordnet.

Über die normalen Kosten eines üblichen flachen Grabens hinaus müssen beispielsweise für Bohrungen von 700 bis 800 mm Durchmesser und rd. 10 m Tiefe etwa 1000 DM/lfd. Meter Graben eingerechnet werden, wenn etwa alle 5 m eine Bohrung angeordnet wird.

Sickerschlitzgräben sind in ihrer Einrichtung generell aufwendiger als flache Gräben mit Elefantenfüßen, da sie nach herkömmlicher Bauart als Schachtungen mit Verbau (z. B. Berliner Verbau) erstellt werden müssen. Neuerdings ist bei geeigneten Untergrundverhältnissen auch die vollautomatische Erstellung von Schlitzen mit einer Schlitzfräse möglich. Diese beispielsweise von der Firma Hölscher Wasserbau GmbH & Co.KG, Essen, angebotene Methode steht für eine Schlitzweite von rd. 40 cm und für Schlitztiefen bis ca. 10 m zur Verfügung.

Im Hessischen Ried wurden nach (HANTKE, RUTTEN, 1986) bei Schlitzgräben von 4 bis 6 m Tiefe im Versuchsbetrieb über bis zu vier Monate Infiltrationsleistungen (von Reinwasser) zwischen 35 und $200 \text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ bezogen auf die jeweils beaufschlagte Grabenoberfläche (Sohle plus Wände) festgestellt. Entsprechende Leistung zeigten auch in neuerer Zeit einggerichtete Sickerschlitzgräben von Rhein-Braun nach konventioneller Bauweise und als gefräste Schlitzgräben, soweit Wasser mit Trinkwasserqualität versickert wurde. Bei der Versickerung von Sumpfungswasser lagen die Dauerleistungen wesentlich niedriger. Aus anderweitigen Erfahrungen werden Dauerleistungen von höchstens 50 % der Anfangsmenge genannt. Wesentlich sind die Qualität des eingeleiteten Wassers (z. B. Schwebstoffgehalt) und die anstehenden Untergrundbedingungen. So können schon gering ausgeprägte Untergrundschichtungen bei Nichtbeachtung zu erheblichen Einschränkungen der Sickerleistung führen. In verschiedenen Fällen wurde die Leistungsfähigkeit auch durch Sohlablagerungen im oberen offenen Grabenteil begrenzt. Sie kann deshalb nur sehr grob vorab geschätzt werden.

5.2.3.4 Sickerbecken (vgl. Kapitel 4.1.4)

Bei entsprechenden Bedingungen (flächenhafte Versickerung mit geringem Grundwasseraufstau, genügend vorhandener Raum) ist die Anordnung von Sickerflächen und **Sickerbecken** immer noch eine sehr günstige Alternative. Allerdings muß bei Vorliegen einer dichten Deckschicht diese im Versickerungsbereich (Becken) abgetragen werden, weshalb hier schon gewisse Grenzen gesetzt sind.

Bei mit Gras bewachsenen Überstauwiesen ergaben sich bei künstlicher Grundwasseranreicherung mit Oberflächenwasser Versickerungsleistungen im Größenbereich 0,2 bis 1 m/d. Für Sickerbecken sind gemessene Leistungswerte im Diagramm auf **Abb. 5.2-7** zusammengestellt. Neuere Angaben von Rhein-Braun zur Versickerung von Sumpfungswasser in Becken liegen bei 1,6 m/d.

Hinweise zu Art und Betrieb von Sickerbecken finden sich in BMI (1985).

In **Abb. 5.2-6** ist ein Schema-Vertikalschnitt eines Sickerbeckens wiedergegeben. Dabei ist zu beachten, daß über dem freigelegten gewachsenen Untergrund noch eine gut durchlässige Ausgleichschicht (angepaßt an die Filterbedingungen) einzubringen ist, auf der hier die mit "biologischem Rasen" bezeichnete Sohlbegrünung angegeben ist, die gegebenenfalls auch im Betrieb infolge Klima- und Sonneneinwirkung von selbst zustandekommt.

In dem Diagramm zur Leistungsfähigkeit von Sickerbecken in **Abb. 5.2-7** ist die Filtergeschwindigkeit der vertikalen Einsickerung gegen die Durchlässigkeit (gesättigt) des Untergrundes nach Beobachtungen des Dauerbetriebes dargestellt. Man erkennt, daß im üblichen Durchlässigkeitsbereich von etwa $5 \cdot 10^{-4}$ m/s (Sand) mit Filtergeschwindigkeiten von 0,5 bis 1,5 m/d gerechnet werden kann.

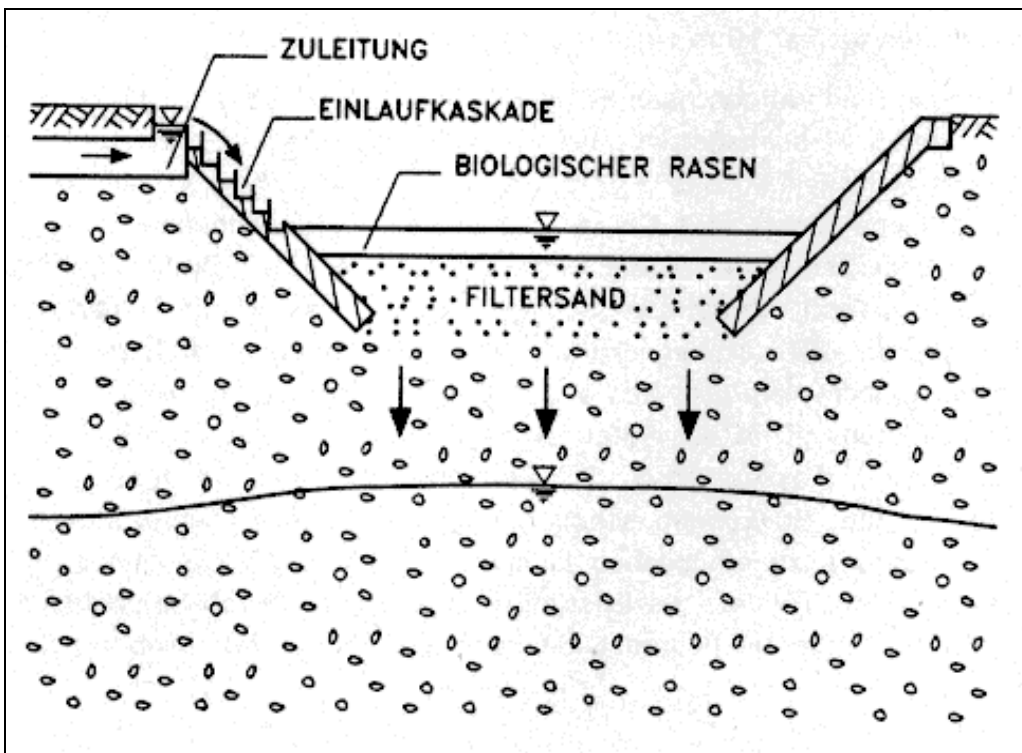


Abb. 5.2-6 Vertikalschnitt durch ein Sickerbecken (nach BMI, 1985)

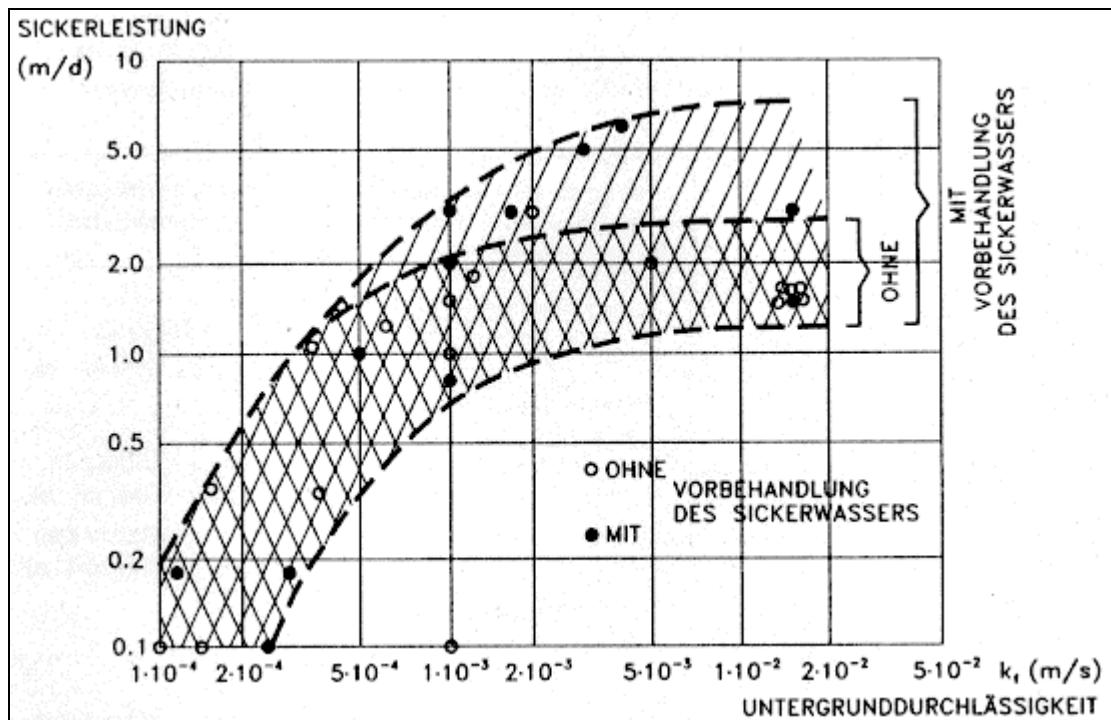


Abb. 5.2-7 Leistung offener Sickerbecken (nach HANTKE, 1982 und BMI, 1985)

Das bedeutet bei einem Becken mit einer Sohlfläche von 10 m x 50 m eine Gesamtsickerleistung von 250 bis 750 m³/d.

Die Kosten von Sickerbecken hängen sehr stark vom notwendigen Ausbau und von der laufenden Betreuung ab. Selbstverständlich sind die spezifischen Kosten bei kleinen Beckenflächen unverhältnismäßig viel höher.

Ein Maß für Leistungsfähigkeit und Kosten verschiedener Versickerungsanlagen ergibt sich aufgrund von Erfahrungen aus der künstlichen Grundwasseranreicherung aus der Zusammenstellung in Tabelle 5.2-1.

Infiltrationsmethode	Infiltrationsleistungen in Abhängigkeit von Überstau und Eintauchtiefe ins Grundwasser	Investitionskosten (Betriebskosten)
Polder (Überstau, mit Bewuchs)	<u>pro Filterfläche (1m²) :</u> 0,1 bis 3 m ³ / d	10 DM / m ² (0,1 bis 2 DM / m ² · a)
Beregnung	0,01 bis 0,5 m ³ / d	
Becken (Überstau, kein Bewuchs)	0,5 bis 5 m ³ / d	50 bis 150 DM / m ² (20 bis 40 DM / m ² · a)
Gräben	0,1 bis 1,5 m ³ / d	100 bis 150 DM / lfdm (15 bis 30 DM / lfdm · a)
Leitung	<u>pro Anlagenlänge (1m):</u> 1 bis 15 m ³ / d	
Schlitze		
a) konventionell	10 bis 30 m ³ / d	1500 bis 2500 DM / lfdm (200 bis 300 DM / lfdm · a)
1m breit		
2m hydraulisch wirksame Tiefe		
b) gefräst	20 bis 50 m ³ / d	1000 bis 3000 DM / lfdm (100 bis 200 DM / lfdm · a)
0,4 m breit		
5m hydraulisch wirksame Tiefe		
Brunnen	bis ca. 4000 m ³ / d / Br. oder 50 - 3000 m ³ / d / lfdm	20.000 bis 40.000 DM / Br. oder 1000 - 2000 DM / lfdm

Tab. 5.2-1 Leistungs- und Kostenübersicht verschiedener Versickerungs-(Infiltrations-)Anlagen (nach SCHÖTTLER et al., 1991) im mittleren Leistungsbereich bei mittleren Grundwasserleiter-Bedingungen

5.2.3.5 Grundwasserzirkulationsbrunnen

Maßgebend für die Auslegung eines GZB ist in erster Linie der mögliche bzw. angestrebte und situationsbedingte **Brunnendurchsatz**. Dieser Gesamtdurchsatz des Brunnens muß von der Anlage geleistet werden. Sie muß also analog zu klassischen Brunnen für diese Förderleistung dimensioniert werden.

Es ist zu berücksichtigen, daß eine Zirkulationsströmung zustande kommt und somit ein Teil des Brunnendurchsatzes nicht aus dem Grundwasserzustrom zufließt bzw. nicht in den Grundwasserabstrom abgegeben wird. Die **Netto-Wasserentnahme** (und Abgabe) eines GZB ist also nur der **Anteil, der nicht in der Zirkulationsströmung** fließt.

Wie hoch der Netto-Brunnen-Zu- und Abfluß im Verhältnis zum Brunnendurchsatz ist, hängt von den Standort- und Ausbaubedingungen ab und kann lediglich für den systematisch untersuchten Grundfall (homogener Grundwasserleiter) aus dem von (HERRLING et al., 1991) aufgestellten generellen Diagramm erfolgen. In **Abb. 5.2-8** ist aus diesem Diagramm beispielhaft für zwei unterschiedliche Konstellationen der Netto-Brunnenzufluß ermittelt und in **Tabelle 5.2-2** zusammengestellt.

Dabei galten folgende Bedingungen und Ergebnisse:

Feste Ausgangsgröße ist in diesem Fall das Verhältnis a/H . Es betrifft die jeweilige Länge a der beiden Filterbereiche des Brunnens (Eintritt- und Austrittshöhe) und die Gesamthöhe H der erfaßten Grundwasserschicht. Im vorliegenden Fall gilt: $a/H = 0,25$

Die Ergebnisse in **Tabelle 5.2-2** lassen erkennen, daß grundsätzlich ein relativ großer Anteil des Gesamtdurchsatzes eines GZB zur Aufrechterhaltung der Zirkulationsströmung dient. Bei zunehmender Anisotropie des Grundwasserleiters (Verhältnis von horizontaler und vertikaler Untergrunddurchlässigkeit) wird der Nettozuflußanteil und damit die erfaßbare Zustrombreite des natürlichen Grundwasserabstromes größer. Für die notwendige Anzahl von GZBs in einer Reihe quer zu einer abströmenden Verschmutzungsfahne ist diese Erfassungsbreite maßgebend. Sie ist natürlich geringer als bei einem klassischen Brunnen, bei dem der gesamte Brunnendurchsatz dem erfaßten Zustrom entspricht.

Andererseits darf nicht übersehen werden, daß die in **Abb. 5.2-8** dargestellten Leistungscharakteristiken aufgrund theoretischer Berechnungen für homogenen Untergrund ermittelt sind. Zusätzliche Untersuchungen entsprechender Art mit eingeschalteten dichten Zwischenschichten (siehe LFU-BW, 1992) haben gezeigt, daß unter diesen Bedingungen ungünstigere Strömungsbedingungen zustande kommen können, wobei eine Verschleppung von Verunreinigungen aus einer in eine andere Untergrundschicht nicht ausgeschlossen werden kann. Demgemäß darf ein GZB möglichst nicht mit Durchteufung einer dichten Untergrundschicht eingesetzt werden.

Die Dimensionierung des Bohrdurchmessers des GZB und der Verrohrung sowie die Höhen der Filterflächen und der Kiesfilterausbau können zunächst entsprechend der Auslegung eines klassischen Brunnens erfolgen. Dabei ist nur zu berücksichtigen, daß jeweils nur eine der Filterflächen den gesamten Durchsatz des Brunnens aufnehmen muß.

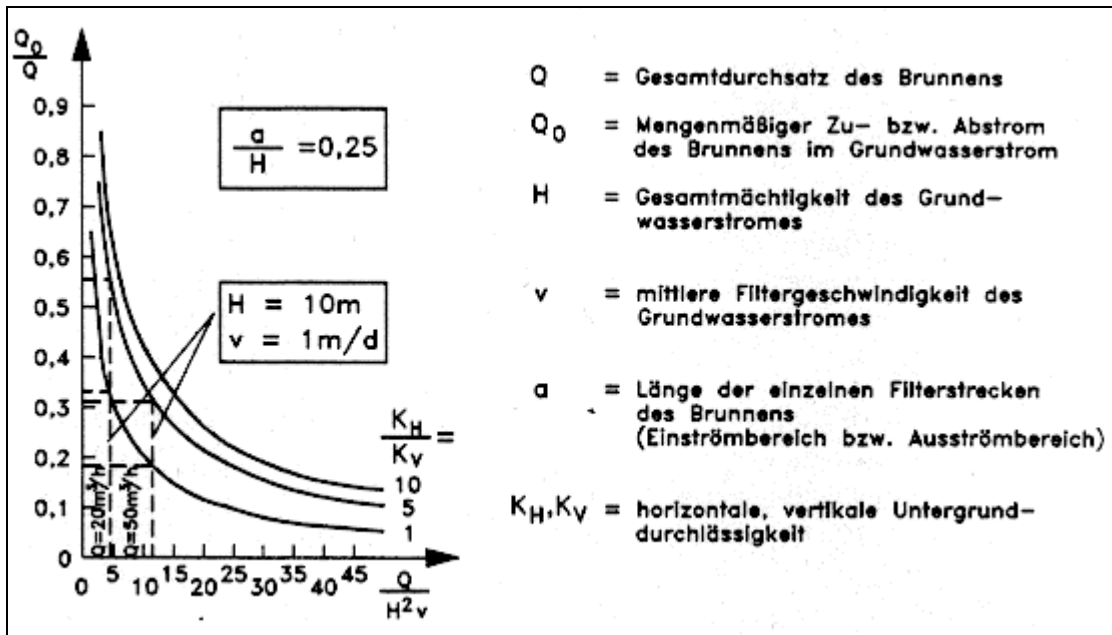


Abb. 5.2-8 Durchflußberechnung für einen GZB (nach HERRLING et al., 1991)

V (m/d)	H (m)	Q (m ³ /h)	K _H /K _V	Q ₀ (m ³ /h)	Q ₀ /Q (%)	Erfasste Zustrombreite B (m)
1	10	20	1	6,5	33	17
1	10	50	1	9	18	22
1	10	20	5	11	55	26,5
1	10	50	5	15,5	31	37

Tab. 5.2-2 Beispielhafte hydraulische Leistungsdaten eines GZB in einheitlichem Untergrund (nach dem Diagramm in Abb. 5.2-8)

Eine Vorgabe der Auslegung kann andererseits durch die Luftdurchleitung im Entgasungsteil des GZB zustande kommen, wenn der Wirkungsgrad der Entgasung einen Mindestraum und eine Mindestfließstrecke erfordert. Vom Anbieter des UVB wurde allerdings mitgeteilt, daß bei normalen Durchmessern des Brunnens und Brunnendurchsätzen hier keine Engpässe auftreten könnten. Es wird sogar vorausgesetzt, daß die angestrebte weitestgehende Abreinigung von leichtflüchtigen Bestandteilen im Brunnendurchsatz **bei einem Durchlauf** gewährleistet ist. Danach wäre eine Abgabe noch teilverunreinigten Wassers aus dem Brunnen an den Grundwasserabstrom nicht zu befürchten.

Gewisse Vorbehalte gegenüber dem Einsatz von GZBs als alleinige Sanierungseinrichtung werden allerdings bisher noch geltend gemacht wegen der nicht grundsätzlich ausräumbaren Bedenken einer möglichen Ausbreitung von örtlichen oder horizontierten Grundwasserunreinigungen über einen größeren Untergrundbereich und der Möglichkeit der physikalisch-chemischen Milieuveränderung im Abstrom durch Eintrag von Restverunreinigungen, von

chemisch veränderten Wasserinhaltsstoffen und auch durch Zufuhr teilbelüfteten Wassers in vorher sauerstoffarme Untergrundbereiche.

5.2.4 Auslegung sonstiger Systemkomponenten

Auswahl und Dimensionierung sonstiger Anlagenkomponenten, z. B. Pumpen, Leitungen und Armaturen erfolgen zunächst nach den generellen Grundsätzen bei wassertechnischen Planungen (z. B. in BRETSCHNEIDER, 1982).

Insbesondere hinsichtlich der Materialauswahl sind mögliche korrodierende Eigenschaften des Förderwassers aufgrund von Belastungen zu berücksichtigen. Diesbezüglich sollten fallspezifisch die entsprechenden Anlagenhersteller konsultiert werden.

Wie auch bei den Fassungs- und Infiltrationsorganen sollten je nach Komplexität des Falles Reserven für ggf. erhöhte Durchsatzraten berücksichtigt werden. Es ist zu prüfen, ob eine Leistungsregelbarkeit der Aggregate oder spezielle Steuerungen des Systems, z. B. zur Einhaltung bestimmter Wasserspiegellagen, sinnvoll und wirtschaftlich sind.

5.2.5 Begleitende Untersuchungen und Erfolgskontrolle

Begleitende Untersuchungen dienen zur Überwachung und Optimierung des Sanierungsablaufs sowie der **Erfolgskontrolle**.

Meßeinrichtungen

Sanierungsbegleitende Untersuchungen erfordern in ausreichendem Umfang vorhandene zuverlässige und detaillierte Grundwassermeßstellen. Diese müssen eine sichere Feststellung von zeitlichen und räumlichen Vorgängen und Veränderungen erlauben.

Eine standardisierte Festlegung von **Meßeinrichtungen und Meßumfang** ist nicht möglich, da diese wesentlich von den spezifischen Standortbedingungen abhängen. Beispielhaft ist in **Abb. 5.2-9** ein System angegeben, das (in LFU-BW, 1992) für den Einsatz eines Grundwasserzirkulationsbrunnens vorgeschlagen wurde. Zwar sind die Strömungsvorgänge im Bereich eines klassischen Entnahmehrunnens nicht so komplex wie beim GZB, jedoch ist wegen oft sehr komplexer Untergrund- und Verunreinigungsbedingungen eine entsprechend gründliche Erkundung und Überwachung auch bei solchen Anlagen anzuraten. Der gezielte tiefendifferenzierte Ausbau von Grundwassermeßstellen ist unbedingt erforderlich.

Auf jeden Fall müssen auch im weiteren Grundwasserabstrom Meßstellen angeordnet werden (ggf. auch zur Erfassung von wechselnden Richtungen), um die ausreichende Effektivität der Sanierungs- bzw. Abschöpfmaßnahme kontrollieren und gegebenenfalls beeinflussen zu können.

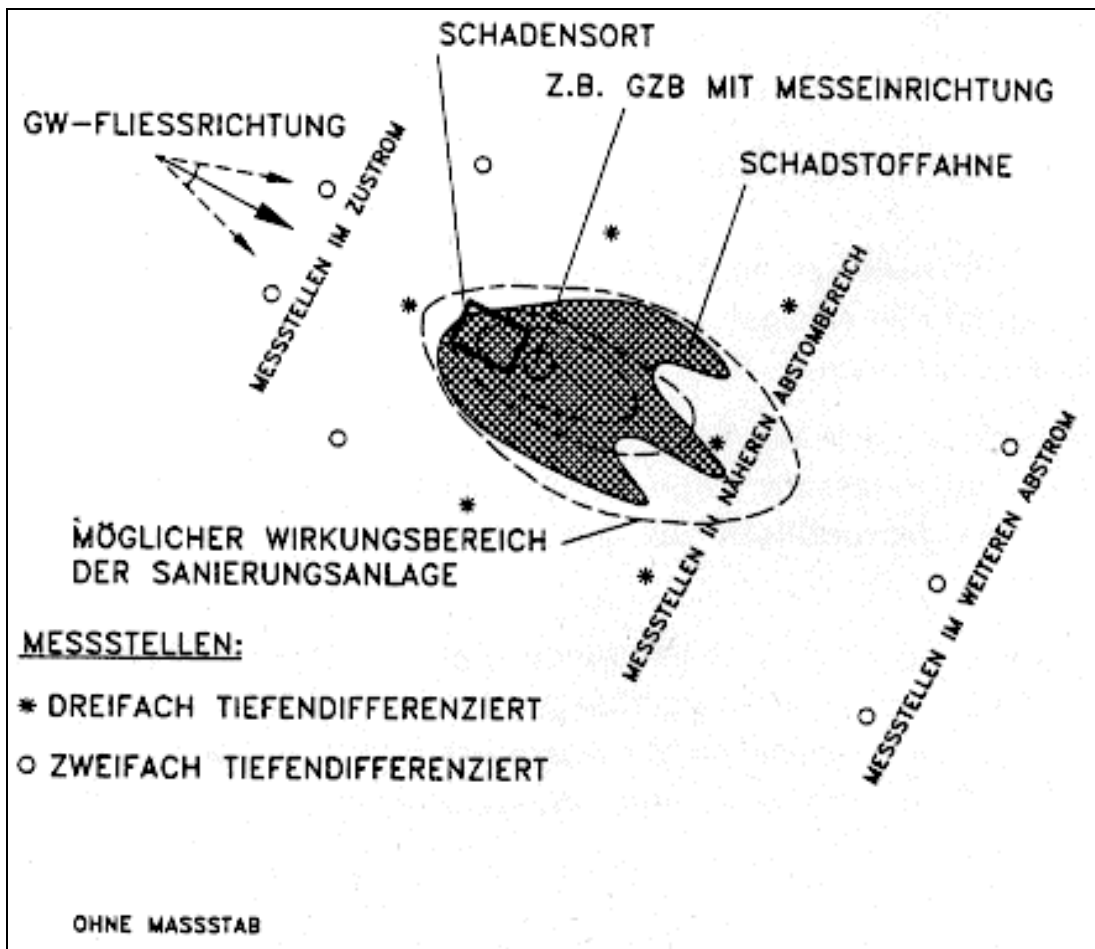


Abb. 5.2-9 Meßnetz-Vorschlag zur Überwachung und Kontrolle der Sanierung eines Grundwasserschadensfalles (nach LFU-BW, 1992)

Hinsichtlich des Ausbaues von Grundwassermeßstellen sei auf Kapitel 2.5 dieses Handbuchs verwiesen.

Meßprogramm

An den Meßstellen sollten einerseits bereits **vor Ingangsetzung des Sanierungsbetriebes** über längere Zeit (mindestens mehrere Wochen)

- regelmäßig (evtl. wöchentlich) die hydrologischen Bedingungen (Grundwasserstände) erfaßt und
- in weiteren zum Sanierungsbeginn sich verkürzenden Abständen Wasserproben genommen und untersucht werden.

Neben den verunreinigungsrelevanten Parametern sollte auch die generelle Grundwasserzusammensetzung durch z. B. zweimalige, umfassende Analysen erfaßt werden.

Während der **ersten Phase des Sanierungsbetriebes** sind wegen der üblicherweise stärkeren Veränderungen wesentlich dichtere Messungen notwendig.

Darüber hinaus sind **insbesondere zu erfassen:**

- Entnahme (Pumpendurchfluß)

- Luft-Zu- und Ablauf (z. B. bei GZB)
- Witterungsgeschehen (Luftdruck, Feuchtigkeit, Temperatur usw.)

sowie **bei Infiltrationen:**

- Wasserzufuhr
- Wasserstände in Becken, Gräben, Schlitzen und Brunnen
- Wasserqualität im Zugabebereich
- eventuelle Zudosierungen

Zusätzliche Erfassungen **bei GZBs**

- Luftdruck im Brunnenkopf
- Belastung der ausgetragenen Luft
- Qualität bzw. Belastung des Wasserzu- und Wasserablaufs (Abstrom)

Zur **Überprüfung der Effektivität und Erfolgskontrolle** sind die **Meßergebnisse laufend auszuwerten** und mit dem geplanten Sanierungsablauf zu vergleichen.

Ein abschließender Erfolg kann nur konstatiert werden, wenn die maßgebenden Sanierungsziele erreicht und über einen ausreichenden Zeitraum eingehalten wurden.

Nach Einschränkung oder Abstellung des Sanierungsbetriebs müssen ggf. über Jahre wiederholte Nachkontrollen erfolgen. Bei ungünstigen Ergebnissen muß unter Umständen eine Wiederingangsetzung der Sanierung stattfinden.

5.2.6 Betrieb und Effektivität

Einlaufphase

Bei hydraulischen Sanierungsentnahmen muß, insbesondere bei komplexen Schadensfällen, mit einer Einlaufphase gerechnet werden, in der

- die angestrebten Strömungs- und Druckverhältnisse durch Steuerung des hydraulischen Systems eingeregelt werden,
- verstärkt mit Betriebsstörungen, z. B. Defekten an Pumpen, Wasserzählern oder Steuerungen, zu rechnen ist,
- sich die Schadstoffgehalte im Förderwasser oft nur langsam stabilisieren,
- unerwartete Effekte auftreten können, z. B. Ansammeln von organischen Leichtphasen in Brunnen, die bei der Erkundung und im Versuchsbetrieb nicht feststellbar waren,
- grundsätzlich eine intensive Betreuung und ggf. Modifizierung des Sanierungsbetriebes erforderlich ist.

Sanierungsverlauf

Eine Abschätzung der notwendigen Betriebsdauer ist auch bei sehr guter Kenntnislage der örtlichen Verhältnisse sehr schwer und mit großen Unsicherheiten behaftet. Die meisten Prognosen erwiesen sich als zu optimistisch.

Bei großen komplexen Schadensfällen mit z. T. gering löslichen Schadstoffen sollte von einem mehrjährigen bis mehrere Jahrzehnte dauernden Betrieb gerechnet werden. Beispielhaft ist die Auswirkung verschiedener Faktoren auf den Sanierungsverlauf in der nachfolgenden Tabelle 5.2-3 dargestellt.

Gegebenenfalls müssen die Sanierungsziele bzw. die Tolerierbarkeit gewisser Restverunreinigungen vor dem Hintergrund der damit verbundenen Gefährdungen und der Angemessenheit des Aufwandes zur weiteren Sanierung im Sanierungsverlauf neu diskutiert werden.

	Verlängernd	Verkürzend
Untergrund	heterogen	homogen
	feinkörnig	grobkörnig
	schadstoffsorbierend (z. B. org. Lagen)	nicht sorbierend
Schadstoff	gering löslich	gut löslich
	neigt zur Sorption	geringe Sorption
	nicht abbaubar	abbaubar
Sanierung	wenig intensiv, ungezielt	intensiv, gezielt
	ohne Maßnahmen im Schadenszentrum und (belasteten) ungesättigten Bereich	mit Maßnahmen im Schadenszentrum / ungesättigter Bereich
	keine unterstützenden Maßnahmen	mit unterstützenden Maßnahmen

Tab. 5.2-3 Auswirkung verschiedener Faktoren auf den Sanierungsverlauf

Erhöhung der Effektivität

Bei unbefriedigendem Sanierungsverlauf sind Maßnahmen zur Steigerung der Effektivität in Betracht zu ziehen, z. B.

- intensivere, gezieltere Durchströmung von Bereichen mit hohen Belastungen durch ergänzende Entnahmen oder Spülungen
- Steigerung von Förderraten bzw. Spülraten an bestehenden Anlagen
- ergänzende Maßnahmen zur Abbauförderung, Mobilisierung oder Immobilisierung entsprechend Kapitel 3.2.5.

Bei solchen Veränderungen sind die Auswirkungen auf Wechselwirkungen mit der Anlagentechnik, z. B. der Wasseraufbereitung zu berücksichtigen.

5.3 Pneumatische Verfahren

5.3.1 Allgemeine Kriterien für Planung und Betrieb pneumatischer Verfahren

Bei pneumatischen Verfahren ergeben sich, ergänzend zu den Ausführungen in Kapitel 5.1, folgende **Aufgabenstellungen**:

- Eine möglichst gezielte, vollständige und gleichmäßige Durchströmung belasteter Bereiche. Dies wird im wesentlichen durch die Anordnung von Absaug- und Luftzufuhrreinrichtungen bewirkt.
- Ein möglichst hoher und gleichmäßiger Austrag von Schadstoffen ist anzustreben. Eine Auslegung von Aggregaten, Reinigungsanlagen und Betriebsweise auf einen nur kurzfristig erzielbaren anfänglichen Maximalaustrag ist unwirtschaftlich.

Aufgrund der Einflußfaktoren gemäß Kapitel 3.3.2, insbesondere den häufig unberücksichtigten, wie

- üblicherweise vorhandener Inhomogenitäten, verbunden mit
- heterogener Durchlässigkeitsverteilung
- einem langsamen Austausch zwischen immobilen und mobilen Phasen
- der Verringerung des Luftporenanteils mit zunehmendem Unterdruck

sollte

- das pneumatische System (Absaug-, Luftzufuhranlage) bei größeren oder komplexen Schadensfällen aus **räumlich verteilten Einheiten** bestehen,
- ein **möglichst variabler Betrieb** des pneumatischen Systems (alternierender bzw. intermittierender Saugstellenbetrieb, Wechsel Absaugung/Luftzufuhr) erfolgen können,
- ein **möglichst geringer Unterdruck**, insbesondere bei feinkörnigen Böden und geringen Flurabständen angelegt werden.

5.3.2 Vorbereitende Untersuchungen

5.3.2.1 Detailerfassung der örtlichen Verhältnisse

Es ist zu überprüfen, ob die vorliegenden Kenntnisse für eine sachgerechte Ausführungsplanung und Durchführung eines Sanierungsversuches ausreichen. Gemäß den in Kapitel 3.3.2 angeführten Einflußfaktoren auf pneumatische Verfahren ist ohne ausreichendes Wissen über

- die Bodenverhältnisse und
- über Art, Menge und Verteilung der Belastung

eine sachgerechte Sanierungsplanung nicht möglich.

Die notwendige Erkundungstiefe hängt dabei insbesondere auch von der Komplexität der Untergrund- und Belastungsverhältnisse ab. So können beispielsweise bei homogenem,

durchlässigem Sand-Kies-Untergrund und einer reinen Belastung mit leichtflüchtigen Komponenten (z. B. reiner CKW-Schaden) Bodenluftuntersuchungen ggf. ausreichen. Bei heterogenem Untergrund mit bindigen oder organischen Anteilen sowie bei Mischkontaminationen mit mittel- oder schwerflüchtigen Komponenten sind gezielte Untersuchungen an der Festsubstanz unerlässlich.

Auf eine fundierte Erfassung der Grundwasserverhältnisse (Wasserstände, Qualität, Strömung) und ihrer zeitlichen Variabilität ist zu achten.

Hinsichtlich der Erfassung der schadstoff- und untergrundbezogenen Verhältnisse sei auf die Ausführungen in Kapitel 2.5 dieses Handbuches verwiesen.

5.3.2.2 Vorversuche - Reichweitenbestimmung

Allgemeines und Problematik

Im Rahmen eines Versuchsbetriebes sollen planungs- und anlagenrelevante Kenngrößen, wie Reichweite, erzielbare Absaugraten, Wasserspiegeländerungen, Unterdrücke in Absaugbrunnen sowie Anfangs- und Endkonzentrationen der Abluft ermittelt werden (vgl. Kapitel 2.5.6). Diese Kenngrößen sind wesentliche Planungsgrundlage für die Zahl und Anordnung der Saugbrunnen sowie Luftzufuhrbrunnen, die Abluftreinigung, die Auslegung der Aggregate (Durchflußrate, Druckdifferenz) sowie ggf. eine erforderliche ergänzende hydraulische Sanierung.

Der Begriff "Reichweite" wird unterschiedlich definiert, soll jedoch nachfolgend als der Bereich um eine Absaugeinrichtung verstanden werden, in dem eine sanierungswirksame Durchströmung stattfindet.

Die wesentliche Schwierigkeit besteht darin, zu erfassen, ob im belasteten Bodenbereich eine zufriedenstellende Luftdurchströmung stattfindet. Hierfür gelten üblicherweise als Kriterien

- **eine möglichst hohe Belastung der angesaugten Luft**
Da sich eine hohe Bodenluftbelastung auch über und neben Belastungsherden in der Bodenluft einstellen kann, sind anfänglich hohe Austragsraten auch ohne optimale Durchströmung des Schadensherdes möglich. Entscheidender wäre ein nicht zu schnelles Absinken der Austragsraten.
- **eine Ausbreitung des Unterdruckes im belasteten Bereich, der mit Rauchgasröhrchen (Strömungsprüfer) oder Druckmeßgeräte (empfindliche Geräte erforderlich) nachgewiesen wird.**
Der Nachweis eines Unterdruckes allein gibt keinen Aufschluß über das Ausmaß der Strömungsvorgänge. So kann sich beispielsweise ein Unterdruck in einer gut durchlässigen, versiegelten Aufschüttung horizontal weiträumig ausbilden, ohne daß ein unterlagernder, bindiger und ggf. stärker belasteter Horizont maßgebend durchströmt wird. Andererseits wurden in der Praxis aufgrund von Bodenluftnachmessungen deutlich größere Reichweiten als im Versuch ermittelt (HARRESS et al., 1990).

Unzufriedenstellende Sanierungsvorläufe bei Beschränkung auf möglichst wenige Absaugstellen oder Berichte über eine deshalb erfolgte nachträgliche Verdichtung des Systems von Absaugstellen verdeutlichen die gebotene Vorsicht bei der Interpretation der Ergebnisse. Sämtliche örtlich relevanten Fakten sind zu berücksichtigen.

Neuere Entwicklungen zur Anwendung von geogenen (z. B. Radon) und künstlich punktförmig eingebrachten Tracern (z. B. Heliumzugabe) bei Versuchsbetrieben werden sicherlich an Bedeutung gewinnen.

Planung und Einrichtung

Ein Versuchsbetrieb sollte möglichst unter denselben Randbedingungen wie die spätere Sanierung durchgeführt werden.

Unter Umständen können für einen Versuchsbetrieb vorhandene Dauergasmeßeinrichtungen eingesetzt werden. Neben den eigentlichen Sanierungsanlagen ist auf ein ausreichendes Meßsystem (Bodenluftmeßstellen) zu achten, um die Reichweite und eine ausreichende Bodenluftbewegung in den belasteten Bereichen nachweisen zu können. Bei mächtigeren Sanierungsbereichen sollten möglichst tiefendifferenzierte Gasmeßstellen eingerichtet sein, z. B. entsprechend FORSTER et al., 1990. In **Abb. 5.3-1** ist beispielhaft eine Meßsystemanordnung wiedergegeben. Vor Durchführung sollte das Versuchsprogramm mit dem beteiligten Anlagenanbieter nochmals besprochen werden.

Durchführung

Die Versuchsdurchführung erfolgt im allgemeinen so, daß an einer Absaugstelle stufenweise der angelegte Unterdruck erhöht wird und die Parameter des Meßprogramms an dem Brunnen (üblicherweise Unterdruck, Volumenstrom, Wassergehalt, Grundwasserstand, Luftbelastung) und an den umgebenden Meßstellen (Unterdruck quantitativ oder qualitativ über Rauchgasansaugen) ermittelt werden.

Bei Brunnengruppen sollten sowohl die Brunnen einzeln als auch in Kombination betrieben werden. Bei Einbeziehung von Lufteinblasung oder Lufteinleitung sollte der Versuch sowohl ohne als auch mit Luftzufuhr erfolgen. Eine installierte Anlage zur Bodenluftkreislaufführung sollte in den verschiedenen Varianten (einzeln saugen, kombiniert saugen, wechselseitiges Saugen/ Lufteinblasen) erprobt werden.

Die Versuchsdauer ist abhängig von den örtlichen Verhältnissen. Für eine Versuchssituation ist mindestens abzuwarten, bis sich angelegter Unterdruck und der daraus resultierende Volumenstrom stabilisiert haben. Hinsichtlich der Abluftbelastung ist ein "stationärer" Zustand in so kurzer Zeit nicht erreichbar. Üblicherweise ist eine Zeit von rd. 1 Stunde je Versuchskonfiguration anzusetzen, eine abschließende optimierte Konfiguration sollte etwa 24 Stunden betrieben werden. Im Hinblick auf spezielle Fragestellungen der Abluftreinigung, z. B. Auslegung und Wirtschaftlichkeit einer Lösemittelrückgewinnung, können längere Zeiten angebracht sein.

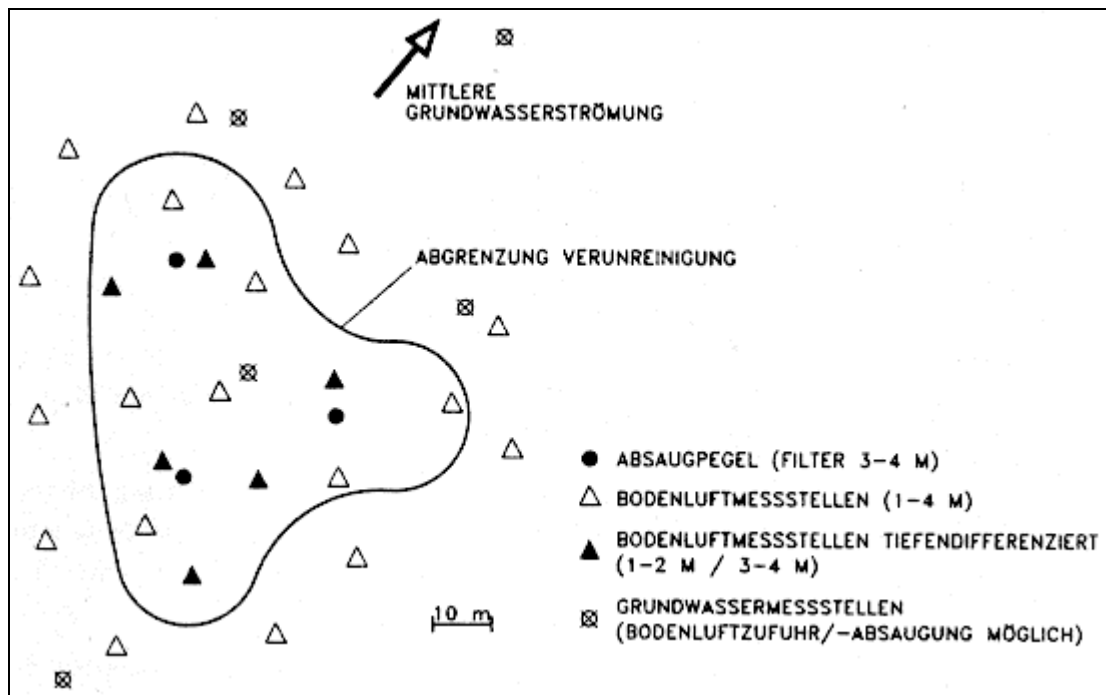


Abb. 5.3-1 Beispiel eines Meßnetzes für einen Absaugversuch

Auswertung

Für die verschiedenen Belastungsstufen und Anlagenkonfigurationen sind die jeweils erzielten Stofffrachten auszuwerten. Die ermittelten Volumenströme sind auf Normalbedingungen zu beziehen (1013 mbar, 0 °C).

5.3.2.3 Untersuchungen mit mathematischen Modellmethoden

Ein mögliches Planungsinstrument zur Optimierung des Systems pneumatischer Sanierungsanlagen und zur Veranschaulichung der Auswirkung von Anlagenkonfigurationen auf die Strömungsverhältnisse bietet die Anwendung mathematischer Modelle. Solche Anwendungen sind u. a. beschrieben bei KALERIS, V.; CROISE, 1990.

Kommerziell verfügbar ist z. B. das Modell Air (LIN, KINZELBACH, 1991), zu beziehen bei Prof. Kinzelbach, Universität Heidelberg.

Für sachgerechte Anwendungen als Planungsgrundlage sind gewisse Erfahrungen mit dem Einsatz numerischer Modellmethoden erforderlich. Da die Eingabeparameter, insbesondere die räumliche Verteilung der Durchlässigkeiten, kaum differenziert erfaßt werden können, sind die Modellergebnisse außerdem hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit mit gebotener Vorsicht zu interpretieren.

5.3.3 Auslegung von Absaug- und Luftzufuhranlagen

5.3.3.1 Anordnung von Absaug- und Luftzufuhranlagen

Anordnung von Absauganlagen

Die Filterstrecken der Bodenluftabsauganlagen sollten zur besseren Effektivität in den Schadenszentren platziert sein. Ein Beispiel hierfür zeigt die Abb. 5.3-2 (in Anlehnung an DVWK 98, 1991). Der Vorteil einer auf den unteren Bereich begrenzten Filterstrecke gegenüber einer längeren Filterung wird noch dadurch verstärkt, daß bei einer Vollverfilterung die Luftzuströmung aufgrund der normalerweise nach unten hin zunehmenden Wassergehalte und damit verringerten Luftdurchlässigkeiten überproportional aus den oberen Bereichen der Filterstrecke erfolgt.

Bei einer größeren Ausdehnung der Verunreinigungen sind u.U. mehrere Absaugstellen erforderlich. Die Anordnung ist aufgrund der Ergebnisse des Versuchsbetriebes so zu wählen, daß der gesamte belastete Bereich durch die Absauganlagen erfaßt wird.

Bei annähernd homogenem Untergrund können je nach Bodenart Reichweiten entsprechend Tabelle 5.3-1 erzielt werden. Insbesondere bei gering und sehr gering durchlässigen Böden können jedoch auch sehr kleine Reichweiten auftreten.

Aufgrund der meist doch größeren Inhomogenitäten im Untergrund wurden bei größeren Sanierungsfällen mit einem verdichteten Netz von Absaugstellen bessere Erfahrungen gemacht. Zudem können mehrere kleinerdimensionierte Brunnen auch abwechselnd als Absaugbrunnen, Luftzufuhreinrichtungen und Meßstellen verwendet werden (USEPA, 1991).

Bei Mehrbrunnenanlagen ohne Oberflächendichtung wird als Faustregel für den Abstand das zweifache der Tiefenlage des Filters empfohlen (USEPA, 1991; DVWK 98, 1991).

In Anlehnung an (DVWK 98, 1991) werden in Abb. 5.3-3 mehrere Beispiele für eine sinnvolle Anpassung der Anordnung von Absaugeinrichtungen an die Untergrundverhältnisse und Belastungsverteilung skizziert.

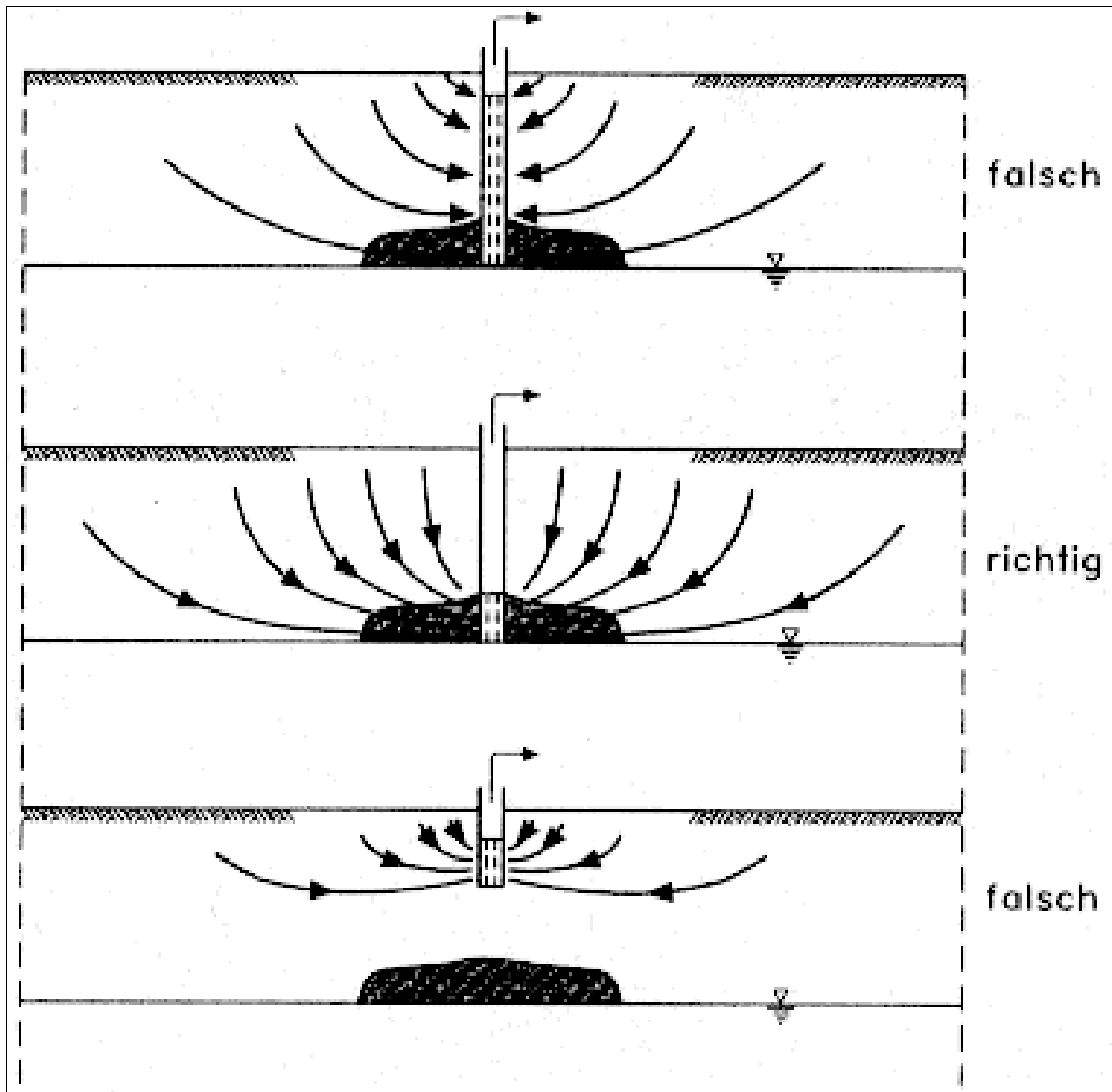


Abb. 5.3-2 Plazierung eines Absaugbrunnens relativ zur Lage der Verschmutzung (nach DVWK, 1991)

Tab. 5.3-1 Erfahrungswerte für die Reichweite von den Bodenluftabsaugbrunnen unter günstigen Randbedingungen, z. B. gering durchlässige Deckschicht

Bodenart nach DIN18130	k_f -Wert	Reichweite im Radius (Erfahrungswert)
stark durchlässig (Kiese, Sand)	$> 10^{-4}$	50 m
Durchlässig (Sand, Schluff)	10^{-4} bis 10^{-6}	20 m
Gering durchlässig (Schluff, tonige Böden)	10^{-6} bis 10^{-8}	10 m

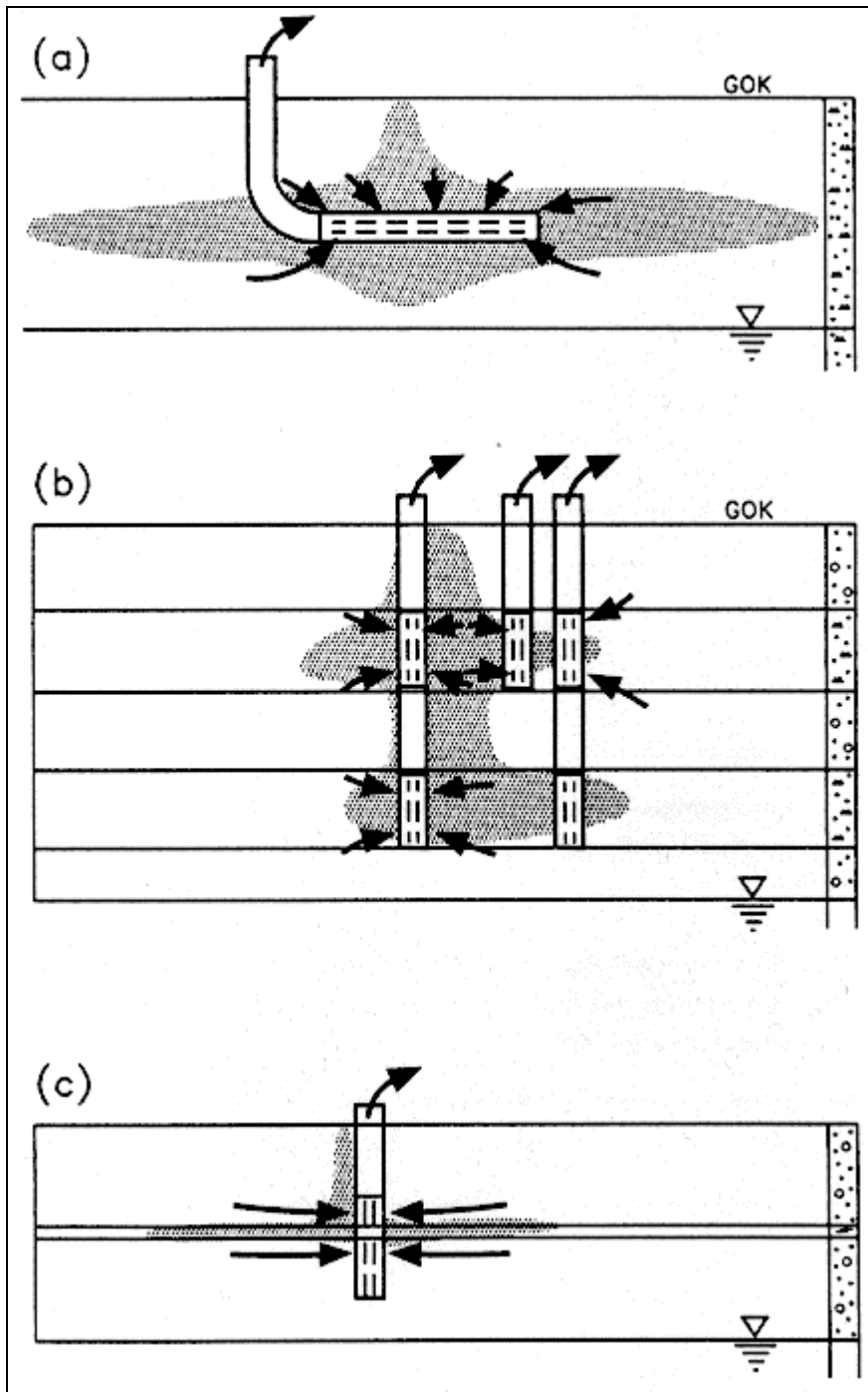


Abb. 5.3-3 Beispiele vertikaler Anordnung von Absaugeinrichtungen angepaßt an örtliche Verhältnisse (nach DVWK, 1991)

Anordnung von Luftzufuhranlagen

Durch gezielte Anordnung von Luftzufuhranlagen kann die gezielte Durchströmung belasteter Bereiche noch besser beeinflußt werden. Beispiele geben hierzu die Abbildungen 5.3-4 (Begünstigung der horizontalen Strömungsverhältnisse) und 5.3-5 (Begünstigung vertikaler Strömungsverhältnisse). Passive Luftzufuhranlagen können in ihren Auswirkungen auf die Strömungsverhältnisse einfacher erfaßt und kontrolliert werden als eine Lufteinpressung. Es ist sicherzustellen, daß die eingeblasene Luft vollständig von dem System von Absaugbrunnen

erfaßt wird. Eine gezielte Steuerung der Einblasvolumina ist hierfür erforderlich. Eine Luftzufuhr nahe des Grundwasserspiegels bietet den Vorteil einer besseren Luftdurchströmung durch Verhinderung einer unterdruckbedingten Aufspiegelung bzw. Verdrängung der Grundwasseroberfläche nach unten.

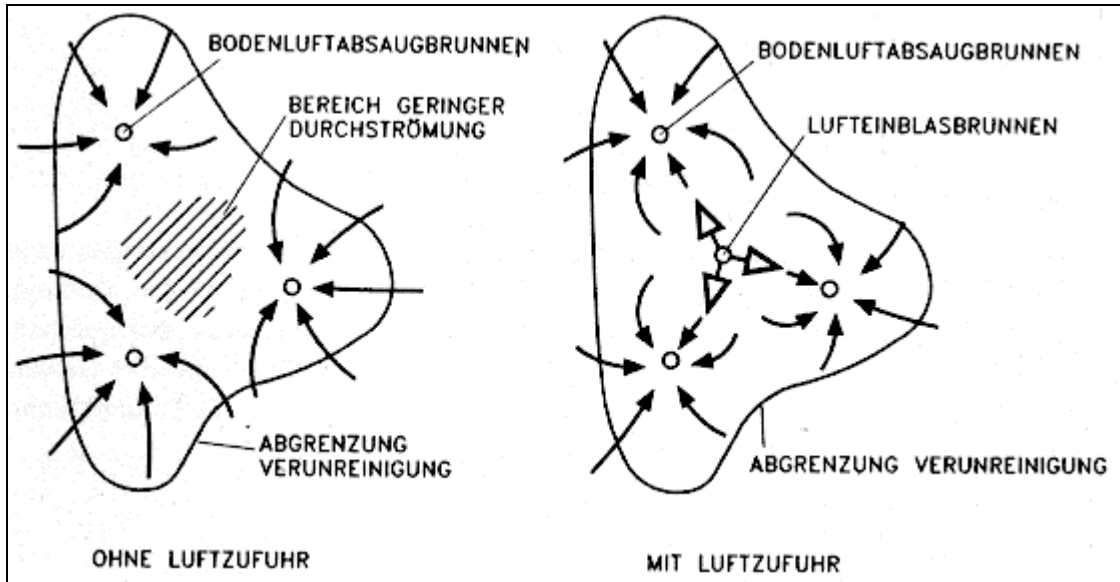


Abb. 5.3-4 Auswirkung der Anordnung eines Lufteinblasbrunnens (horizontaler Fall) bei versiegelter Geländeoberfläche

Bei der Platzierung von **Lufteinblaseinrichtungen für eine in-situ Strippung** ist (im Zusammenspiel mit Einblas- und Absaugvolumina sowie den entsprechenden Drücken) darauf zu achten, daß die Reichweite der korrespondierenden Bodenluftabsaugmaßnahmen die Reichweite der Belüftung der gesättigten Zone umfaßt. Die Einblasstellen sollten nach Möglichkeit direkt unterhalb oder an der Sohle des durch die Erkundung abgegrenzten belasteten Bereiches liegen (DVWK 98, 1991).

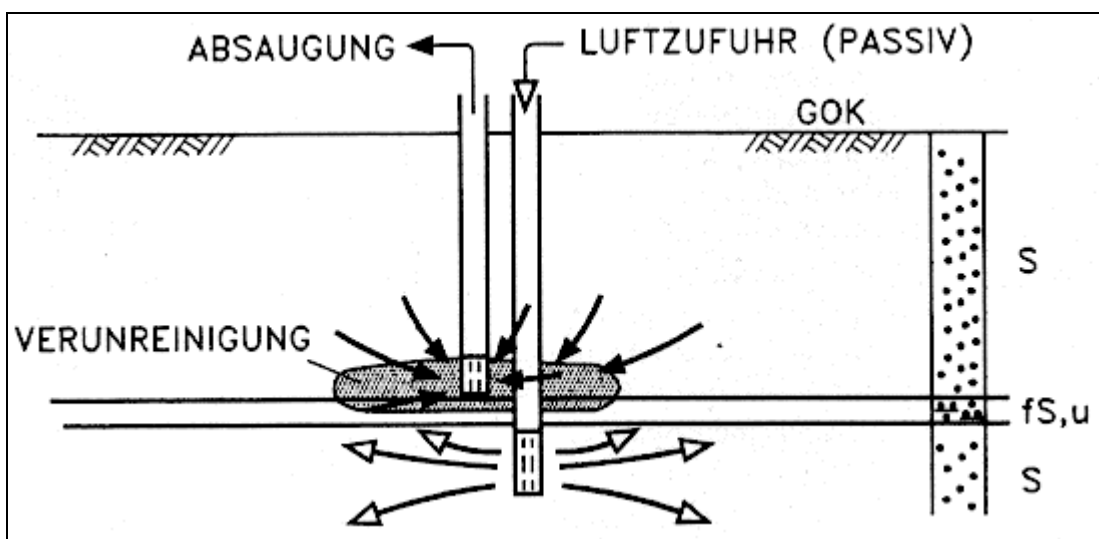


Abb. 5.3-5 Vertikalebener Beispielfall für die Anordnung eines Luftzufuhrbrunnens

5.3.3.2 Ausbau von Bodenluftfassungsanlagen und Luftzufuhranlagen

In der Praxis variieren Auswahl und Dimensionierung von Bodenluftfassungsanlagen primär entsprechend den Erfahrungen und Gepflogenheiten des jeweiligen Planungsbüros. Für den jeweils bevorzugten Typ werden Vorteile wie besserer Luftdurchsatz bzw. kleinere erforderliche Drücke, geringere Kosten, höhere Flexibilität des Gesamtsystems, geringere Wassergehalte etc. genannt. Systematische strömungstechnische Herleitungen oder Vergleichsuntersuchungen liegen kaum vor.

Brunnen ohne Filterkiesschüttung/Rammbrunnen

weisen im allgemeinen nur geringe Durchmesser von rd. DN50 auf. Rammfilterbrunnen aus Stahl besitzen üblicherweise ein rd. 1 m langes Filterrohr. In kleinkalibrige Bohrungen, z. B. Sondierungen, eingeführte Kunststoffrohre können mit verschiedenen langen Filtern ausgestattet werden.

Oberflächlich erfolgt eine Abdichtung. Typische Ausbautiefen liegen bei 2 bis 6 m.

Bohrbrunnen

Bei der Auslegung von Bohrbrunnen sind die verschiedensten Varianten möglich. Maßgebend ist die abzusaugende Luftmenge, die wiederum von der Größe des Schadens, der Luftdurchlässigkeit des Untergrundes sowie Zahl und Ausdehnung der Absaugbrunnens abhängt.

Größere Brunnendurchmesser (Bohrung Durchmesser größer 250 mm, Ausbaudurchmesser größer 100 mm) sind zu bevorzugen bei räumlich begrenzten und einfach gelagerten Schadensfällen in grobkörnigem Untergrund, bei denen häufiger ein bis drei Absaugstellen ausreichen. Große Ausbaudurchmesser bieten den Vorteil eines kleinen Lufteintrittswiderstandes und verringern somit auch bei großen Luftförderraten die Gefahr des Mitansaugens von Feinteilchen und Wassertröpfchen.

Kleinere Brunnendurchmesser (Bohrung Durchmesser 100 - 250 mm, Ausbaudurchmesser 50 bis 100 mm) sind bei feinkörnigeren oder geschichtetem Untergrund und komplexeren Belastungsverteilungen zu bevorzugen. Die einzelnen Brunnen sind kostengünstiger und können in einer größeren Anzahl - wie dies unter solchen Bedingungen aufgrund der begrenzten Brunnenreichweite und zur besseren Steuerung der Strömungsverhältnisse erforderlich ist - eingerichtet werden. Eine größere Anzahl kleinerer Brunnen kann zudem phasenweise als Absaugbrunnen, Einblas- oder Lufteinlaßbrunnen oder als Meßstellen verwendet werden. Die Filterkiesschüttung ist an den Boden anzupassen (DIN 4924). Oberhalb des Filterbereiches ist eine Dichtung anzubringen (siehe unten). DN50-Brunnen aus verzinktem Stahlrohr (Rammfilter plus Aufsatzrohr) werden häufig als Belüftungseinrichtungen bei der in-situ Strippung eingesetzt.

Brunnen mit Spezialfiltern / Bodenluftkreislaufführung / koaxiale Grundwasserbelüftung

Hinsichtlich der lieferbaren Dimensionen sind die in Kapitel 4 angeführten Entwickler bzw. Anbieter zu befragen.

Mehrfache Verfilterung

Um eine saubere Einbringung von Filtermaterial und Dichtungsmaterial bei mehrfacher Verfilterung technisch zu ermöglichen, sind größere Bohrdurchmesser (≥ 300 mm) und kleinere Rohrdurchmesser (ca. 50 mm) erforderlich. Sofern größere Rohrdurchmesser wünschenswert sind (hohe Luftförderrate), sollten statt dessen mehrere tiefendifferenzierte Einzelbrunnen eingerichtet werden.

Horizontale Fassung

Bei einer horizontalen Fassung werden die Filterrohre im allgemeinen in einem hierfür ausgehobenen, häufig rd. 1 bis 1,5 m tiefen Rohrgraben ausgelegt und mit Filterkies hinterfüllt. Das Filterrohr erhält an einem Ende eine Abschlußkappe und wird am anderen Ende üblicherweise mittels einem Bogenstück als Vollrohr zur Erdoberfläche geführt. In dem Graben wird üblicherweise der ursprüngliche Aushubboden wieder eingebracht. Aufgrund der Auflockerung des Bodens im Graben ist eine Abdeckung an der Oberfläche zur Vermeidung von Kurzschlußströmungen besonders wichtig. Das nach oben geführte Rohr ist ebenfalls im Bereich der Erdoberfläche abzudichten.

Abdichtung von Luftfassungs- und -zufuhranlagen

Bei der Einrichtung von Bodenluftfassungs- oder Luftzufuhranlagen ist auf eine sorgfältige Ausführung einer Abdichtung zur Erdoberfläche hin zu achten, um die gewünschte Durchströmung des Bodens zu bewirken und einen Kurzschluß mit der Atmosphäre zu vermeiden. Das Dichtungsmaterial muß selbst dicht sein, einen guten Anschluß an die Brunnenrohre und den Boden sowie eine gewisse Plastizität aufweisen. Zu den üblicherweise angewandten Dichtungsmaterialien ist nach LFU, 1990 folgendes anzumerken:

- **Zement- und Bentonitmischung**
Diese wird häufig angewandt (vgl. USEPA, 1991). Jedoch weist eine reine Bentonit-Zementmischung wenig Plastizität bzw. Elastizität auf, was häufig zu Rißbildungen an Grenzflächen führt.
- **Tondichtungen**
Z. B. Bentonit ist in feuchtem Zustand sehr gut geeignet. Bei Trockenheit neigt dieses Material jedoch zur Schrumpfung und Rißbildung. Tondichtungen werden als trockene, gekörnte Aggregate in den Ringraum geschüttet und quellen aufgrund einer Wasserzugabe auf. Bei undurchlässigen Gesteinen ist das dann auch im Filterbereich stehende Wasser nur schwerlich zu entfernen.
- **Bentonit/Zement/Sandmischung**
Diese wird von LFU, 1990 besonders empfohlen, da sie dichtende und plastische Eigenschaften am besten verbindet. Das Mengenverhältnis beträgt dabei rd. 15 % Bentonit, 70 % Zement und ca. 15 % Sand sowie Wasser.

Die Funktionstüchtigkeit der Dichtung sollte wiederholt qualitativ mit Hilfe von Rauchgasprüfröhrchen überprüft werden. Häufig wird oberhalb des Dichtungsmaterials noch ein Betonsockel als oberer Abschluß erstellt.

5.3.4 Dimensionierung bzw. Betriebsparameter der Aggregate und sonstiger Systemkomponenten

Saug- und Druckaggregate

Auswahl bzw. Dimensionierung von Saug- und Druckaggregaten richten sich nach der angestrebten Luftdurchsatzleistung und der zu überwindenden Druckdifferenz. Sie sollte aufgrund der Ergebnisse des Versuchsbetriebes und der Planung der Gesamtanlage in Abstimmung mit dem Anlagenhersteller erfolgen. Für die Lufteinblasung bei einer in-situ Strippung wird von (DVWK 98, 1991) ein Druck empfohlen, der etwa 0,1 bar über dem Druck der Wassersäule an der Einblasstelle liegt. Eine Vorauswahl von Saugaggregaten für einen Versuchsbetrieb kann aufgrund der Angaben in Kapitel 4.2.4 entsprechend den Untergrundverhältnissen vorgenommen werden. Die entsprechenden Druck/Volumenstrom-Kennlinien sind den jeweiligen Herstellerinformationen zu entnehmen. Es ist abzuwägen, ob eine frequenzgesteuerte Anlage wirtschaftlich von Vorteil ist.

Bei der Wahl der Aggregate ist fallspezifisch zu berücksichtigen, ob eine mögliche Explosionsgefährdung vorliegt (Näheres siehe unten).

Leitungen

Der üblicherweise angewandte Leitungsquerschnitt beträgt DN 50. Prinzipiell sollte jedoch der Leitungsdurchmesser an den Luftdurchsatz angepaßt werden. Die mittlere Geschwindigkeit sollte 10 bis 15 m/s nicht überschreiten, da sonst unnötig hohe Druckverluste in den Leitungen auftreten.

In Gebieten mit längeren Frostperioden ist bei längeren Leitungsstrecken im Freien auf eine Isolierung zur Vermeidung des Ausfrierens von Wasserdampf zu achten. Rohre sollten so verlegt werden, daß sie ein Gefälle sowohl zum Brunnen oder zum Kondensatabscheider besitzen, so daß sich abscheidendes Wasser abfließen kann.

Sonstige Anlagenteile

Die sonstigen Anlagenteile, wie die Installation der Meß- und Regeltechnik, Wasserabscheider, erforderliche Kühlung oder Schalldämpfer sind entsprechend den angestrebten Druckverhältnissen, Durchflußmengen und Leitungsquerschnitten zu wählen.

Beispielhafte Anordnung der Systemkomponenten

Eine schematische Konfiguration der wesentlichen Bauteile einer Bodenluftabsauganlage ist in Abb. 5.3-6 dargestellt. Teilweise werden fertige Anlagenzusammenstellungen, auch in Kompaktbauweise (z. B. HUT, o. J.), angeboten.

Explosionsschutz

Mögliche Explosionsgefährdungen können auftreten

- im Anlagenumfeld, so bei Anlagen auf Raffinerien und Tanklagern,
- innerhalb der Anlage, z. B. bei explosiven Bodenluftgemischen aus frischen Benzinschadensfällen.

In beiden Fällen sind entsprechende Vorgaben an den Anlagenhersteller für die Anordnung und Auslegung der Anlagenteile zu geben. Im zweiten Fall kommen häufig spezielle Anlagenanordnungen zum Tragen, z. B. eine saugseitige Installation der Abluftreinigung.

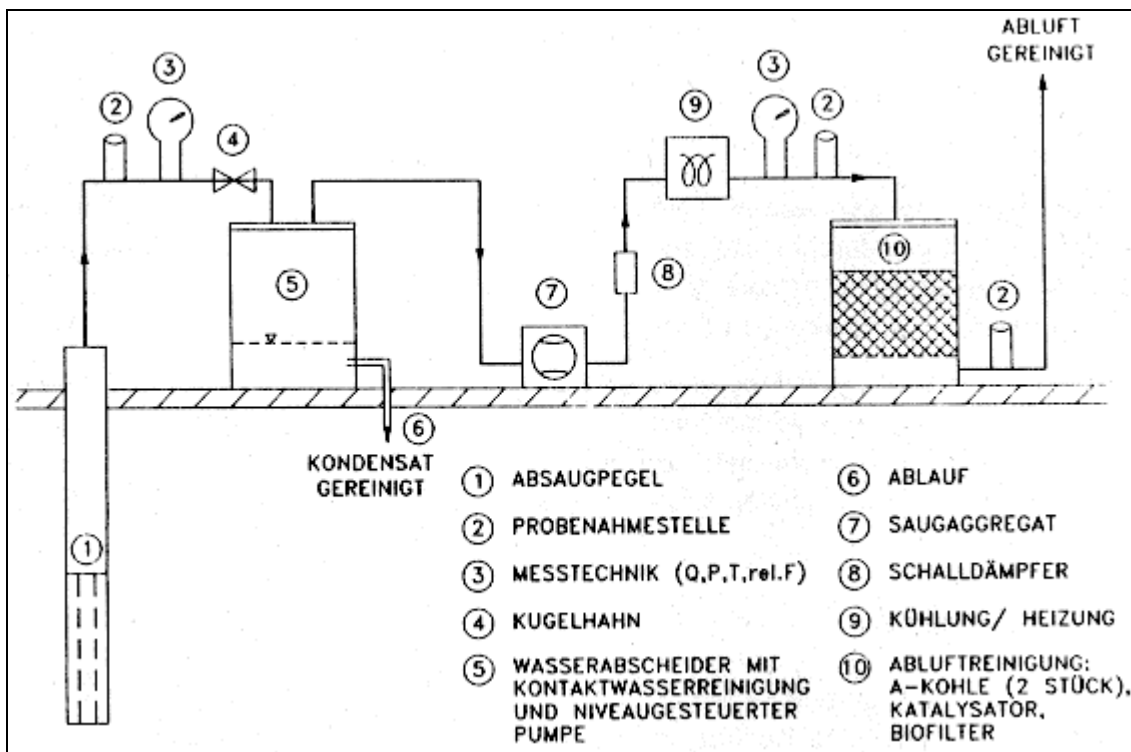


Abb. 5.3-6 Typische Konfiguration einer Bodenluftabsauganlage (verändert nach PRANTNER, o. J.)

5.3.5 Begleitende Untersuchungen zur Effektivitäts- und Erfolgskontrolle

Das begleitende Meßprogramm ist wesentlicher Bestandteil der Sanierungsdurchführung und entsprechend den fallspezifischen Gegebenheiten in Abstimmung mit den Behörden festzulegen. Es soll insbesondere quantitativ die Stoffausträge erfassen und die verbleibenden Restbelastungen ermitteln.

Meßparameter

Im Rahmen des Meßprogrammes sind als Parameter regelmäßig zu erfassen:

- das pneumatische System mit den Entnahmemengen und Drücken an den einzelnen Absaugstellen, eingeblasene Luftmengen sowie die Druckverteilung an Bodenluftmeßstellen
- die Entwicklung der Schadstoffgehalte in der Bodenluft (im allgemeinen ermittelt über Bodenluftmessungen an Gasmessstellen), der abgesaugten Luft und der Abluft nach Reinigung
- sonstige Betriebsparameter, wie Ein- und Ausschaltzeiten, Temperatur- und Wassergehalt der geförderten Luft, Wassermengen aus Wasserabscheidern, besondere Vorfälle etc.

Die abschließende Erfolgskontrolle der Sanierung ist anhand der für die betroffenen Schutzgüter festgelegten Sanierungsziele vorzunehmen.

Meßsystem

Für das begleitende Meßprogramm ist ein geeignetes Meßsystem (z. B. entsprechend **Abb. 5.3-7**) notwendig, wobei häufig Meßeinrichtungen (Gasmessstellen, Grundwassermessstellen) aus der Standorterkundung herangezogen werden können. Weitere Messungen sind ggf. im Bereich der Abluftreinigung notwendig, z. B. um die Beladung von Filtereinheiten zu überwachen. Um den Personalaufwand zur Betreuung der Anlagen zu minimieren, werden insbesondere im Bereich der Aufbereitung automatisierte Meßsysteme angeboten.

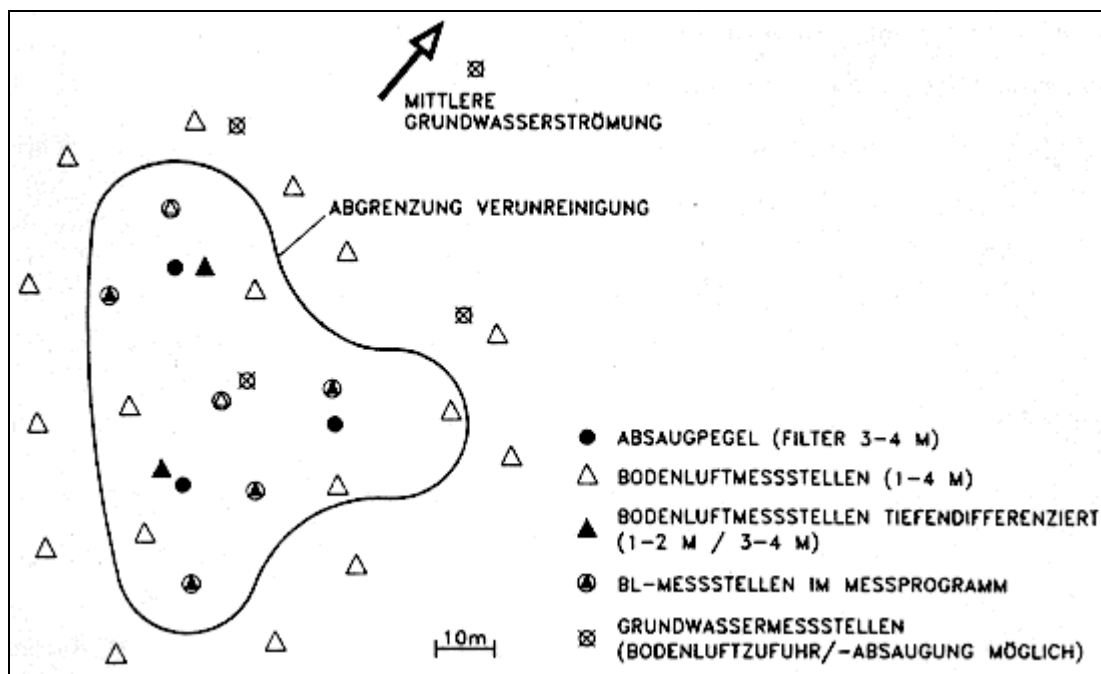


Abb. 5.3-7 Beispiel eines Meßnetzes für sanierungsbegleitende Untersuchungen

Meßintervalle

Bei den chemischen Untersuchungen sollten vor Start des Sanierungsbetriebes am Meßnetz des begleitenden Meßprogramms möglichst 2 Referenzmessungen zur sicheren Erfassung der Ausgangssituation durchgeführt werden. Die Meßintervalle vergrößern sich im allgemeinen im Sanierungsverlauf. Ein mögliches Programm wäre z. B.

- zweimal am 1. Tag
- täglich in der 1. Woche
- wöchentlich in den ersten drei Monaten.
- danach 14tägig

für die Parameter innerhalb des pneumatischen Systems (Druck, Temperatur, Durchfluß, rel. Feuchte, Schadstoffkonzentration). Bodenluftuntersuchungen an ausgewählten Meßstellen können z. B. im vierteljährlichen Rhythmus durchgeführt werden.

Das Grundwassermeßprogramm kann z. B. 14tägige Wasserstandsmessungen und vierteljährliche Probenahmen und Analysen umfassen.

Auswertung

Die Ergebnisse des begleitenden Meßprogrammes sollten in anschaulicher Form z. B. als Konzentrationsganglinien, aufbereitet werden. Sie sind hinsichtlich der Entwicklung der Austragsraten der Schadstoffe an den einzelnen Saugstellen auszuwerten. Die Volumenströme sind auf Normalbedingungen zu beziehen.

Der damit erfaßte Sanierungsverlauf ist zu bewerten und hinsichtlich

- der Erforderlichkeit einer Optimierung zur Effektivitätssteigerung (vgl. Kapitel 5.3.6),
- der Erreichung der Sanierungsziele

zu überprüfen.

Erfolgskontrolle

Die Konstatierung des Sanierungserfolges ist allein anhand der Konzentrationen in der abgesaugten Luft nicht möglich.

Zu empfehlen sind:

- die Ermittlung der Gehalte in abgesaugter Luft nach einer längeren, z. B. 4wöchigen Betriebspause,
- Kontrollmessungen an Bodenluftmeßstellen im Schadensbereich in zwei Meßreihen,
- Kontrollmessungen im Grundwasser, z. B. 1/2jährlich über 2 Jahre.

5.3.6 Betriebsweise und Effektivität

Nach Einschalten einer pneumatischen Sanierungsanlage ist je nach den örtlichen Verhältnissen und der Sanierungsanlage ein gewisser Zeitraum erforderlich, bis sich die Luftströmungs- und Druckverhältnisse stabilisieren. Zudem treten gerade am Anfang sehr schnelle Änderungen der Qualität der abgesaugten Luft auf. Deshalb ist im allgemeinen gerade zu Beginn einer Sanierung eine intensive Betreuung und meßtechnische Begleitung notwendig.

Der Sanierungsverlauf wird im allgemeinen durch eine Zeit/ Frachtenkurve dokumentiert. **Abb. 5.3-8** (nach BRUCKNER, 1988) zeigt einen idealtypischen, **Abb. 5.3-9** einen realistischen Verlauf. Die erste Sanierungsphase ist gekennzeichnet durch Absaugen der in weiten Bereichen mit der Untergrundbelastung im Gleichgewicht stehenden Bodenluft (Sättigungsaustrag). Mit zunehmendem Sanierungsverlauf begrenzen die Austauschvorgänge (Desorption, Diffusion im nicht durchströmten Porenanteil etc.) den Austrag.

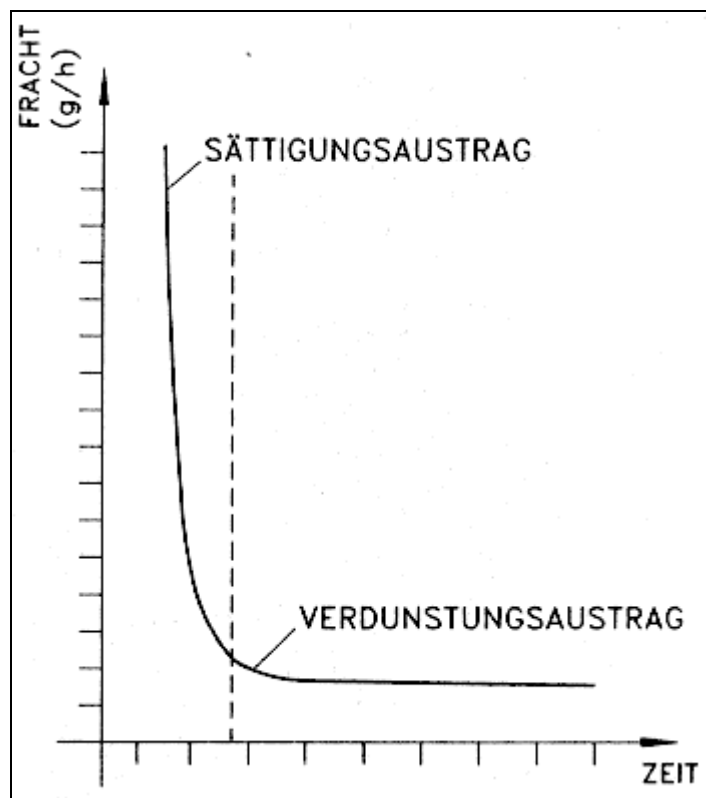


Abb. 5.3-8 Idealtypische zeitliche Entwicklung der Stoffausträge

Die sich dann einstellende Austragsrate ist entscheidend für die Dauer, Effektivität und Wirtschaftlichkeit der Sanierung. Insbesondere bei gering durchlässigen Bodenbereichen ist der Verdunstungsaustrag stark durch die Bodenverhältnisse begrenzt. Bei unbefriedigenden Austragsraten kann durch folgende Maßnahmen eine Optimierung der Wirtschaftlichkeit bzw. Effektivität versucht werden:

- **Erhöhung des Volumenstroms** an den eingerichteten Absauganlagen (sofern möglich) oder durch Installation ergänzender Absauganlagen. Dies ist insbesondere dann sinnvoll, wenn der Austrag auf einem im Vergleich zu den Ausgangswerten sehr hohen Niveau verbleibt und die Sanierung beschleunigt werden soll oder peripher gelegene

Meßstellen kaum Belastungsverminderungen anzeigen. Eine Sanierungsbeschleunigung ist insbesondere dann angeraten, wenn die Anlagen gemietet sind.

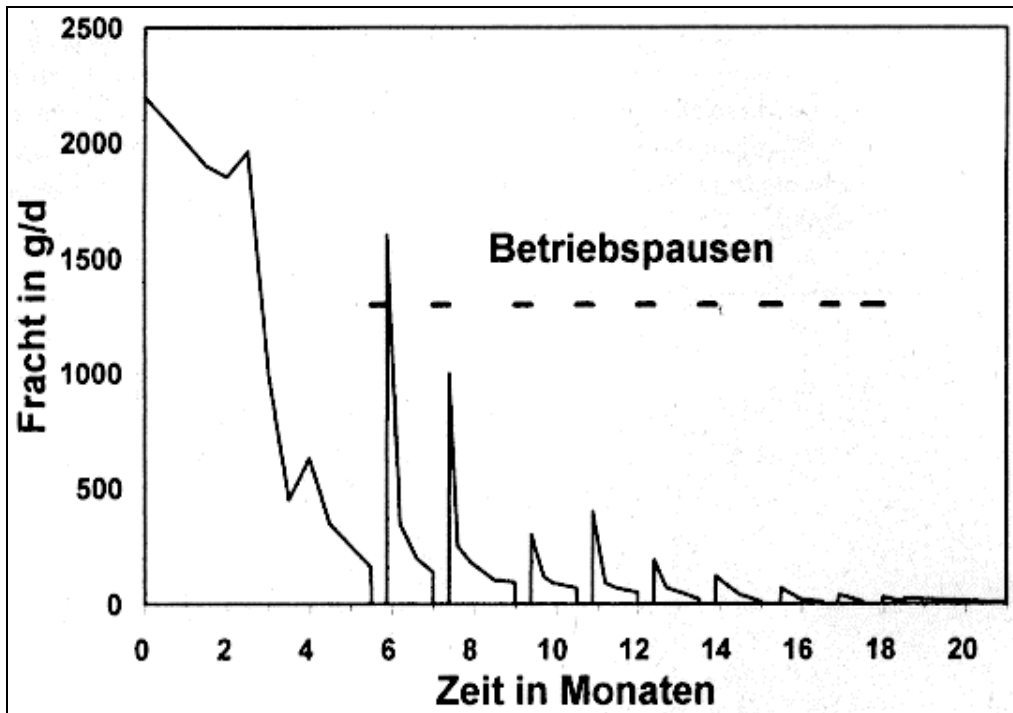


Abb. 5.3-9 Beispielhafte Entwicklung der Stoffausträge bei einem intermittierenden Brunnenbetrieb

- **Ein intermittierender Brunnenbetrieb** (vgl. Abb. 5.3-9) kann bei einem durch eher langsame Austauschprozesse stark begrenzten Sanierungsverlauf günstig sein. Die Betriebskosten können dabei deutlich gesenkt werden (insbesondere von Bedeutung wenn die Anlagen gekauft sind oder allein auf der Basis der Betriebsstunden bezahlt werden), ohne daß sich die Sanierungsdauer wesentlich verlängert (DVWK 98, 1991). Hinsichtlich der Länge von Zeitintervallen ist der Anlagenhersteller im Hinblick auf die entsprechende Eignung der verwendeten Aggregate zu konsultieren.
- **Ein alternierender Betrieb verschiedener Fassungsanlagen** wirkt ähnlich wie ein intermittierender Betrieb. Durch einen wechselnden Betrieb verschiedener Brunnenanlagen wird zudem eine bessere Durchströmung von Bereichen zwischen einzelnen Förderbrunnen bewirkt. Eine von Beginn an alternierende Betriebsweise läßt eine Auswahl kleinerer und damit wirtschaftlicher Aggregate und Aufbereitungsanlagen zu.
- **Minderung der Absaugleistung** z. B. durch Wahl eines kleineren Aggregates oder entsprechende Steuerung eines regelbaren Aggregates (Effekt analog intermittierendem Betrieb).
- **Ergänzende sanierungsunterstützende Maßnahmen** wie aktive oder passive Luftzufuhr, Geoschockverfahren, etc. (vgl. Kapitel 3.3.8). Diese Maßnahmen können ggf. intermittierend betrieben werden.

Diese Maßnahmen sind vor Umsetzung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die vorhandene Anlagentechnik zu überprüfen.

6 Wasseraufbereitung

6.1 Einleitung

Bei der Anwendung von hydraulischen und pneumatischen in-situ Bodenreinigungsverfahren kann es entweder

- durch gezielte Förderung von Grundwasser
- durch Abscheidung von mitgerissenem Wasser oder
- durch Kondensation von Wasserdampf und verdampfbaren Schadstoffen

zum Anfall von kontaminiertem Wasser kommen.

Die Entsorgung dieses kontaminierten Wassers durch Einleitung in die öffentliche Kanalisation, durch Transport mittels Tankwagen oder Schiffen in zentrale Wasseraufbereitungsanlagen, durch Einleitung in Oberflächengewässer oder durch Wiedereinleiten in das Grundwasser unterliegt strengen wasser- und abwasserrechtlichen Vorschriften.

In den meisten Fällen ist die Reinigung des kontaminierten Wassers vor der Einleitung unumgänglich. Je nach der Art der zu entfernenden Schmutzstoffe stehen zur Wasseraufbereitung unterschiedliche Verfahren zur Verfügung, deren Prinzip in den folgenden Kapiteln erläutert wird.

6.2 Auswahl von Wasserreinigungsverfahren

Für die Betreiber von hydraulischen und pneumatischen Bodenreinigungsverfahren stellt sich häufig die Frage des geeigneten Wasseraufbereitungsverfahrens oder einer geeigneten Verfahrenskombination. Für die Wahl des in Frage kommenden Verfahrens kann die Abbildung 6.2.1 hilfreich sein.

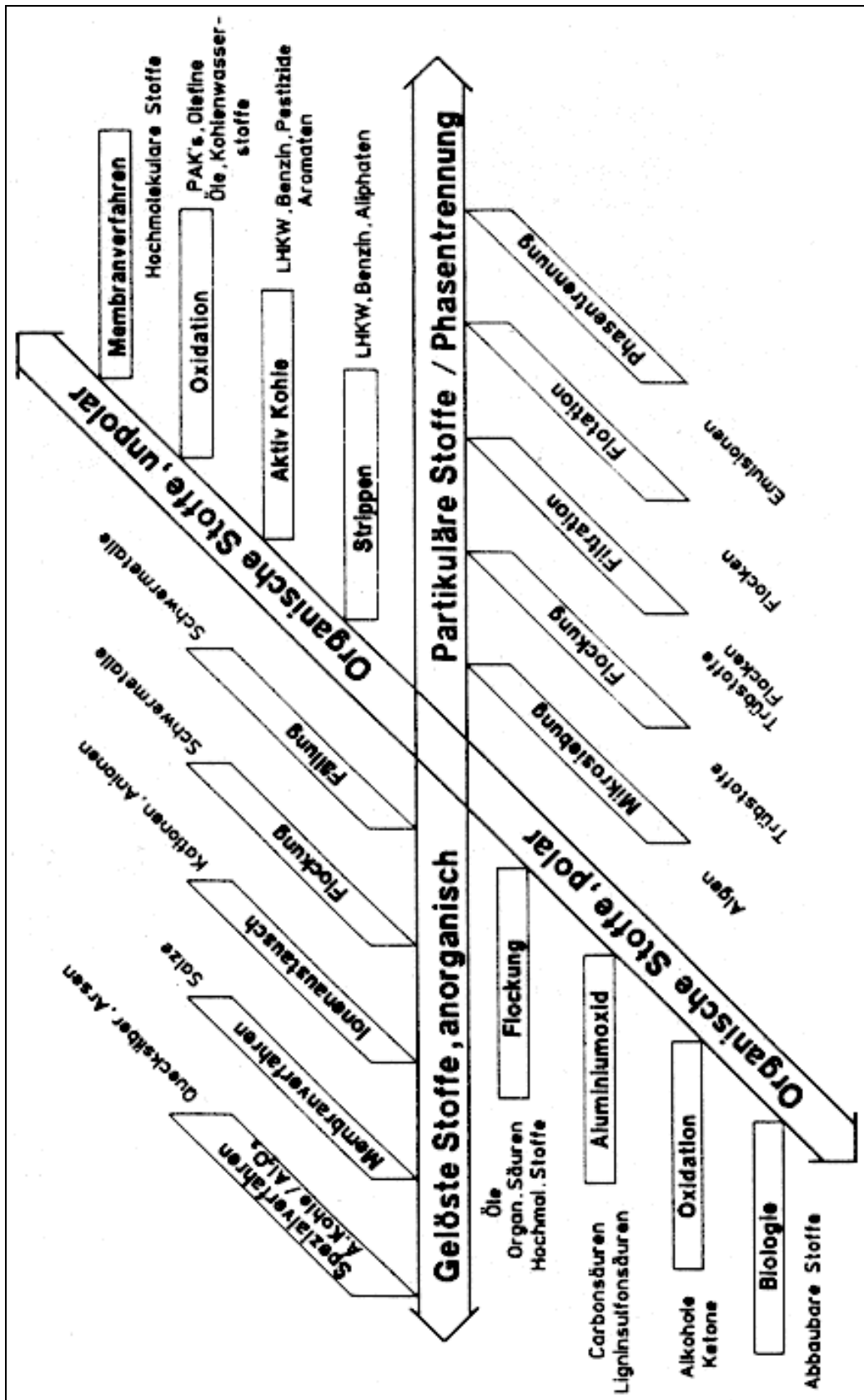


Abb. 6.2-1 Auswahl von Wasserreinigungsverfahren

Je nach Zugehörigkeit der zu entfernenden Wasserinhaltsstoffe zu den anorganischen oder organischen Stoffen wird zunächst prinzipiell analytisch die Aufbereitungsachse (waagrecht

oder senkrecht) gesucht. Ergibt die Analyse, daß es sich um organische Wasserinhaltsstoffe (senkrechte Achse) handelt, muß durch weitergehende Analytik die Aufbereitungsrichtung bestimmt werden, die nach polaren, gut wasserlöslichen, meist wenig flüchtigen oder nach unpolaren, weniger gut wasserlöslichen und häufig flüchtigen Substanzen festgelegt ist. Die waagrechte Achse zielt in Richtung der gelösten anorganischen Stoffe oder in Richtung der partikulären Stoffe inkl. Emulsionen.

Die auf den Achsen dargestellten Aufbereitungsschritte sind nach den bisherigen Kenntnissen zur Wasseraufbereitung nur als denkbare Aufbereitungsmöglichkeiten zu betrachten, deren Wirksamkeit unbedingt durch geeignete Vorversuche untermauert werden muß. Unzweifelhaft steht fest, daß unpolare Wasserinhaltsstoffe wie beispielsweise Öle, chlorierte Kohlenwasserstoffe, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe besser an der unpolaren Aktivkohle adsorbierbar sind als polare Wasserinhaltsstoffe (Alkohole, Aldehyde, Ketone, organische Säuren, Ester, Amine), die besser an polaren Adsorbentien (Aluminiumoxid, Eisenhydroxid, Aluminiumhydroxid) zurückgehalten werden. Umgekehrt kann die Größe des Molekulargewichtes der zu entfernenden organischen Wasserinhaltsstoffe ein ausschlaggebender Faktor für den Einsatz von Membranverfahren, Flockungsverfahren oder biologischen Verfahren darstellen. Im allgemeinen geht man davon aus, daß Membranverfahren oder Flockungsverfahren bei höhermolekularen Stoffen wirksamer sind als bei niedermolekularen Stoffen, während biologische Verfahren häufig besser nach Aufbereitungsverfahren funktionieren, bei denen das Molekulargewicht der Wasserinhaltsstoffe erniedrigt wurde. Zu diesen Verfahren zählen beispielsweise die klassischen Oxidationsverfahren (Ozonung).

Aufbereitungsziel aller Verfahren der senkrechten Achse ist die möglichst quantitative Entfernung der organischen Substanzen aus dem Wasser durch Strippen, Sorption oder chemische bzw. biologische Oxidation zu Kohlenstoffdioxid. Bereits an dieser Stelle muß darauf hingewiesen werden, daß insbesondere die klassischen Oxidationsverfahren die Gefahr der Bildung von unerwünschten Reaktionsprodukten oder Metaboliten bergen. Diese Gefahr ist bei den sogenannten "advanced oxidation processes" weniger gegeben.

Die optimale Wirkung der Wasseraufbereitung - insbesondere bei Vielstoffgemischen - läßt sich häufig nur durch Verfahrenskombinationen erreichen, die bei den einzelnen Verfahren beschrieben werden.

Eine wesentliche Voraussetzung für die richtige Wahl der Wasserreinigungsverfahren ist die sorgfältige Auswahl der geeigneten Analysemethoden. Insbesondere bei der Analytik der organischen Wasserinhaltsstoffe ist darauf zu achten, daß nur Laboratorien beauftragt werden, die neben den üblichen Methoden zur Bestimmung von Summenparametern (BSB₅, CSB, DOC) auch weitergehende spektroskopische (IR, UV, NMR) und chromatographische Verfahren (GC/MS, HPLC) anwenden können.

Die in Tabelle 6.2.1 aufgeführten und nach Aufbereitungsverfahren gegliederten Namen größerer Firmen geben eine erste Orientierungshilfe für die Planung entsprechender Anlagen. Weitergehende Angaben zu Firmen sind der Leistungsübersicht der Anlagenhersteller (Umweltbundesamt, 1982) zu entnehmen.

Bei der Anfrage an Anlagenhersteller sollten für die aufgeführten Angebotsinhalte mindestens die in Tabelle 6.2.2 erwähnten Projektdaten angegeben werden.

		FILTRATION	FLOCKUNG	THERMISCH	NEUTRALIS.	ÖLABSCHEID.	AKTIVKOHLE	IONENAUSTA.	OXIDATION	MEMBRANVER.	BIOLOGIE	SONDERVER.
BAYER	D-Leverkusen						x	x			x	
BBC	CH-Baden	x							x			
BISCHOFF	D-Essen	x	x		x			x			x	
BUCKAU	D-Grevenbroich	x	x	x	x		x	x	x		x	
BUDERUS	D-Wetzlar					x						
CHEMVIRON	D-Dreieich						x					
DAVY BAMAG	D-Butzbach	x	x	x	x	x	x	x			x	
DEUTSCHE BABCOCK	D-Krefeld	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
DIDIER-WERKE	D-Königswinter	x	x		x	x		x		x		
DILLINGER	D-Düsseldorf	x	x		x	x		x		x		
DST-WASSESTECHNIK	D-Lingen	x	x		x	x	x	x			x	
DYCKERHOFF & WIDMANN	D-München		x			x					x	
EISENMANN	D-Böblingen	x	x	x	x			x		x		
ENVTRO-CHEMIE	D-Darmstadt	x	x	x	x		x	x		x		
GEIGER	D-Karlsruhe	x	x		x	x					x	
GIULINI-CHEMIE	D-Ludwigshafen/Rh.	x	x		x		x					
GRÜNBECK	D-Höchstädt	x	x	x	x	x	x	x		x		
GÜTLING	D-Fellbach		x					x		x		
HAGER & ELSÄSSER	D-Stuttgart	x	x	x	x		x	x		x	x	
KERAMCHEMIE	D-Siershahn	x	x		x	x	x	x				
KLÖCKNER-WERKE	D-Osnabrück			x							x	
LURGI	D-Frankfurt/M.	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
MARTINSWERK	D-Bergheim/Erf.					x						Al ₂ O ₃
MENZEL	D-Stuttgart	x	x		x	x	x			x	x	
MESSER-GRIESHEIM	D-Düsseldorf		x						x		x	
PHILIPP MÜLLER	D-Stuttgart	x	x	x	x	x	x	x		x	x	
NORIT	NL-Amersfoort						x					
OZONIA	CH-Dübendorf								x			
OTTO, Dr. C.	D-Bochum						x					Al ₂ O ₃
PASSAVANT	D-Aarbergen	x	x		x	x	x				x	
PREUSSAG	D-Hemmingen-W.	x	x		x		x	x	x			
ROEDIGER	D-Hanau	x	x	x	x		x				x	
ROLL, VON	D-Frankfurt	x	x	x	x	x	x	x			x	
SULZER, GEBR.	D-Butzbach	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
THIES	D-Coesfeld	x	x		x		x					
THYSSEN	D-Mannheim	x	x		x	x	x	x	x	x		
UHDE	D-Dortmund	x	x	x	x	x	x				x	
WABAG	D-Kulmbach	x	x		x	x	x	x		x	x	
WEDECO	D-Herford								x			UV
ZIMPRO	NL-IJsselstein	x		x			x		x			

Tab. 6.2-1 Auswahl größerer Firmen zur Abwasserreinigung (aus UMWELTBUNDESAMT, 1982), ohne Anspruch auf Vollständigkeit

Daten zur Anfrage	Wesentliche Angebotsinhalte
<input type="checkbox"/> Abwassermenge (max./min.)	<input type="checkbox"/> Verfahrensbeschreibung mit Fließbild
<input type="checkbox"/> Abwasserbelastung (Art, Konzentration)	<input type="checkbox"/> Anlagenbeschreibung mit Aufstellungsplan
<input type="checkbox"/> Abwasserherkunft	<input type="checkbox"/> Spezifikation der Ausrüstungen (Hauptabmessungen, Leistungsdaten, Werkstoffe, Fabrikate)
<input type="checkbox"/> Einleitungsgrenzwerte (direkt/indirekt)	<input type="checkbox"/> Garantierte Grenzwerte
<input type="checkbox"/> Vorhandene Betriebsmittel (Strom, Gas, Wasser)	<input type="checkbox"/> Betriebsmittelverbräuche
<input type="checkbox"/> Mögliche Entsorgungswege (Abwasser/Schlämme)	<input type="checkbox"/> Verfügbarkeit, Flexibilität
<input type="checkbox"/> Gewünschter Automatisierungsgrad	<input type="checkbox"/> Betriebsweise/Bedienbarkeit/Personal
<input type="checkbox"/> Platzverhältnisse bauseits	<input type="checkbox"/> Sicherheitsbetrachtungen/Gefahrstoffanalyse/Arbeitsschutz
<input type="checkbox"/> Aufstellung der Anlage: mobil, stationär	<input type="checkbox"/> Lieferumfang
<input type="checkbox"/> Lieferumfang: schlüsselfertig, Montage bauseits, Inbetriebnahme	<input type="checkbox"/> Preis/Zahlungsbedingungen
<input type="checkbox"/> Analytische Kontrolle: Häufigkeit, Labor	<input type="checkbox"/> Lieferzeit bis Inbetriebnahme
<input type="checkbox"/> Preis/Lieferzeit	<input type="checkbox"/> Entsorgungsaufwand
	<input type="checkbox"/> Rechtliche Fragen

Tab. 6.2-2 Anfragedaten

6.3 Entfernung von anorganischen Schadstoffen

Von den **anorganischen Schadstoffen**, die im Abwasser von pneumatischen oder hydraulischen Bodenreinigungsverfahren anfallen können, sind an erster Stelle die toxischen Schwer- und Spurenmetalle zu nennen. Die möglichen Verfahren zur spezifischen Entfernung von toxischen Metallen wurden von JEKEL und VAN DYCK-JEKEL (1989) im Auftrag des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches e. V. anhand einer Literaturstudie untersucht und im Rahmen des 5. Mülheimer Wassertechnischen Seminars (JEKEL, 1991) zusammengefaßt. Diese Arbeiten haben insgesamt ergeben, daß es keine einheitliche Aufbereitungstechnik zur Entfernung von Schwermetallen aus Wasser gibt, und daß die Wirksamkeit der möglichen Verfahren außerordentlich stark von der chemischen Spezifikation dieser Metalle - also von der Bildung unterschiedlicher "Spezies" (Bindungsformen) im Wasser aufgrund unterschiedlicher Milieubedingungen (pH-Wert, Komplexbildner, Redoxbedingungen usw.) - abhängt. Die Arbeiten von JEKEL, von STETTER und OVERATH sowie von RAHM und OVERATH geben folgende verfahrenstechnische Hilfen, die in Tabelle 6.3.1 zusammengefaßt sind (JEKEL, 1991; STETTER, OVERATH, 1991; RAHM, OVERATH, 1991).

Verfahren	Al	As	Pb	Cd	Cr	Co	Ni	Hg	Se	Ag	Zn	Fe	Mn
Kombination Fällung/Flockung/ Filtration	++	++ AsO ₄ ³⁻	++	++	++ Cr ³⁺	+	+	+	+	++	+	++ Fe ³⁺	++ Mn ⁴⁺
Kationenaustausch		-	++	++		++	++		-	+	++		
Anionenaustausch		+			+				+				
		als Arsenat			als Chromat				als SeO ₄ ²⁻				
Aktivtonerde		++ als Arsenat											+
													als MnO ₄ ⁻
Aktivkohle		-						+					

++ sehr gute bis gute Entfernbarkeit
 + mäßig gute Entfernbarkeit
 - methodisch ungeeignet

Tab. 6.3-1 Verfahren zur Entfernung von Spurenmetallen

6.3.1 Fällungs- und Flockungsverfahren

Aus der Tabelle 6.3.1 geht hervor, daß für die aufgeführten Spurenmetalle die Fällungs- und Flockungsprozesse, die in der Abwasserreinigung schon seit vielen Jahren eingesetzt werden, insgesamt die größte Bedeutung aufweisen. Prinzipiell kommen die Hydroxidfällung, die Karbonatfällung und die Sulfidfällung in Frage. Einige Metalle bilden auch unlösliche Phosphate, Borate oder andere Salze.

Es empfiehlt sich, in jedem Fall einfache Becherglasversuche durchzuführen, wie sie von STETTER und OVERATH beschrieben wurden (STETTER, OVERATH, 1991).

Zur Bewertung der Löslichkeiten verschiedener Metallhydroxide bzw. Metallsulfide in Abhängigkeit vom pH-Wert können die Angaben von EDEKIND und REUTER bzw. die Diagramme von RÖMER und NEUWIRTH dienen, die in Abb. 6.3-1 dargestellt sind (EDEKIND, REUTER, 1984; RÖMER, NEUWIRTH, 1988).

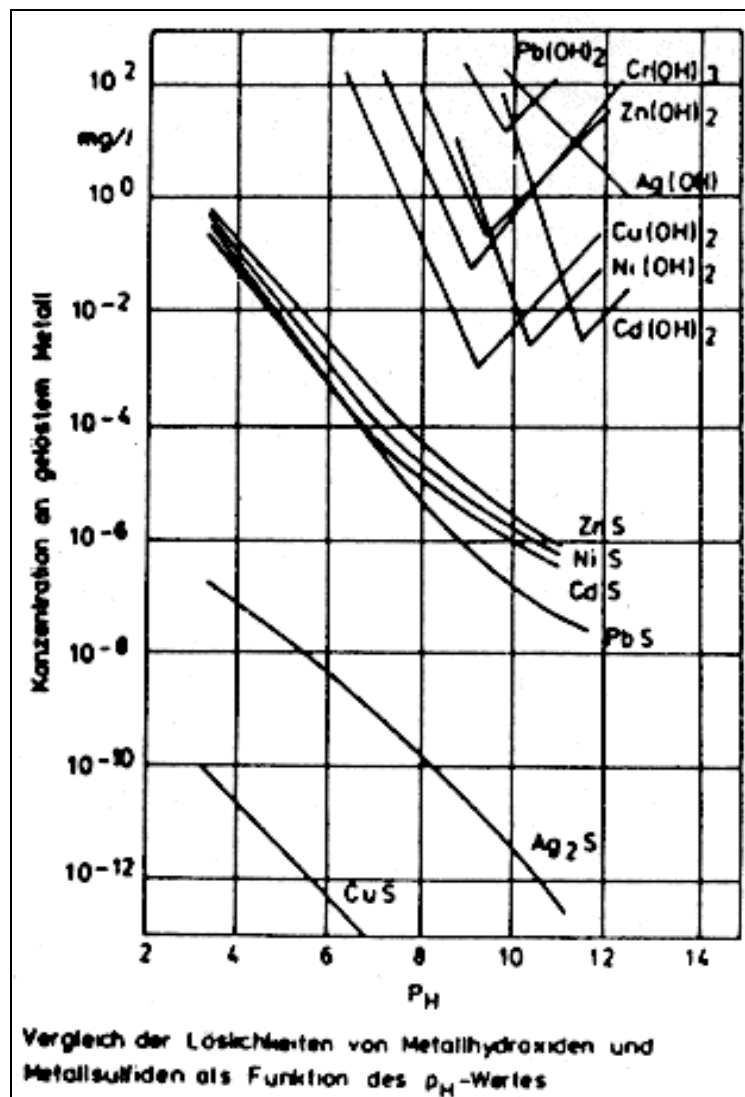


Abb. 6.3-1 Vergleich der Löslichkeiten von Metallhydroxiden und Metallsulfiden als Funktion des pH-Wertes

Neben der elementspezifischen Abhängigkeit erkennt man bei allen Kationen einen Anstieg der Löslichkeit mit fallendem pH-Wert. Bei den sogenannten amphoteren Hydroxiden der Elemente Aluminium, Zink und Chrom ist eine Lösung der Hydroxide sowohl in Säuren als auch in Basen durch Bildung der Aluminate $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ Zinkate $[\text{Zn}(\text{OH})_4]^{2-}$ oder Chrom III-Chromate $[\text{Cr}(\text{OH})_4]^-$ zu beachten. Weitere amphotere Hydroxide bilden die Elemente Arsen, Beryllium, Kupfer, Mangan, Blei, Antimon, Zinn, Tellur, Titan und Uran.

Unter Flockung ist in diesem Rahmen die Zugabe von Aluminium- oder Eisen-III-Salzen zur Bildung der jeweiligen Hydroxide zu verstehen. Ausführliche Darstellungen zur Flockungstechnik sind in Kapitel 6.4.2 enthalten.

Im Vergleich zur Aluminium-Flockung ist die Eisen-Flockung bei äquimolaren Dosiermengen ein effektiveres Verfahren zur Spurenmetallentfernung, weil die Löslichkeit des Eisenhydroxids deutlich geringer ist als die des Aluminiumhydroxids, und gleichzeitig Eisensalze in einem wesentlich weiteren pH-Bereich einsetzbar sind. Vor der Erwägung einer künstlichen Eisenflockung ist zu überprüfen, ob der natürliche Gehalt des Wassers an Eisen- bzw. Mangankationen, die im Grundwasser häufig als zweiwertige Kationen vorliegen, für eine wirksame Entfernung - meist geringer Spurenmetallgehalte - ausreicht. Die Belüftung des Wassers führt in Kombination mit biologischen Prozessen auf nachgeschalteten Sandfiltern zur Abscheidung der höherwertigen Eisen-III- bzw. Mangan-IV-Oxidhydrate, die auch für unerwünschte Spurenmetalle ein gutes Rückhaltevermögen besitzen. Die größten Erfahrungen liegen beim Element Arsen vor, das bei der Enteisenung von Grundwasser - notfalls nach Oxidation mit Wasserstoffsuperoxid zum 5wertigen Arsenat AsO_4^{3-} - ebenfalls gut abgeschieden wird.

Radioaktive Stoffe lassen sich nach den Angaben von REICHERT durch Flockung zu einem recht großen Prozentsatz (50 bis 70 %) aus dem Wasser entfernen (REICHERT, 1987).

Bei allen Fällungs- und Flockungsprozessen ist die möglichst weitgehende Feststoffabtrennung ein notwendiger Teil des Verfahrens. Eine effektive Feststoffabtrennung läßt sich durch eine optimal ausgelegte Schnellfiltration erreichen. Wirksam ist der Einsatz von sogenannten Mehrschichtfiltern, die bei großem Schlammanfall häufig als letzte Abscheidungsstufe geschaltet sind. In der Regel wird vor den Filtern eine Schlammabscheidungsstufe installiert. Die von HOLLUTA und EBERHARDT aufgestellte Formel (Abb. 6.3-2) zur optimalen Entfernung von Eisenhydroxidflocken kann als Auslegungshilfe für die verfahrenstechnische Beherrschung weiterer Metallhydroxideliminationen dienen (HOLLUTA, EBERHARDT, 1957).

$$h = \frac{V_f \cdot (\log [\text{Fe}^{2+}]_{\text{RW}} + 1)}{2215 \cdot k_1 \cdot a \left(1 - \frac{V_f}{90 d^2}\right) \left(1 + \frac{b}{[\text{Fe}^{2+}]_{\text{RW}}}\right)}$$

h = Filterschichthöhe
V_f = Filtergeschwindigkeit [m/h]
d = Mittlerer Korndurchmesser [mm]
[Fe²⁺]_{RW} = Eisen II - Gehalt des Rohwassers in mg/l
 (Bereichsgültigkeit 2 bis 10 mg/l)
a bzw. b = 0,53 bzw. 4,3 für Filtersand mit Körnung d = 0,75 bis 1,0 mm
 0,21 bzw. 11,2 für Filtersand mit Körnung d = 1,0 bis 1,5 mm
k₁ = Geschwindigkeitskonstante 0,01 bei 20 °C, pH 7 und O₂-Sättigung

Abb. 6.3-2 Gleichung nach Holluta und Eberhardt. Gültig für Wasser im pH-Bereich 7,0 bis 7,5 und Temperatur ≤ 20 °C für Enteisung bis auf einen Restgehalt um 0,1 mg/l Fe

6.3.2 Ionenaustauschverfahren

Da die aus dem belasteten Abwasser zu entfernenden Schwermetalle meist als Kationen oder Anionen vorkommen, ist auch der Einsatz von Ionenaustauschverfahren möglich, deren Wirkungsweise übersichtlich von NORMANN sowie SCHREDELSEKER beschrieben wurde.

Bei den Ionenaustauschern handelt es sich vorwiegend um organische Festkörpergranulate aus einem dreidimensionalen hochmolekularen Gerüst (Matrix), in das zahlreiche ionenbildende Ankergruppen eingebaut sind. Die Art dieser Ankergruppen legt den Austauschertyp fest. Handelt es sich beispielsweise um Carboxylgruppen (-COO⁻-Gruppen) liegen schwach saure Kationenaustauscher vor, die in der Regel nur die Mengen an Kationen austauschen, die den Anionen schwacher Säuren (beispielsweise Bikarbonationen) äquivalent sind. Ein stark saurer Kationenaustauscher mit Sulfonsäure-Ankergruppen (-SO₃⁻-Gruppen) vermag dagegen alle Kationen aufzunehmen. Da diese Ionenaustauscher in der sogenannten H⁺-Form oder Na⁺-Form vorliegen, werden die zu entfernenden Kationen entweder gegen H⁺-Ionen oder Na⁺-Ionen ausgetauscht, die dann im zu reinigenden Wasser auftauchen.

Basische Anionenaustauscher tragen als Ankergruppen quartäre Ammonium- oder Amingruppen (-NR₄⁺). Entspricht der Rest R ausschließlich Alkyl - meist Methylgruppen - liegen stark basische Anionenaustauscher vor. Die Basenstärke wird herabgesetzt, wenn ein oder zwei R durch Protonen ersetzt sind. Da die Zahl der einsetzbaren tertiären, sekundären oder primären Amingruppen groß ist, sind die Eigenschaften der Anionenaustauscher verschiedener Hersteller auch sehr unterschiedlich. Grundsätzlich tauscht ein schwach basischer Austauscher -

beispielsweise in der HCO_3^- -Form - die Anionen starker Säuren, z. B. Chlorid, Nitrat und Sulfat gegen HCO_3^- aus. Ein stark basischer Anionenaustauscher entfernt alle im Wasser vorhandenen Anionen.

Ionenaustauscheranlagen können sowohl diskontinuierlich als auch kontinuierlich betrieben werden. Während der diskontinuierliche Betrieb in Festbettsäulen stattfindet, erfolgt der Austausch beim kontinuierlichen Verfahren im Gegenstrom im Wirbelbett, wobei stets ein Teil des beladenen Harzes am unteren Ende der Austauscherkolonnie abgezogen und in die sogenannte Regenerierkolonne transportiert wird. Liegen im Abwasser sowohl unerwünschte Schwermetalle in Form von Kationen als auch Anionen vor, können sogenannte Mischbett-austauscher eingesetzt werden.

Bei der Regeneration der Ionenaustauscher spielen sich die umgekehrten Vorgänge wie bei der Beladung ab, d. h. die adsorbierten Schwermetallkationen werden zusammen mit anderen ausgetauschten Kationen wieder gegen H^+ oder Na^+ bzw. die Anionen (Chromat, Arsenat, Selenat usw.) zusammen mit Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} gegen HCO_3^- ausgetauscht.

In allen Fällen, bei denen Ionenaustauscher eingesetzt werden, ist zu beachten, daß konkurrierend mit der erwünschten Entfernung der Schwermetalle auch die Entfernung der in jedem Grundwasser vorkommenden typischen Kationen (Alkali- und Erdalkalimetalle) und/oder Anionen (Nitrat, Chlorid, Sulfat) erfolgt. Die Ionenaustauscherverfahren sind daher stets dann unwirtschaftlich, wenn die konkurrierenden Ionen in hohem Überschuß vorliegen und trotz der gegebenen höheren Selektivität für die Schwermetallkationen (Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} usw.) nur relativ geringe spezifische Durchsätze erreichbar sind.

Erhebliche Vorteile dürften die von RAHM und OVERATH beschriebenen schwermetallspezifischen, chelatbildenden Kationenaustauscher aufweisen, weil aufgrund der besonderen komplexierenden Ankergruppen eine sehr viel höhere Selektivität erreicht wird (RAHM, OVERATH, 1991). Die Konkurrenz der Erdalkali-Ionen ist wesentlich geringer, weil einmal aufgenommene Calciumionen wieder gegen Schwermetalle ausgetauscht werden.

Diese Chelatharze werden bisher überwiegend im Prozeßwasserbereich als auch bei der industriellen Abwasserreinigung verwendet.

Vor der Erwägung eines Ionenaustauschverfahrens ist in jedem Fall auch abzuklären, auf welche Weise die anfallenden, belasteten Regenerierlösungen entsorgt werden können.

6.3.3 Einsatz von Aktivtonerde zur Metallentfernung

Von vielen möglichen und untersuchten Sorptionsmitteln hat bisher die **Aktivtonerde** gute spezifische Reinigungsleistungen bei der Entfernung der Anionen Arsenat (V), Selenit (IV), Phosphat und Fluorid gezeigt (JEKEL, 1991). Das Material entsteht aus $\text{Al}(\text{OH})_3$ durch thermische Behandlung, weist spezifische Oberflächen von 100 bis $300 \text{ m}^2/\text{g}$ auf und wird häufig in gekörnter Form eingesetzt. Die größten Erfahrungen liegen nach HÖRNER bei der Aufbereitung arsenhaltiger Grundwässer vor (HÖRNER, 1991). Das Aktivtonerde- oder Aluminiumoxidverfahren wurde von BERKEFELD-FILTER unter der Bezeichnung "BERKALOX-Verfahren" zur technischen Reife entwickelt und wird vor allem dort eingesetzt, wo Fällungs- und Flockungsschritte nicht angewandt werden können oder zu keiner ausreichenden Arsen-

reduzierung führen. Das Verfahren ist betriebstechnisch sehr einfach, die Anlagen sind kompakt, so daß auch hier Kleinanlagen möglich sind. Im Vergleich zum Ionenaustauscher ist der Regeneriermittelverbrauch bei der Regeneration minimal. Die Aktivtonerde wird mit verdünnter Natronlauge regeneriert und mit Säuren neutralisiert bzw. konditioniert.

6.3.4 Einsatz von Aktivkohle zur Metallentfernung

Der Einsatz von **Aktivkohle zur Metallentfernung** ist an sich wenig sinnvoll. Es gibt jedoch Spezialfälle, bei denen die Aktivkohle entweder als Reduktionsmittel oder als Sorptionsmittel herausragende Entfernungsleistungen aufweist.

Bei der Entfernung von Manganverbindungen mit Aktivkohle muß das Mangan mittels Ozon zunächst zum Permanganat oxidiert werden, das dann anschließend durch Aktivkohle als Reduktionsmittel zum abfiltrierbaren Mangan-IV-Oxidhydrate ($\text{MnO}_2 \times \text{aq}$) reduziert und gleichzeitig abfiltriert wird. Dieses Verfahren wird bei der Aufbereitung des Düsseldorfer Trinkwassers in großtechnischem Maßstab eingesetzt.

Bei der Entfernung von Quecksilber, welches organische Methylquecksilberverbindungen bildet oder selbst häufig als elektrisch neutrale Spezies vorliegt, hat sich die Aktivkohleanwendung als effektivstes Verfahren (JEKEL, VAN DYK-JEKEL, 1989) herausgestellt. Auch das radioaktive Jod-131 läßt sich an Aktivkohle recht gut adsorbieren. Bisher wurden für J-131 Rückhalteleistungen von 60 bis 90 % festgestellt (REICHERT, 1987).

6.3.5 Oxidationsverfahren/Reduktionsverfahren

Die Wirkung der Oxidationsverfahren wurde bereits schon bei der Oxidation der Arsen-, Selen-, Chrom- oder Manganverbindungen in die höherwertigen Spezies (Arsenat, Selenit/Selenat, Manganat, Chromat) erwähnt, die als Vorstufenverfahren für die spätere Elimination durch Fällung, Ionenaustauscher oder Aktivkohlefiltration aufzufassen sind.

Beim Anion Cyanid gehört die Entgiftung durch Oxidationsmittel zu den Standardverfahren der Abwassertechnologie (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT, 1984). An Oxidationsmitteln wurden bisher Chlor, Hypochlorit und Chromate sowie Peroxide, Permanganat und Ozon eingesetzt. Der Einsatz der ersten drei Oxidationsmittel wird im Rahmen dieses Handbuches aus verständlichen Gründen (Bildung unerwünschter Reaktionsprodukte) nicht behandelt. Es wird empfohlen, solche Oxidationsverfahren (Ozonung) einzusetzen, bei denen die Oxidation des Cyanids (CN^-) nicht auf der Stufe des Cyanats (CNO^-) stehen bleibt, sondern eine Oxidation bis zu CO_2 und N_2 erfolgt.

Während die Entfernung des 6wertigen Chroms als Chromat über den Anionenaustausch einer vorherigen Oxidation des dreiwertigen Chroms bedarf, muß für die Fällung des Chroms als Hydroxid ($\text{Cr}(\text{OH})_3$) umgekehrt das 6wertige Chrom im Chromat (CrO_4^{2-}) oder Dichromat ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) durch Reduktion mit Hydrogensulfit (HSO_3^-), Dithionit ($\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$) oder Eisen II-Salzen zum dreiwertigen Chrom umgesetzt werden (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT, 1984).

6.4 Verfahren zur Entfernung von anorganischen und organischen Schadstoffen

6.4.1 Membranverfahren

Grundvoraussetzung aller Membrantrennverfahren ist eine Membran, die zumindest von einer Komponente nicht oder nur sehr schwer durchdrungen werden kann. Die Tabelle 6.4-1 faßt die hierfür möglichen Verfahren zusammen.

Verfahren	Triebkraft	Membran	Einsatzbereiche (Beispiele)	Abtrennung von
Elektrodialyse	Elektrische Potentialdifferenz		Entsalzung/Abtrennung ionogener Verbindungen (organisch und anorganisch)	Kationen, Anionen
Hyperfiltration (Umkehrosiose)	$\Delta p = 10 - 100$ bar	porenfrei	Meerwasserentsalzung Behandlung von Elektronik- und Galvanikabwässern Deponiesickerwässer	Salze, Härtebildner, Nitrat, Schwermetalle, PBSM, Radioaktive Stoffe
Nanofiltration	$\Delta p = 3 - 15$ bar	porenfrei	Enthärtung	Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+}
Ultrafiltration	$\Delta p = 1 - 10$ bar	porös	Behandlung von Abwässern aus der Lebensmittel-, Metall-, Elektronik-, Galvanik- und Textilindustrie	Partikel, Makromoleküle, Fette, Enzyme, Eiweiße
Mikrofiltration	$\Delta p = 1$ bar	porös	Behandlung von Abwässern aus der Metallindustrie	Metallhydroxide, Öle, Fette, Partikel $0,1 - 10 \mu\text{m}$, Mikroorganismen

Tab. 6.4-1 Membranverfahren

Während bei der Elektrodialyse die Stoffströme durch die Membran durch Einstellung unterschiedlicher elektrischer Potentiale auf beiden Seiten der Membran zustande kommen und somit die permeierenden Hauptkomponenten Ionen darstellen, wird bei allen 4 Membranfiltrationsverfahren umgekehrt das Wasser aufgrund der künstlich angelegten Druckdifferenz Δp zwischen den Membranen durch dieselben gepreßt. Je nach Membranart können die unterschiedlichsten Substanzen zurückgehalten werden.

Die bisher im deutschsprachigen Raum wohl eingehendste Untersuchung zum Einsatz von Anlagen, die nach dem Prinzip der umgekehrten Osmose arbeiten, stammt von HAGMEYER und GIMBEL, die in einer ausführlichen Literaturstudie insbesondere auch die Betriebserfahrungen von Anlagen in aller Welt mitteilen (HAGMEYER, GIMBEL, 1991).

Zur Auswahl einer geeigneten Membran sind Vorversuche mit dem aufzubereitenden Wasser unumgänglich. Hierbei lassen sich für das Gebiet der umgekehrten Osmose folgende allgemeingültige Erfahrungen verwerten:

- Das Rückhaltevermögen steigt
 - mit der Wertigkeit der Ionen
 - mit der Molmasse des Stoffes
 - mit zunehmender Verzweigung der Isomeren
 - mit zunehmendem Dissoziationsgrad (pH-abhängig) organischer Stoffe.
 - Eine Schädigung der Membranen ist möglich durch Säuren, Laugen, Bakterien, Sauerstoff, Ozon und Chlor.
- Eine Verblockung der Membranen kann durch Hydroxide, (Eisen, Mangan) Kolloide und Mikroorganismen (Fouling) aber auch durch in der Membran ausfallende Salze wie Calciumcarbonat, Calciumsulfat, Calciumfluorid, Bariumsulfat, Silikate erfolgen (Scaling). Aus diesem Grunde muß das aufzubereitende Wasser häufig vorbehandelt werden.

Umkehrosmoseanlagen wurden bisher hauptsächlich zur Meerwasserentsalzung, Brackwasserentsalzung, Enthärtung sowie zur Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe eingesetzt. Welche Effizienz diese Anlagen bei der Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe insbesondere im Vergleich zu anderen Verfahren wie Aktivkohle, Belüftung in gepackten Säulen, Ozonung bzw. konventioneller Wasseraufbereitung mittels Flockung und Filtration zeigen, geht aus der Tabelle 6.4-2 hervor.

Hierbei fällt auf, daß viele Stoffe bereits gut mit Aktivkohle oder anderen kostengünstigeren Verfahren entfernt werden können. Da Membranverfahren neben den organischen Substanzen aber auch gleichzeitig eine Vielzahl von anorganischen Störsubstanzen zurückhalten können (Schwermetalle, radioaktive Substanzen) lohnt es sich, in all den Fällen Vorversuche mit Membranverfahren durchzuführen, bei denen im aufzubereitenden Wasser viele unterschiedliche (polare und unpolare, organische und anorganische Stoffe) abzutrennen sind. Als Einsatzgebiete für die umgekehrte Osmose und Ultrafiltration beschreiben GIMBEL und LIPP zahlreiche Spezialanlagen, insbesondere für industrielles Abwasser. Bei allen Membranverfahren muß bedacht werden, daß stets eine konzentrierte Lösung anfällt, die wieder entsorgt werden muß (GIMBEL, LIPP, 1987).

Organische Verbindungen	Wirksamkeit der Entfernung				
	Aktivkohle	Strippen	Umg. Osmose	Ozonung	Flock/Filtr.
Alkane					
Chloroform	-	-	NU	-	-
Tetrachlorkohlenstoff	-	++	++	-	-
1.2-Dichloroethan	++	++	+	-	-
1.1.1-Trichloroethan	-	++	++	-	-
1.2-Dichloropropan	++	++	++	-	-
Dibromethan	++	++	+	-	-
Dibromchloropropan	++	+	NU	-	-
Alkene					
Vinylchlorid	-	++	NU	++	-
1.1-Dichlorethen	-	++	NU	++	-
cis-1.2-Dichlorethen	-	-	-	++	-
trans-1.2-Dichlorethen	++	++	NU	++	-
Trichlorethen	++	++	+	+	-
Tetrachlorethen	++	+	NU	+	-
Aromaten					
Benzol	++	++	-	++	-
Toluol	++	++	NU	++	-
Xylol	++	++	NU	++	-
Ethylbenzol	++	++	-	++	-
Chlorbenzol	++	++	++	+	-
o-Dichlorbenzol	++	++	+	+	-
p-Dichlorbenzol	++	++	NU	+	-
Styrol	++	++	NU	++	-
Pestizide					
Pentachlorphenol	++	-	NU	++	NU
2.4-D	++	-	NU	+	-
Alachlor	++	++	++	++	-
Aldicarb	NU	-	NU	NU	NU
Carbofuran	++	-	++	++	-
Lindan	++	-	NU	-	-
Toxaphen	++	++	NU	NU	-
Heptachlor	++	++	NU	+	NU
Chlordan	++	-	NU	NU	NU
2.4.5-TP	++	NU	NU	+	NU
Methoxychlor	++	NU	NU	NU	NU
Andere					
Acrylamid	NU	-	NU	NU	NU
Epichlorhydrin	NU	-	NU	-	NU
PCBs	++	++	NU	NU	NU

NU = nicht untersucht
 ++ = sehr gut (70 - 100 %)
 + = gut (30 - 69 %)
 - = schlecht (0 - 29 %)

Tab. 6.4-2 Effizienz verschiedener Verfahren zur Entfernung organischer Störstoffe

6.4.2 Flockung

Die **Flockung** ist nach bisheriger Konvention als ein Sammelbegriff für all die Vorgänge verwendet worden, die zur Bildung sichtbarer oder abtrennfähiger Flocken führen. Durch Flockungsprozesse können sowohl suspendierte, kolloide als auch gelöste Stoffe aus dem Wasser entfernt werden. Dies geschieht entweder durch eine der Flockung nachgeschaltete Sedimentation, Filtration oder Flotation der gebildeten Flocken.

Zur Flockung werden Flockungsmittel eingesetzt, wobei überwiegend hydroxidbildende Eisen-III- und Aluminiumsalze Verwendung finden. AXT weist darauf hin, "daß man in der Flockungstechnik der Wasserpraxis noch immer recht wenig vorhersagen kann und weitgehend auf Probieren angewiesen ist" (AXT, 1967). Diese Aussage bezieht sich insbesondere auf die optimalen pH-Werte, auf den optimalen Energieeintrag bei der Flockenbildung durch Rührwerke, als auch auf die richtige Auswahlkombination der Flockungsmittel und Flockungshilfsmittel. Die Flockungshilfsmittel - meist polymere Produkte auf Stärkebasis oder Polyacrylamidbasis - haben hierbei die Aufgabe, aus den bereits gebildeten Mikrofloccen größere und besser abtrennbare Flocken zu erzeugen. Sachdienliche Angaben zur Theorie der Flockung, zur Auswahl der unterschiedlichen Flockungsmittel, zur Auslegung der Dosieranlagen als auch zur Behandlung und Beseitigung der Schlämme, die bei der Flockung anfallen, werden in den entsprechenden MERK-UND ARBEITSBLÄTTERN W 217, W 218, W 221 und W 622 des DEUTSCHEN VEREINS DES GAS- UND WASSERFACHES gegeben.

Die Wasserinhaltsstoffe, die durch Flockungsbehandlung entfernt werden, sind in erster Linie kolloidale und grobdisperse organische und anorganische Verbindungen, Schwermetalle ferner auch echt gelöste organische Substanzen. Bei den echt gelösten organischen Substanzen werden bevorzugt höhermolekulare Stoffe wie Eiweißstoffe, Kohlenhydrate, Fette, Huminsäuren, Ligninsulfonsäuren sowie Mineralöle und Tenside entfernt. Die Entfernung von stripbaren Halogenkohlenwasserstoffen durch Flockungsprozesse gelingt ebensowenig, wie die Entfernung anderer flüchtiger Verbindungen, da diese neben einem geringen Molekulargewicht meist einen unpolaren Charakter besitzen. Der Einsatz von Flockungsprozessen ist daher weniger nach pneumatischen als vielmehr nach hydraulischen oder mikrobiologischen Sanierungseinsätzen sinnvoll (Entfernung ölhaltiger gelöster bzw. emulgierter Stoffe, Entfernung biologisch entstandener polarer Zwischenprodukte oder Entfernung hydroxidbildender Metallsalze).

6.5 Verfahren zur gezielten Entfernung organischer Schadstoffe

6.5.1 Biologische Verfahren

6.5.1.1 Aerobe Verfahren

Die Auswahl eines biologischen Verfahrens zur Aufbereitung des bei einem pneumatischen oder hydraulischen in-situ Bodenreinigungsverfahren anfallenden Abwassers ist abhängig von der Art der zu reinigenden Stoffe. Handelt es sich hierbei um biologisch leicht abbaubare Stoffe, ist zu überprüfen, ob zur Sanierung des kontaminierten Bodens nicht von vornherein mikrobiologische Bodenreinigungsverfahren angewendet werden können. In diesem Zusammenhang wird auf das von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg herausgegebene Handbuch "Mikrobiologische Bodenreinigung" verwiesen. Scheiden diese Verfahren aus bestimmten geologischen Gründen aus, so ist zu überprüfen, ob der Abbau der Abwasserinhaltsstoffe nicht in einer nahegelegenen Kläranlage erfolgen kann, wobei die Indirekt-Einleiter-Verordnungen zu beachten sind. Erst wenn wirtschaftliche oder wasserrechtliche Gründe gegen eine derartige Handhabung sprechen, sollte die biologische Reinigung des anfallenden Abwassers im Rahmen der Sekundärtechnik überlegt werden.

Nach HARTMANN kann die aerobe Reinigung der anfallenden Abwässer nach modifizierten Belebtschlammverfahren oder in sogenannten Festbettreaktoren (Tropfkörper) erfolgen. Nach beiden Arten können hochbelastete oder schwachbelastete Abwässer gereinigt werden (HARTMANN, 1992).

Der Grundtyp aller Belebtschlammverfahren zeichnet sich dadurch aus, daß in ein laufend mit Abwasser beschicktes Becken, in dem abbauende Mikroorganismen in Schwebelage gehalten werden, kontinuierlich Sauerstoff eingetragen wird. Das durch die ständige Zufuhr verdrängte Reaktionsgemisch wird in ein Nachklärbecken gebracht, in dem sich die Organismen absetzen können. Das an Inhaltsstoffen verarmte Abwasser fließt ab, während die Organismen im erforderlichen Maß zurückgeführt werden.

Tropfkörper sind offene Bioreaktoren, bei denen die Organismen als biologischer Film auf festen Unterlagen sitzen, ihre Nährstoffe aus dem vorbeiströmenden Abwasser aufnehmen und ihre Stoffwechselprodukte in dieses wieder abgeben. Die Biomasse hält sich auf der festen Unterlage, bis sie aufgrund von Dichtewachstum und anaeroben Vorgängen an der Grenzfläche zum festen Substrat ihre Haftfestigkeit verliert und aus dem Reaktor abgeschwemmt wird. Eine Rückführung von Biomasse in das System ist nicht erforderlich. Je nach Bauart und Sauerstoffversorgung unterscheidet man Rieseltropfkörper und Tauchtropfkörper, von denen die erstgenannten entweder als Kunststofftropfkörper oder Brockentropfkörper und diese wiederum als Schwachlasttropfkörper, Spültropfkörper oder Turmtropfkörper ausgelegt sein können. In allen Fällen bestimmt die Dicke des Flüssigkeitsfilmes den Stoffumsatz. Diese ist möglichst gering zu halten.

6.5.1.2 Anaerobe Behandlung konzentrierter Abwässer

Neuerdings geht man dazu über, hochkonzentrierte Abwässer nicht mehr aerob sondern anaerob zu behandeln. Die Mindestkonzentration, bei der eine anaerobe Behandlung ökonomischer ist als die aerobe, liegt nach HARTMANN bei etwa 1000 bis 1500 mg/l BSB₅. Nach wie vor stellt die Methangärung die hauptsächliche Technologie dar. Diese Verfahren sind insbesondere bei hochbelasteten Abwässern denkbar, die mit hydraulisch gut entfernbaren polaren Substanzen wie Aminosäuren, Aminen, einfachen und mehrwertigen Alkoholen, Aldehyden oder Fettsäuren belastet sind. Prinzipiell können neben den anaeroben Belebtschlammverfahren (geschlossenes System) auch anaerob betriebene Tropfkörper eingesetzt werden.

6.5.1.3 Abbaubarkeit von organischen Wasserinhaltsstoffen

Im bereits erwähnten Handbuch "MIKROBIOLOGISCHE BODENREINIGUNG" (LFU, 1991) auch bei KOPPE und STOZEK sind Hinweise über die Abbaubarkeit organischer Verbindungen zu finden (KOPPE, STOZEK, 1986). Behandelt sind die folgenden Substanzklassen:

- Mineralölkohlenwasserstoffe, Aliphaten und Aromaten
- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs)
- Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (Tetrachlorethen, Trichlorethen, cis 1,2-Dichlorethen, trans-1,2-Dichlorethen)
- Vinylidenchlorid, Vinylchlorid, 1,1,1-Trichlorethan, 1,1-Dichlorethan, 1,2-Dichlorethan, Monochlorethan, Tetrachlorkohlenstoff, Chloroform, Dichlormethan, Monochlorethan)
- Phenole
- Chlorphenole und schwerflüchtige Chlorverbindungen
- Polychlorierte Biphenyle (PCB's, Dioxine und Furane)
- Tenside
- Fette, Öle, Fettsäuren
- Kohlenhydrate
- Eiweißstoffe
- Organische Stickstoffverbindungen

6.5.2 Stripverfahren

Flüchtige organische Verbindungen können durch **Stripverfahren** aus Wässern entfernt werden. Die theoretischen Grundlagen zum Stoffübergang flüchtiger Verbindungen aus dem zu reinigenden Boden/Wasser in die Stripluft wurden bereits bei der Behandlung der pneumatischen in-situ Verfahren erläutert. SPINDLER hat für die Entfernung von Halogenkohlenwasserstoffen aus Grundwässern eine ausführliche Zusammenfassung aller wesentlichen Einflüsse gegeben (SPINDLER, 1983). Die bestimmende Größe für den Austrag flüchtiger Stoffe aus Wässern ist die Henry-Konstante, die die Lage des Verteilungsgleichgewichtes eines Stoffes zwischen der wäßrigen Phase und der Gasphase beschreibt.

Die Henry-Konstanten lassen erste Schätzungen über die Erfolgsaussichten einer Stripanlage zu. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, daß diese Werte für den Gleichgewichtszustand gelten und nichts über die Diffusionsgeschwindigkeit der Moleküle des auszutreibenden Stoffes aus der Flüssigkeit in die Gasphase aussagen. Je nach Größe der Diffusionskoeffizienten bzw. der Stoffübergangskoeffizienten kann sich daher in der Praxis bezüglich der Wirksamkeit von Stripverfahren eine andere Reihenfolge als die durch die Größe des Henryschen Koeffizienten zu erwartende Reihenfolge ergeben.

BALDAUF und SPINDLER haben die für diese Betrachtungen notwendigen Stoffübergangskoeffizienten und kinetischen Ansätze beschrieben und hieraus die Wirksamkeit vieler unterschiedlicher technischer einstufiger und mehrstufiger Anlagen (Wellbahnenkolonne, Kaskade, Füllkörperkolonne) für Gleichstrom und Gegenstrom abgeleitet (BALDAUF, 1983; SPINDLER, 1983).

Für die Praxis besonders wertvoll ist die von BALDAUF veröffentlichte Tabelle 6.5-1, die eine Gegenüberstellung des Verhaltens ausgewählter Substanzen beim Strippen und bei der Aktivkohlefiltration zeigt (BALDAUF, 1983).

	Strippen	Adsorption
Vinylchlorid	++	--
1,1,1-Trichlorethan	++	--
Tetrachlorkohlenstoff	++	-
Tetrachlorethen	+	++
1,1-Dichlorethen	+	--
Trichlorethen	+	+
cis-1,2-Dichlorethen	-	--
Chloroform	--	--

Entfernung:	++	sehr gut
	+	gut
	-	schlecht
	--	sehr schlecht

Tab. 6.5-1 Verhalten leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe bei der Aufbereitung (nach BALDAUF, 1983)

Bei der alleinigen Anwendung von Stripverfahren werden die in einem Wasser gelösten flüchtigen Stoffe mit einem konstanten Wirkungsgrad, der im allgemeinen unabhängig ist von der Einlaufkonzentration, entfernt. Deshalb empfiehlt es sich, bei hohen Konzentrationen im Rohwasser zunächst zu strippen und anschließend die Restgehalte über Aktivkohle zu eliminieren.

Die Aktivkohlefiltration als alleinige Verfahrensstufe ist unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten dagegen dann einsetzbar, wenn vergleichsweise gut bis sehr gut adsorbierende Substanzen wie Trichlorethen bzw. Tetrachlorethen in geringen Konzentrationen als Mikroverunreinigungen zu entfernen sind (siehe Kapitel 6.5.3).

Die Tabelle 6.5-1 zeigt, daß es auch flüchtige Substanzen gibt, die sowohl durch Belüftungsverfahren als auch durch Adsorptionsverfahren schlecht aus dem Wasser zu entfernen sind. Um einen ausreichend hohen Wirkungsgrad zu erzielen, müssen in solchen Fällen entweder mehrstufige bzw. entsprechend groß dimensionierte Anlagen oder aber wirksame Oxidationsverfahren, die die zu entfernenden Substanzen weitgehend zu CO₂ oxidieren, eingesetzt werden.

Bei Belüftungsverfahren ist prinzipiell darauf zu achten, ob es durch den gleichzeitigen CO₂-Austrag aus dem Wasser zum Kalkausfall bzw. durch den Eintrag von Sauerstoff zur Fällung von Eisen- bzw. Manganoxidhydraten kommen kann.

Der Einsatz von Stripverfahren ist prinzipiell bei allen Schadensfällen mit leichtflüchtigen organischen Stoffen, die mit Wasser 2 Phasen bilden, denkbar. Im Vordergrund stehen hierbei Schadensfälle mit Benzin, flüchtigen Kohlenwasserstoffen und halogenierten Kohlenwasserstoffen. Denkbar ist auch der Einsatz bei Schadensfällen, die durch die Verwendung von Bodenbegasungsmitteln wie Dichlorpropanen oder Dichlorpropenen zustande kamen.

6.5.3 Anwendung von Aktivkohlen

Die ausführlichsten Darstellungen zur Anwendung von **Aktivkohlen** bei der Wasseraufbereitung stammen von SONTHEIMER und MITARBEITERN (1985 und 1988) sowie von BALDAUF (1987). Danach wird die Anwendung von Aktivkohlen zur Aufbereitung des anfallenden Abwassers bei der pneumatischen oder hydraulischen in-situ Sanierung kontaminierter Böden in vielen Fällen das Verfahren der Wahl darstellen. In der Praxis werden unterschiedliche Aktivkohle-Qualitäten von verschiedenen Herstellern angeboten, die aus unterschiedlichen - meist natürlichen - Rohmaterialien entweder durch chemische Aktivierung oder thermische Aktivierung hergestellt werden.

Sowohl das verwendete Rohmaterial als auch die Art der Herstellung wirken sich außerordentlich stark auf die Porenstruktur der Aktivkohlen und damit auf deren Adsorptionseigenschaften aus. In der Praxis sollten daher vor der Festlegung auf eine Aktivkohlequalität mit dem zu entfernenden Stoff sogenannte Adsorptionsisothermen mit unterschiedlichen Aktivkohlequalitäten aufgenommen werden. Die vom Hersteller angegebenen Kennwerte wie innere Oberfläche (bis zu 1000 m²/g) Phenolbeladung bei 1,0 und 0,1 mg/l Restkonzentration, Alkylbenzolsulfonatbeladung bei 0,1 mg/l Restkonzentration oder Jodzahl geben erste Hinweise für günstige Einsatzbereiche.

Die mikrokristalline Grundstruktur der Aktivkohlen entspricht der bekannten Graphitstruktur des Kohlenstoffs. Die chemische Affinität der Aromatenringe zur Graphitstruktur kann als eine der Ursachen dafür angesehen werden, daß aromatische Verbindungen gegenüber Aliphaten an Aktivkohlen bevorzugt adsorbiert werden.

Sehr wichtig bei der Auswahl der Aktivkohlen ist auch deren adsorptionskinetisches Verhalten, wobei der zeitliche Ablauf des Adsorptionsvorganges bis hin zum Gleichgewichtszustand (Adsorptionsgeschwindigkeit) als Kinetik der Adsorption bezeichnet wird.

Weitere Details zur Auswahl und Beurteilung von Aktivkohlen für die Wasseraufbereitung sind im DVGW-ARBEITSBLATT "Beurteilung von Aktivkohlen für die Wasseraufbereitung" enthalten.

Aktivkohle kann entweder als Pulverkohle dem aufzubereitenden Wasser zudosiert oder als Kornkohle in offenen oder geschlossenen Filtern (drucklos oder unter Druck) eingesetzt werden. Die Korngrößen, die auch die Adsorptionsgeschwindigkeit beeinflussen, liegen im Bereich von Filterkohlen zwischen 0,8 und 3 mm.

Die Anwendung von Pulverkohle ist meist mit einer Flockung kombiniert. Die Pulverkohledosierung kann vor oder gleichzeitig mit der Dosierung des Flockungsmittels erfolgen. In beiden Fällen lassen sich die feinen Aktivkohlepartikel wegen deren Einbindung in die Flocken in einem nachgeschalteten Zweischichtfilter gut zurückhalten. Einfache Sandfilter sind für diesen Zweck ungeeignet, da die Filterlaufzeiten zu kurz werden. Ein Einsatz von Pulverkohle ohne Dosierung von Flockungsmitteln führt unweigerlich zum Durchbruch der Pulverkohle durch das nachgeschaltete Filter. Dies ist leicht bei der Filtration von 1 l Wasser durch ein weißes 0,45- μ -Membranfilter zu erkennen. Bei der Auslegung der Anlage ist darauf zu achten, daß ein direkter Kontakt zwischen Kohle und metallischen Werkstoffen wegen der Elementbildung nicht gegeben ist.

Voraussetzung für den optimalen Einsatz von Kornkohle ist ein klares und trübstofffreies Abwasser, so daß ggf. eine Voraufbereitung durchzuführen ist. Dies ist insbesondere bei kontaminierten Grundwässern mit hohen Eisen- und Mangankonzentrationen bzw. mit hohen Wasserhärten notwendig, da anderenfalls im Kohlefilter durch mögliche Ausfällung von Hydroxid- oder Karbonatniederschlägen die Filterwiderstände so schnell ansteigen, daß eine Rückspülung des Filters erforderlich wird. Dies ist jedoch gerade bei der Adsorption von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen unerwünscht, da durch die Rückspülung eine Durchmischung der Filterschicht erfolgt, so daß auch vorbeladene Kohlepartikel in die unteren Filterschichten gelangen. Hierdurch werden die Konzentrationsprofile, die im Idealfall der "konstanten Muster" mit gleichbleibender Geschwindigkeit durch das Filter hindurchwandern, empfindlich gestört.

Bei der Entfernung anthropogener Verunreinigungen aus dem Wasser muß berücksichtigt werden, daß gleichzeitig konkurrierend eine an sich unerwünschte Adsorption natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe - wie beispielsweise Huminsäuren - erfolgt, wodurch auch eine Verringerung der Adsorptionskapazität eintritt. Nach den Mitteilungen von BALDAUF brechen Huminstoffe beispielsweise durch ein mit der Aktivkohle Filtrasorb 100 beschicktes Filter mit einer filterwirksamen Schicht von 1,5 m bei Filtergeschwindigkeiten von 10 m/h wesentlich früher durch als die gleichzeitig im Wasser gelösten Trichlorethenmoleküle, ein Verhalten, welches in Abbildung 6.5-1 anschaulich dargestellt ist (BALDAUF, 1987).

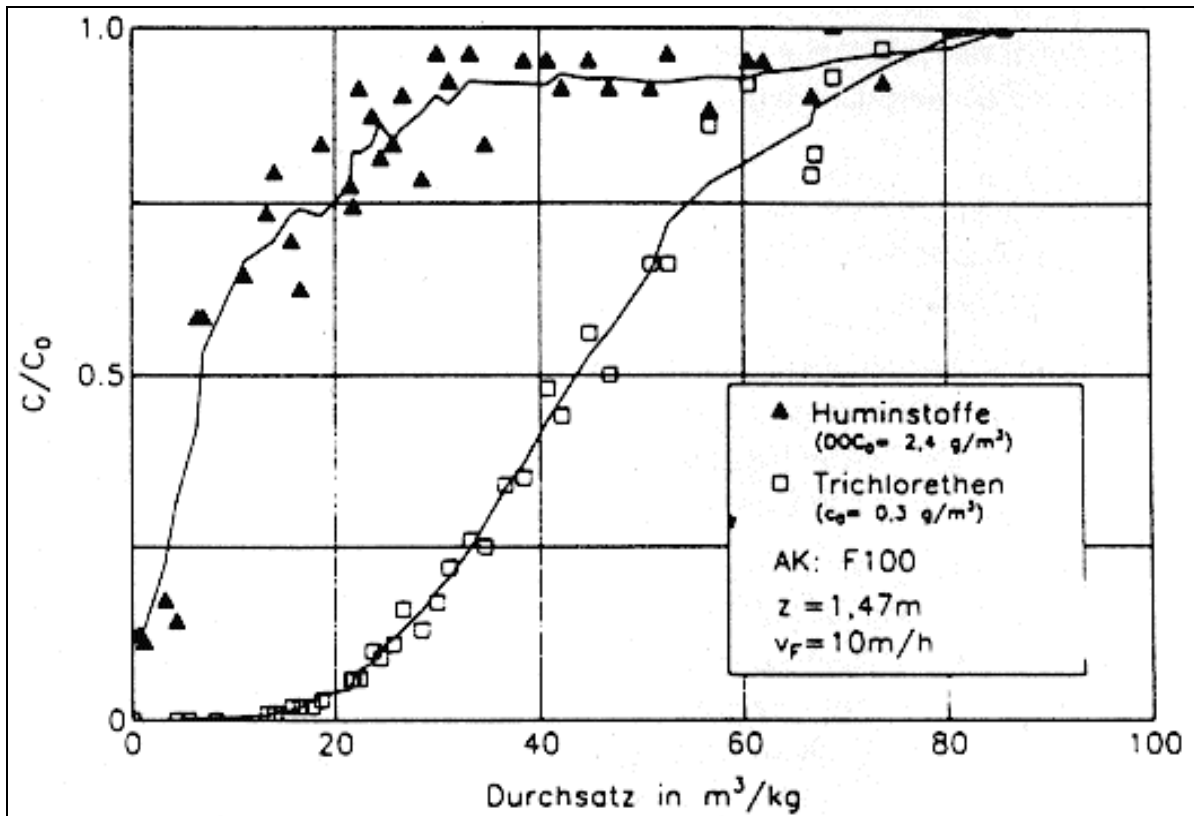


Abb. 6.5-1 Durchbruchskurven für Huminstoffe und Trichlorethen

Aus der Abb. 6.5-1 ist zu erkennen, daß nach einer Durchsatzleistung von 20 m^3 Wasser pro kg Aktivkohle eine gerade noch vollständige Entfernung des Trichlorethens erfolgt, obwohl die Rückhalteleistung für Huminstoffe gerade noch 25 % beträgt. Dieses Beispiel zeigt aber auch deutlich, daß die Kontrolle des Durchbruchverhaltens von Aktivkohlefiltern nur über die spezifische Analyse der jeweils zu entfernenden Substanz und nicht über Summenparameter wie beispielsweise den DOC-Wert (Summenparameter für den gelösten organisch gebundenen Kohlenstoff) erfolgen sollte. Man darf auch nicht davon ausgehen, daß alle leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe mittels Aktivkohle aus dem Wasser gleich gut entfernt werden. Dies verdeutlicht die Abb. 6.5-2, die ebenfalls auf Untersuchungen von BALDAUF zurückgeht (BALDAUF, 1987).

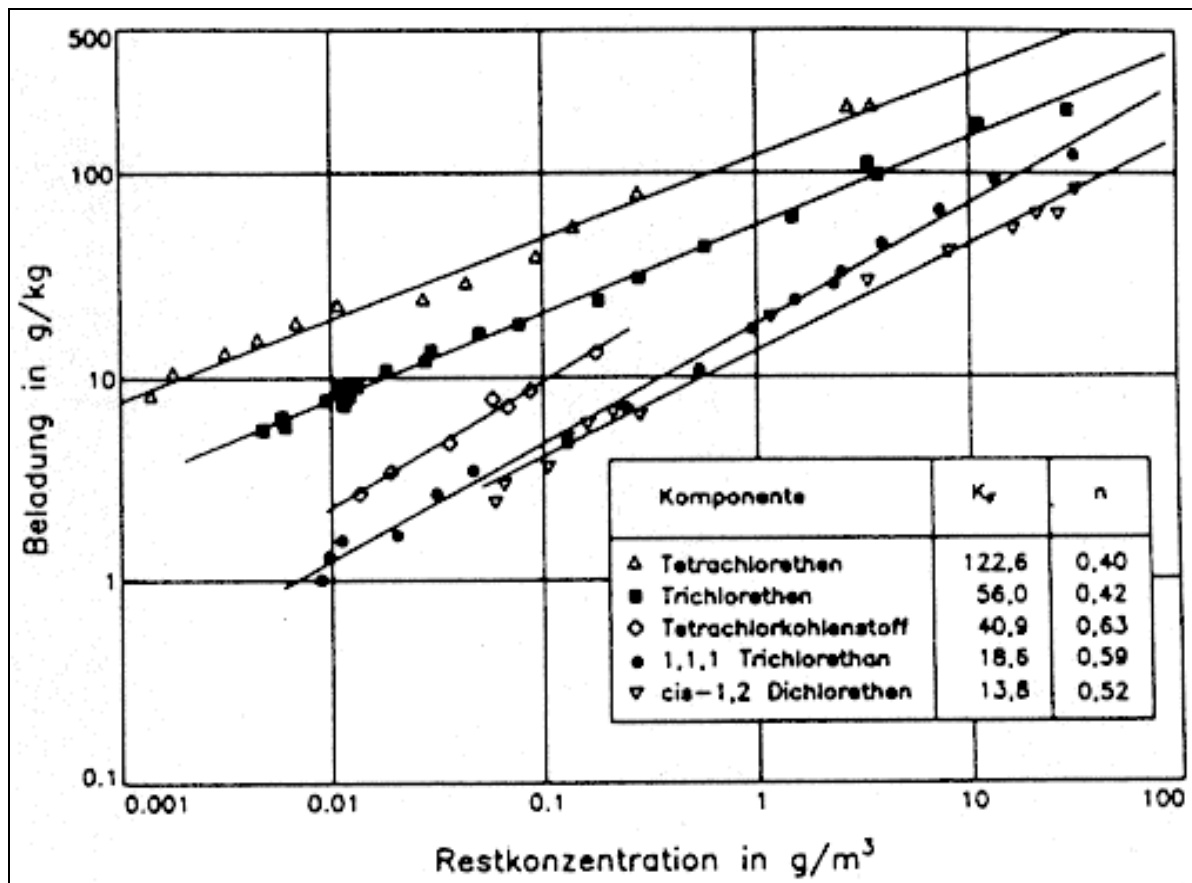


Abb. 6.5-2 Adsorptionsisothermen leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe an Aktivkohle (H 71). K_F und n sind Konstanten der Adsorptionsisothermengleichung.

Aufgetragen ist die Beladung der LURGI-Aktivkohle H71 über die Gleichgewichtskonzentration in doppelt-logarithmischem Maßstab. Die Verbindungen werden um so besser adsorbiert, je höher der Chloranteil im Molekül und je ungesättigter die Verbindung ist. Aus den dargestellten Adsorptionsisothermen und aus weiteren Messungen läßt sich folgende Reihe abnehmender Adsorbierbarkeit an Aktivkohle festlegen:

Tetrachlorethen > Trichlorethen > Tetrachlorkohlenstoff > 1,1,1-Trichlorethan > 1,1-Dichlorethan > cis-1,2-Dichlorethan > Chloroform > Vinylchlorid

Demnach wird Tetrachlorethen an Aktivkohle am besten, Chloroform am schlechtesten adsorbiert. Wenn diese Verbindungen im Gemisch im Abwasser vorliegen so erscheinen sie bei der Adsorption in Aktivkohlefiltern in umgekehrter Reihenfolge. Abb. 6.5-3 zeigt die von BALDAUF aufgenommenen Durchbruchkurven für ein derartiges Substanzgemisch (BALDAUF, 1987).

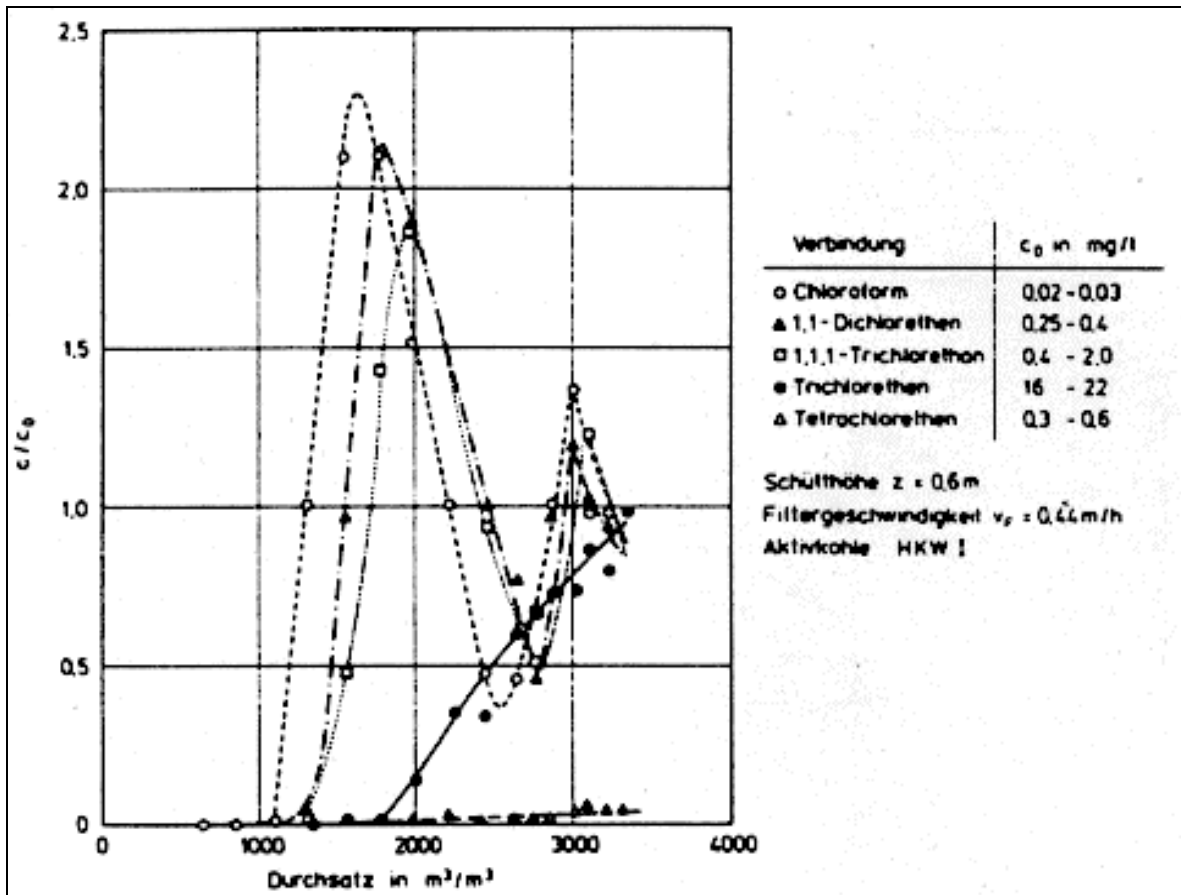


Abb. 6.5-3 Durchbruchkurven für verschiedene Chlorkohlenwasserstoffe in einem Aktivkohlefilter

Wie erwartet bricht Chloroform - trotz der geringsten Konzentration im Filterzulauf - zuerst durch, während das besser adsorbierbare Trichlorethen trotz höherer Konzentration im Rohwasser sehr viel weitergehend entfernt wird. Tetrachlorethen ist besonders gut an Aktivkohle adsorbierbar und wird demzufolge über den gesamten Beobachtungszeitraum weitgehend eliminiert. Die Abbildung zeigt auch deutlich, daß es bei der gleichzeitigen Adsorption mehrerer Wasserinhaltsstoffe zu Verdrängungserscheinungen in Aktivkohlefiltern kommen kann. So erscheinen beispielsweise die Verbindungen Chloroform und 1,1-Dichlorethen nach einem Durchsatz von ca. 1600 bis 1800 m³ Wasser pro m³ Kohle in mehr als doppelt so hoher Konzentration im Ablauf im Vergleich zum Zulauf. Dieser Effekt ist um so stärker ausgeprägt je schlechter adsorbierbar eine Substanz an Aktivkohle ist.

Bei der Bemessung von Aktivkohlefiltern ist daher insbesondere beim Vorliegen von Substanzgemischen dem gesamten Substanzspektrum und nicht nur der in der höchsten Konzentration vorliegenden Einzelsubstanz Rechnung zu tragen.

Die Durchsatzleistung eines Aktivkohlefilters hängt erwartungsgemäß auch von der Konzentration der Schadstoffe im Filterzulauf ab. Die von BALDAUF gemessene Durchbruchkurve für Trichlorethen, die in Abb. 6.5-4 dargestellt ist, bestätigt die theoretischen Erwartungen (BALDAUF, 1987).

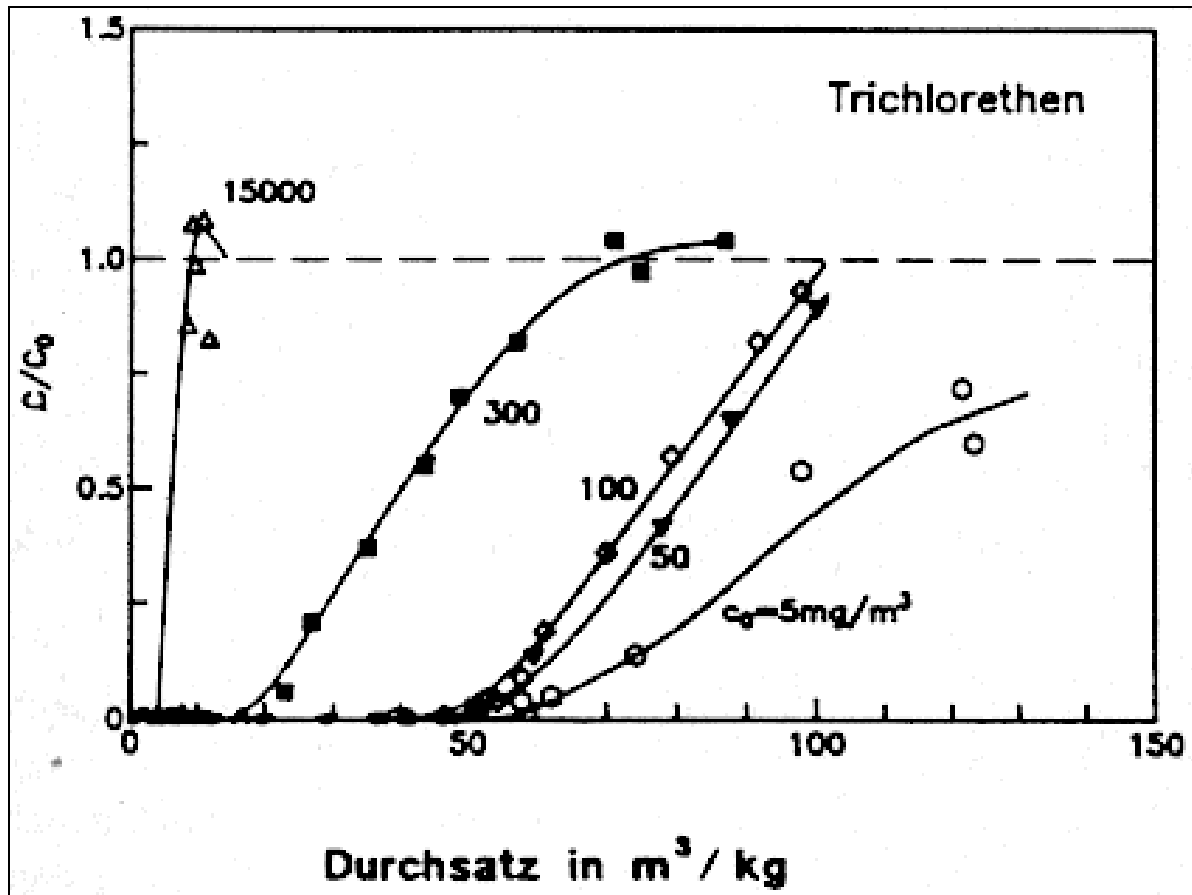


Abb. 6.5-4 Durchbruchkurven für Trichlorethen bei unterschiedlichen Filterzulaufkonzentrationen (Schütthöhe 2,5 m, Filtergeschwindigkeit 11 m/h)

Überraschenderweise konnte gefunden werden, daß der Verlauf der Durchbruchkurven für eine bestimmte Rohwasserkonzentration für die leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffe dann unabhängig von der eingesetzten Aktivkohlesorte ist, wenn der Wasserdurchsatz durch das Filter auf die Masse der eingesetzten Aktivkohlemenge im Filter bezogen wird.

Dies zeigen die in Abb. 6.5-5 dargestellten Durchbruchkurven für 1,1,1-Trichlorethan an 4 untersuchten handelsüblichen Aktivkohlequalitäten. BALDAUF gibt als Grenzwert für eine wirtschaftliche Betriebsweise einen spezifischen Aktivkohlebedarf unter 20 g Aktivkohle pro m^3 aufbereitetes Wasser (das entspricht $50 \text{ m}^3/kg$) an (BALDAUF, 1987). Demzufolge lassen sich Wässer mit Trichlorethengehalten bis ca. 100 mg/m^3 durch eine direkte Aktivkohlebehandlung wirtschaftlich aufbereiten. Als Abbauprodukte von Trichlorethen im Untergrund können auch die Verbindungen cis-1,2-Dichlorethen und Vinylchlorid als relativ schlecht adsorbierbare Verbindungen entstehen.

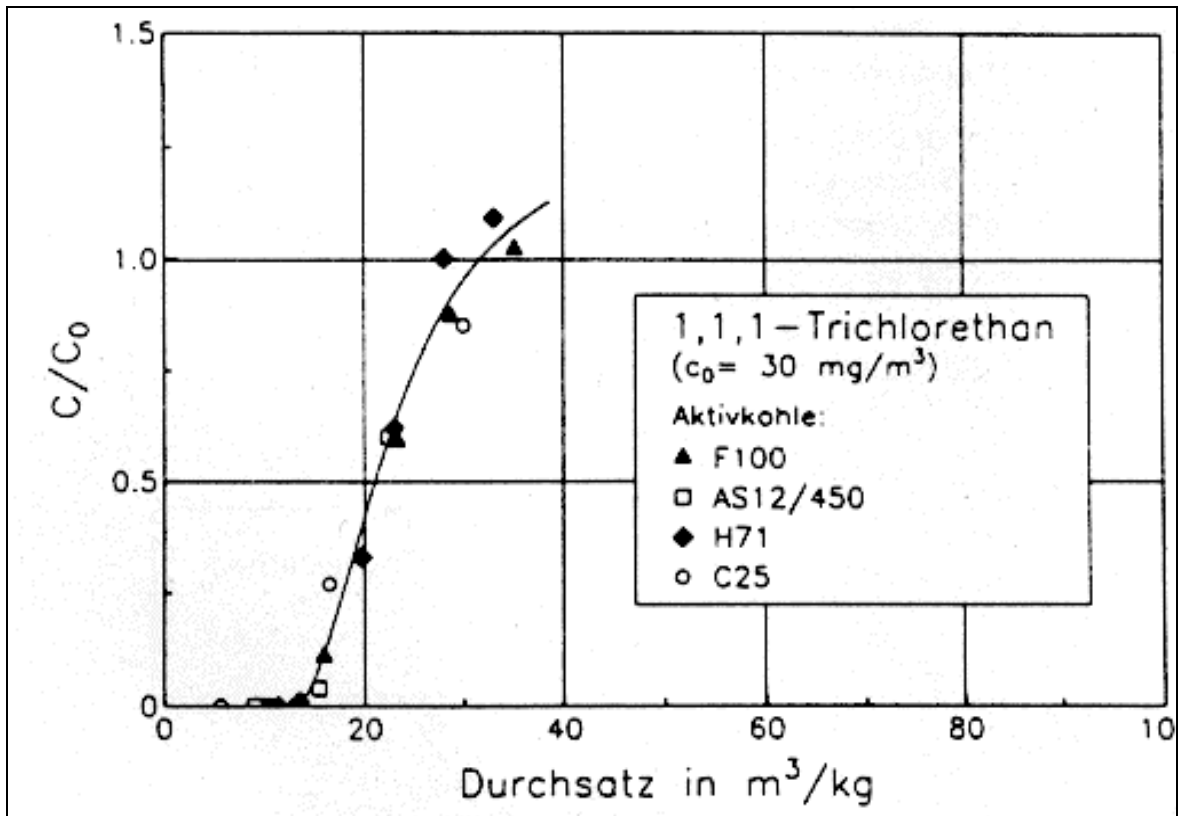


Abb. 6.5-5 1,1,1-Trichlorethanadsorption an unterschiedlichen Aktivkohlen

Eine weitere Gruppe von Substanzen, die durch Sanierung kontaminierter Böden im Abwasser anfallen können, sind die relativ gut wasserlöslichen Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel in ehemals landwirtschaftlich intensiv genutzten Böden bzw. in der Nähe von Gleisanlagen. Für das besonders häufig nachgewiesene Herbizid Atrazin konnte BALDAUF beispielsweise mit 20 g Pulverkohle pro m³ Wasser eine Entfernungsleistung von > 80 % nachweisen (BALDAUF, 1982). Auch Verbindungen aus der Gruppe der gut wasserlöslichen Phenylharnstoff- bzw. Anilid-Pestizide konnten mit Pulverkohle mit hohem Wirkungsgrad entfernt werden, wie die Abb. 6.5-6 zeigt.

Bei der Auslegung von Aktivkohlefiltern für Schadensfälle mit leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen sind Filterschüttungen zwischen 1,5 und 3 m sowie Filtergeschwindigkeiten zwischen 10 und 15 m/h in vielen Fällen üblich. Die Filterschichthöhe richtet sich nach der Länge der Durchbruchfront der am schlechtesten adsorbierbaren Komponente des Adsorptivgemisches. Die Hintereinanderschaltung von Filtern führt zu einer weitergehenden Kohleausnutzung. In der Praxis der Aufbereitung von Oberflächenwasser haben sich Kontaktzeiten von 15 bis 20 Minuten als optimal erwiesen.

Eine Adsorberanlage sollte mindestens aus zwei Filtern bestehen, wenn ein kontinuierlicher Betrieb während der Regeneration aufrecht erhalten werden soll. Bei der thermischen Reaktivierung von Kornkohle werden die leichtflüchtigen Substanzen desorbiert, die schwer flüchtigen Stoffe pyrolytisch zersetzt und anschließend vergast. Die Reaktivierung sollte bei nur kurzzeitigem Einsatz der Aktivkohle beim Herstellerwerk oder in einer speziellen Regenerationsanlage erfolgen.

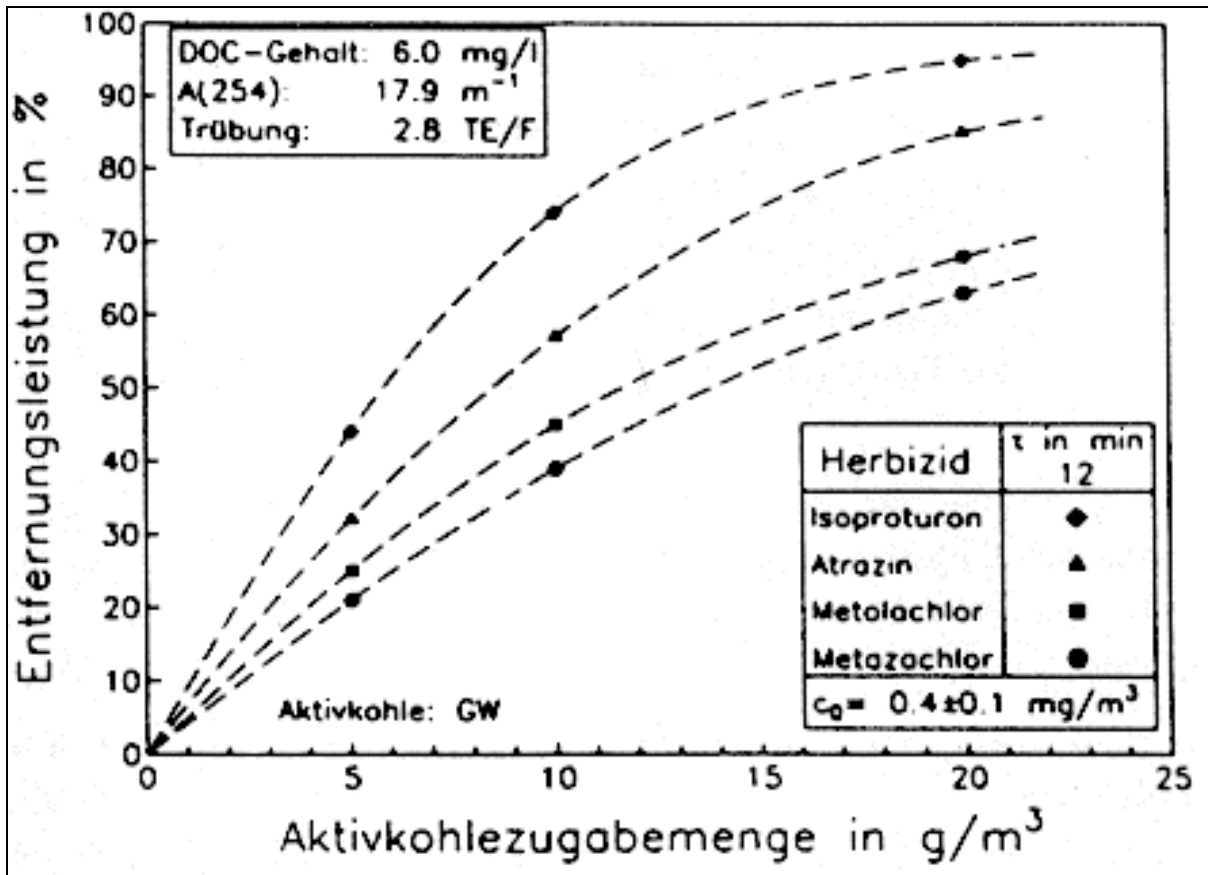


Abb. 6.5-6 Entfernung von Herbiziden aus Emswasser durch einstufige Pulverkohledosierung (Aktivkohle GW)

6.5.4 Oxidationsverfahren und kombinierte Anwendung von Aufbereitungsstufen

Ziel aller **Oxidationsverfahren** bei der Abwasserreinigung ist die Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe zu Kohlenstoffdioxid. Dies kann bei sehr konzentrierten Abwässern entweder durch direkte thermische Verbrennung der Abwasserinhaltsstoffe (Abwässer der Zellstoffabriken) oder durch sogenannte Naßoxidationsverfahren unter besonders extremen Bedingungen wie hohen Drücken und/oder Temperaturen beziehungsweise durch Kombination von Oxidationsverfahren oder Bestrahlungsverfahren gelingen.

Bei der Anwendung von Sauerstoff als Oxidationsmittel wird neben der Druckoxidation mit Sauerstoff bei Temperaturen von 110 °C und 3,5 bar auch die sogenannte Naßverbrennung bei Temperaturen zwischen 225 °C und 350 °C und Drücken von etwa 50 bar bis 150 bar eingesetzt. Letztere Verfahren sind auch als ZIMMERMANN-Verfahren bekannt (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT, 1984).

Unter den kombinierten Verfahren werden insbesondere die sogenannten "advanced oxidation processes" - weitergehende Oxidationsverfahren - verstanden, bei denen Ozon und Wasserstoffsuperoxid (H₂O₂) oder Ozon während gleichzeitiger UV-Bestrahlung eingesetzt werden.

LEITZKE beschreibt ein großtechnisches Verfahren, bei dem Ozon und UV-Licht selbst flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in hohen Konzentrationen von über 2000 µg/l zu Kohlenstoffdioxid und Salzsäure umsetzt. Ferner ist bei LEITZKE die Umsetzung von Ameisensäure, Essigsäure, Aceton, Chloroform und Dialdehyden zu CO₂ mechanistisch beschrieben (LEITZKE, 1992). Auch langkettige, halogenierte Aliphaten und Aromaten sollen zumindest soweit abgebaut werden, daß ihre Abbauprodukte anschließend biologisch abbaubar sind. Drei Fallbeispiele für die Elimination von Trichlorethen aus Grundwässern beschreiben die Brauchbarkeit des Verfahrens.

LANGLAIS, RECKHOW und BRINK führen die Wirksamkeit der "advanced oxidation processes" auf die Bildung reaktiver OH- Radikale zurück. Sie berichten über hohe Eliminationsleistungen mit den Systemen O₃/UV und O₃/H₂O₂ für die Verbindungen Trichlorethan, Atrazin, Oxalsäure, Phenol, Kresol und Xylol (LANGLAIS, RECKHOW, BRINK, 1991).

Beim System O₃/H₂O₂ hat nach ihren Angaben der Zeitpunkt der H₂O₂-Dosierung einen wesentlichen Einfluß auf den Wirkungsgrad des Verfahrens. Das Optimum für Stoffgemische unterschiedlicher Reaktivität scheint der Punkt zu sein, bei dem das Ozon bereits die hochreaktiven Substanzen oxidiert hat.

Für den O₃/UV-Prozeß weisen LANGLAIS, RECKHOW und BRINK darauf hin, daß die Reaktivität halogener Kohlenwasserstoffe vom Halogentyp im Molekül abhängt (LANGLAIS, RECKHOW, BRINK, 1991). Sie ermitteln für die Haloforme folgende Reihe fallender Reaktivität:



Grenzen des O₃/UV-Verfahrens scheinen nach ihren Angaben bei den völlig durchhalogenierten Chlorkohlenwasserstoffen CCl₄ und Cl₃C-CCl₃ erreicht zu sein, die in natürlichen Wässern auch unter den Bedingungen der "advanced oxidation processes" nicht abgebaut werden können.

6.5.4.1 Ozonbehandlung und Kombination von Aufbereitungsverfahren

Wichtige Hinweise für die Anwendung von Ozon bei der Wasseraufbereitung in der Praxis haben MAIER, GILBERT und KURZMANN gegeben, wobei vor allem apparative und analytische Aspekte sowie Fragen der Arbeitssicherheit und Werkstoffauswahl behandelt werden (MAIER, GILBERT, KURZMANN, 1993).

Da bei der alleinigen Ozonanwendung in den seltensten Fällen die Oxidation der Wasserinhaltsstoffe bis zum CO₂ gelingt, muß darauf hingewiesen werden, daß die bei der Ozonung gebildeten polareren, niedermolekulareren und sauerstoffreicheren Substanzen in der Regel besser biologisch abbaubar sind als die Ausgangssubstanzen. Dieses Erkenntnis ist für die Kombination von Oxidationsverfahren mit biologischen Aufbereitungsstufen wesentlich, wobei allerdings darauf geachtet werden muß, daß vor der Anwendung der biologisch wirksamen Verfahren Restgehalte an Oxidationsmitteln entfernt werden müssen. In der Praxis wurde auch eine Verbesserung der Flockungswirksamkeit durch eine Vorbehandlung mit Ozon be-

obachtet. Man geht hierbei davon aus, daß die durch die Ozonbehandlung entstehenden organischen Säuren schwerlösliche Calciumsalze bilden.

Umgekehrt muß man darauf achten, daß die Ozonung von Wasserinhaltsstoffen infolge der Bildung polarerer Stoffe sowohl deren Entfernbareit durch Strippen als auch durch Adsorption an Aktivkohle verschlechtert. Dennoch findet man insbesondere bei der Trinkwasseraufbereitung häufig die Kombination Ozon/Aktivkohle, wobei die Aktivkohle in der Oberschicht der Filter für eine wirksame Umsetzung der Ozonrestgehalte zu Sauerstoff sorgt, der dann anschließend in tieferen Filterzonen für die dort ablaufenden erwünschten biologischen Abbauprozesse der Ozonreaktionsprodukte benötigt wird.

6.5.4.2 Auswahl des Ozonverfahrens nach den Listen von HOIGNÉ

Bei der Entscheidung, ob die Ozonbehandlung des Abwassers aus der in-situ Behandlung eines mit organischen Stoffen kontaminierten Bodens Aussicht auf Erfolg haben kann, sind die von HOIGNÉ und BADER (1983-1985) sowie von HOIGNÉ (1988) gemessenen Geschwindigkeitskonstanten zu berücksichtigen. HOIGNÉ (1988) geht davon aus, daß alle Reaktionen von Ozon (O_3) mit den untersuchten Stoffen (M) bezüglich des Ozons und der Stoffe erster Ordnung sind:

$$\frac{d[O_3]}{dt} = k_{O_3} [O_3][M]$$

Weiter nimmt er an, daß in vielen Fällen in der Praxis die Ozonkonzentration konstant gehalten wird, wobei er für seine Angaben häufig eine konstante Ozonkonzentration von 10^{-5} M (0,5 mg/l) angibt.

Unter diesen Bedingungen gibt HOIGNÉ die in Abb. 6.5-7 anschaulich dargestellten Geschwindigkeitskonstanten k_{O_3} in $\text{Mol}^{-1} \cdot \text{sec}^{-1}$ für einige ausgewählte Substanzen wieder (HOIGNÉ, 1988). Er weist darauf hin, daß nur solche Substanzen mit Ozon behandelt werden sollten, die mindestens Geschwindigkeitskonstanten von $10^{-2} \text{Mol}^{-1} \cdot \text{sec}^{-1}$ oder höher aufweisen. Der in Abb. 6.5-7 dargestellte Zeitmaßstab auf der rechten Seite der Abbildung ($t_{M, 37}$) gibt bei einer Ozonkonzentration von 0,5 mg Ozon/l die Reaktionszeit in Sekunden wieder, die erforderlich ist, um die Konzentration der ozonbehandelten Substanz um den Faktor e, d. h. um 37 % zu erniedrigen.

HOIGNÉ und BADER haben derartige Angaben für viele unterschiedliche aromatische substituierte Kohlenwasserstoffe, für substituierte (auch halogensubstituiert) Olefine, für aliphatische Alkohole, Aldehyde, Ketone, Äther, Mercaptane, Haloforme sowie für eine Reihe von dissoziierbaren organischen Verbindungen wie Carbonsäuren, Phenolen, Aminen und Aminosäuren als auch für anorganische Stoffe (Cyanide) gemacht (HOIGNÉ, BADER, 1983-1985). Ebenfalls auf die Untersuchungen von HOIGNÉ und BADER ist die für die Praxis wichtige Erkenntnis zurückzuführen, daß die Wirksamkeit der Ozonbehandlung mit zunehmender Karbonathärte (HCO_3^-) abnimmt (HOIGNÉ, BADER, 1977).

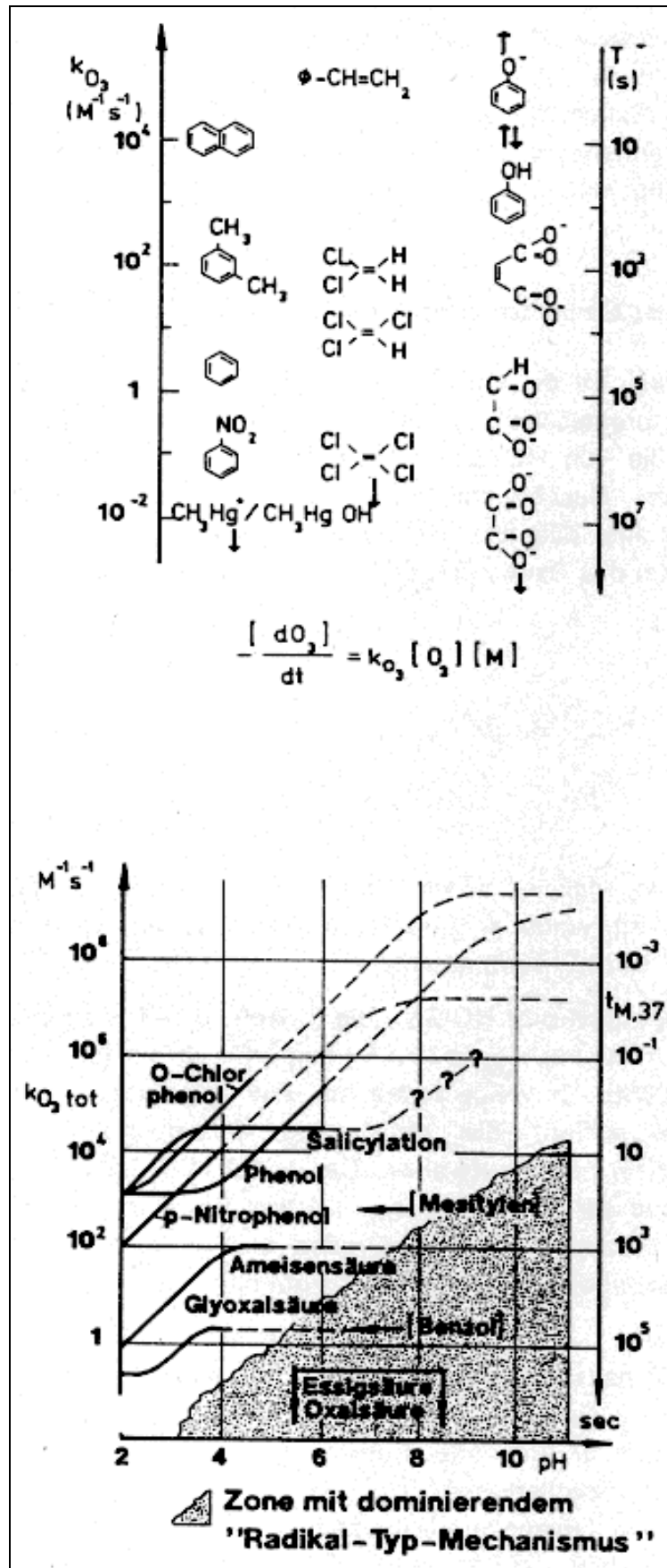


Abb. 6.5-7 Beispiele für Geschwindigkeitskonstanten für die Direktreaktion von O_3 mit gelösten organischen Stoffen

7 Abluftaufbereitung

7.1 Einleitung

Im Gegensatz zur biologischen in-situ Bodensanierung, bei der die Schadstoffe innerhalb des kontaminierten Untergrundes mit technischer Unterstützung durch dort lebende Mikroorganismen abgebaut werden, bewirken die pneumatische und hydraulische in-situ Bodensanierung den Transport flüchtiger und wasserlöslicher Schadstoffe über die Bodenluft bzw. das Grundwasser aus den verunreinigten Bereichen zu entsprechenden Entnahmeanlagen. Hier schließen sich on-site die notwendigen Reinigungsmaßnahmen an. Soweit es sich um **dampf- oder gasförmige Schadstoffe** handelt, kommen zur Abluftaufbereitung grundsätzlich adsorptive, absorptive, thermische, katalytische und biologische Verfahren in Frage.

Zur technisch-wirtschaftlichen und ökologischen Bewertung der einzelnen Verfahren sei vorangestellt bemerkt, daß abschließende Aussagen in der Regel nur unter Berücksichtigung der Aufgabenstellung im konkreten Einzelfall mit Einbeziehung aller Randbedingungen möglich sind. Im Hinblick auf die zu gewährleistenden Betriebsdaten und gesetzlichen Vorgaben gehören **halbtechnische Versuche** mit der zu reinigenden Abluft meist zu den Voraussetzungen für eine verbindliche Projektierung.

7.2 Herkunft, Menge und Belastung der Abluft

Wie aus Kapitel 3 zu entnehmen ist, kann die zu reinigende Abluft sowohl bei der pneumatischen als auch bei der hydraulischen in-situ Bodensanierung anfallen. Nach Art des Sanierungsfalles enthält sie gemäß Abschnitt 2.2 sehr unterschiedliche organische Schadstoffe. Die Ausführungen in Kapitel 5 zeigen, daß Abluftmenge und Schadstoffkonzentration stark variieren und entscheidend von den Gegebenheiten des Sanierungsprojektes in Verbindung mit dem eingesetzten Verfahren sowie dem zeitlichen Verlauf abhängen.

7.2.1 Abluft aus der pneumatischen in-situ Bodensanierung

Bei diesem Sanierungsverfahren reichert sich die **Bodenluft** mit flüchtigen organischen Stoffen aus der Flüssig- und Feststoffphase an, wird über die in Kapitel 4 beschriebenen Brunnen maschinell abgesaugt und der Abluftaufbereitung zugeführt. Die **Maschinenauswahl** erfolgt mit der Konzeption des Sanierungsverfahren nach Vorversuchen und richtet sich vornehmlich nach der Bodenbeschaffenheit. Bei gut durchlässigen Böden mit Abluftmengen zwischen einigen hundert und einigen tausend m^3/h bieten einstufige Radialgebläse mit einer Gesamtdruckdifferenz bis zu 100 mbar die wirtschaftlichste Lösung. Für die Absaugung aus weniger durchlässigen Böden werden bevorzugt Seitenkanalverdichter eingesetzt, mit denen Gesamtdruckdifferenzen bis etwa 300 mbar erreichbar sind bei Fördermengen bis zu einigen hundert m^3/h . Wegen des schlechteren Wirkungsgrades liegt ihr spezifischer Stromverbrauch höher als bei Radialgebläsen. Bei schlecht durchlässigen Böden empfiehlt sich die Verwendung von Vakuumpumpen als Naß- oder Trockenläufer, um den notwendigen Unterdruck zu erreichen und den Strömungswiderstand in der Aufbereitungsanlage zu überwinden. Die Werkstoffaus-

wahl (Metalle, Thermoplaste) der Maschinen richtet sich nach ihrer Bauart und den zu erwartenden Korrosionsangriffen.

7.2.2 Abluft aus der hydraulischen in-situ Bodensanierung

Nach Kap. 6 lassen sich flüchtige organische Verbindungen durch intensiven Kontakt mit Luft aus dem Grundwasser austreiben (Strippen). Die dafür notwendige große Phasengrenzfläche erreicht man entweder, indem man feinblasig Luft in die geschlossene Wasserphase einträgt, oder, indem man das Wasser im Gegenstrom zur Luft als Film über gut benetzbare Füllkörper mit großer spezifischer Oberfläche (m^2/m^3) rieseln läßt, wie es in **Strip-Kolonnen** üblich ist.

Das theoretisch erforderliche **Mindest-Luftverhältnis** $(L/G)_{\min}$ ergibt sich aus der Gleichgewichtskonstanten $K = Y^*/X^*$ des auszutreibenden Stoffes. Sie bestimmt die Lage der Arbeitslinie für diesen Grenzfall (Abb. 7.2-1). Für Stoffgemische ist die Komponente mit der niedrigsten Gleichgewichtskonstanten (Schlüsselkomponente) maßgebend. Beim Strippen unter Atmosphärendruck kann die Gleichgewichtskonstante für niedrige Konzentrationen näherungsweise durch den Henry-Koeffizienten $H = p/x$ ausgedrückt werden. Aus der Relation zwischen Gleichgewichtskonstante K bzw. Henry-Koeffizient H und dem Luftverhältnis L/G hat man einen **Strip-Faktor** definiert. Für den Mindest-Strip-Faktor gilt $S_{\min} = K / (L/G)_{\min}$. Da sich im praktischen Betrieb kein Gleichgewicht in der Schadstoffverteilung zwischen Luft und Wasser einstellen kann, ist die effektive Luftmenge stets größer als die Mindestluftmenge, was in dem tatsächlichen Strip-Faktor $S_{\text{tat}} = K / (L/G)_{\text{eff}}$ zum Ausdruck kommt.

Entsprechend der Flüchtigkeit der auszutreibenden Stoffe betreibt man technische Stripper mit einem Luft:Wasser-Verhältnis zwischen 15 : 1 bis 50 : 1. Dabei betragen die Druckverluste etwa 1 bis 5 mbar pro Meter Füllkörper-Schütthöhe. Bei schwerflüchtigen Stoffen kann das Strippen zwecks Aufkonzentrierung zunächst mit Wasserdampf erfolgen. Eine Verbesserung des unmittelbaren Stoffüberganges in die Gasphase erreicht man durch Strippen unter Vakuum.

Die Abluft aus der hydraulischen Bodensanierung kann auch in Verbindung mit einem Grundwasser-Zirkulations-Brunnen anfallen (Kap. 4.2.5), bei dem durch intensiven Luftdurchgang Wasser nach oben mitgerissen wird (Air-Lift-Effekt, Mammutpumpenwirkung), wo es austritt, während eine entsprechende Wassermenge im unteren Bereich dem Brunnen zufließt. Die feinblasige Luft (100 bis 1000 m^3/h) reichert sich dabei mit flüchtigen organischen Stoffen an.

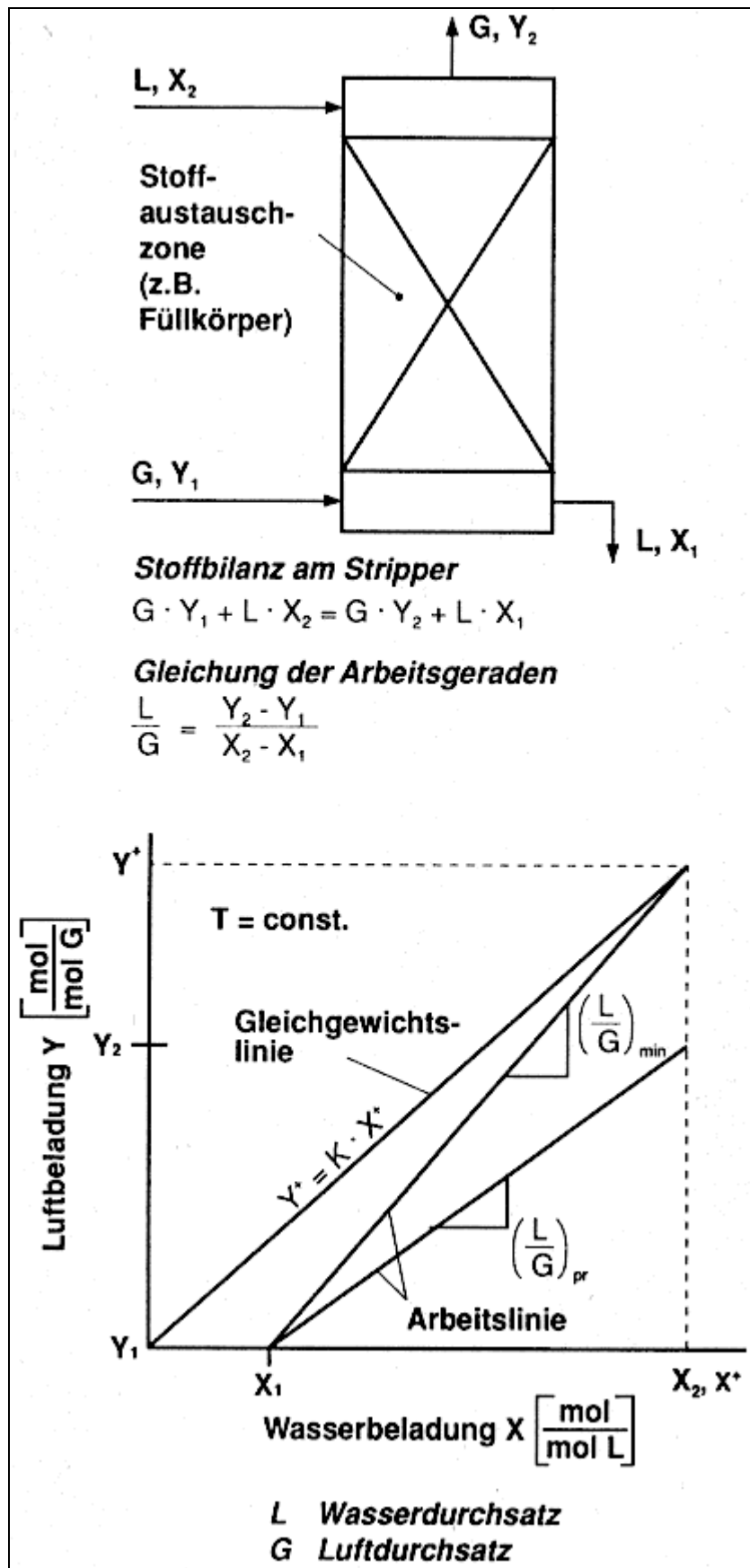


Abb. 7.2-1 Beladungsdiagramm und Stoffbilanz für einen Stripper

7.3 Adsorptive Abluftaufbereitung

Nach der gegenwärtig vorherrschenden Praxis wird die mit organischen Schadstoffen beladene Abluft aus der pneumatischen und hydraulischen in-situ Bodensanierung unter Einsatz der Adsorptionstechnik bis auf die Emissionsgrenzwerte gereinigt. Dabei konnte man auf jahrzehntelange Erfahrung mit diesem Trennverfahren in der Emissionsminderung zurückgreifen.

7.3.1 Verfahrenstechnische Grundlagen

Im betrachteten Anwendungsbereich bedeutet **Adsorption** die Anlagerung von Gas- oder Dampfmolekülen (Adsorptiv) an der inneren Oberfläche hochporöser Feststoffe (Adsorbentien). Hier befinden sich Atome oder Atomgruppen, deren Bindungskräfte nicht durch benachbarte Atome abgesättigt sind. An solchen Stellen mit freien Valenzen (aktive Zentren) lassen sich Fremdmoleküle anlagern. Den umgekehrten Vorgang, ihre Austreibung, bezeichnet man als **Desorption**. Neben der reversiblen **Physisorption** mit rein physikalischer Bindung unterscheidet man die **Chemisorption**, bei der stärkere Wechselwirkungsenergien zwischen Adsorbens und Adsorptiv zu einer stofflichen Veränderung des Adsorptivs führen.

Da bei der Anlagerung des aus der fluiden Phase kommenden Adsorptivs kinetische Energie freigesetzt wird, gehört die Adsorption zu den exothermen Prozessen, wobei **Adsorptionswärme** frei wird, während zur Desorption Energie zugeführt werden muß.

Die Aufnahmefähigkeit eines Adsorbens hängt neben der Ausdehnung und Struktur seiner inneren Oberfläche auch von den Eigenschaften des Adsorptivs ab und nimmt im allgemeinen mit steigendem Siedepunkt und höherem Molekulargewicht zu. Bei **Koadsorption** mehrerer Stoffe kann eine Verdrängung eintreten. Die zur Steigerung der adsorbierten Stoffmenge beitragende **Kapillarkondensation** setzt voraus, daß unterhalb der kritischen Temperatur des Adsorptivs gearbeitet wird. Maßgebend für die Prozeßgestaltung sind auch eine gute Desorbierbarkeit, das chemische Reaktionsvermögen sowie die Wasserlöslichkeit. Die untere Explosionsgrenze bestimmt den erforderlichen Sicherheitsaufwand.

Die im Gleichgewichtszustand erreichbare aber technisch nur teilweise nutzbare Beladungshöhe eines Adsorptionsmittels wird in der Regel durch experimentell ermittelte **Adsorptionisothermen** $x = f(c)_T$ dargestellt, da entsprechende Gleichungen von Modellvorstellungen ausgehen, die den Anforderungen der Praxis nicht voll genügen (Abb. 7.3-1).

Aus dem Vergleich von Adsorptionisothermen erkennt man, daß niedrige Temperaturen und hohe Konzentrationen die Beladung begünstigen, während hohe Temperaturen und niedrige Drücke die Desorption unterstützen. Für den Betrieb technischer Adsorptionsanlagen ist es in den meisten Anwendungsfällen unerlässlich, nach Erreichen der zulässigen **Durchbruchbeladung** die adsorbierten Stoffe auszutreiben und anschließend das Adsorbens wieder in einen für die erneute Abluftreinigung günstigen Betriebszustand (trocknen, kühlen) zu versetzen. Die Methoden dieser **Regenerierung** richten sich nach den jeweiligen Gegebenheiten. Bei der Bodensanierung kommt die auch sonst vorherrschende Arbeitsweise mit Wasserdampf in Frage.

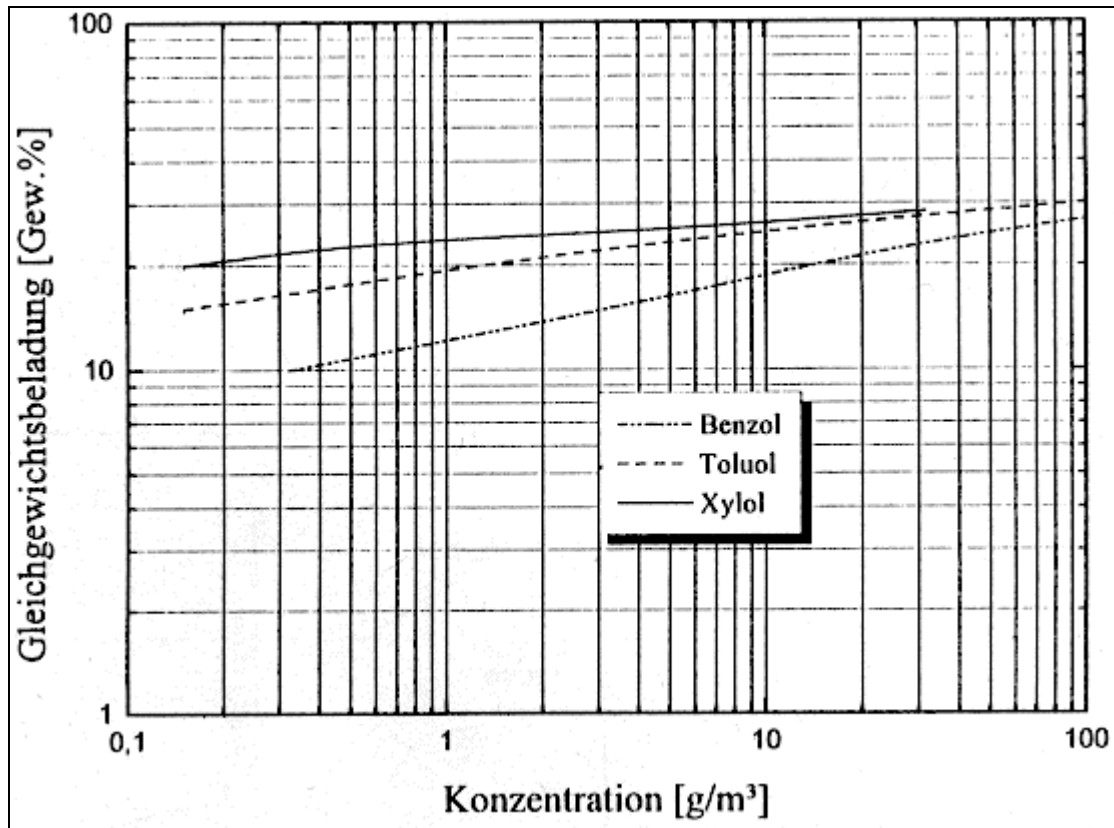


Abb. 7.3-1 Adsorptionsisothermen an Aktivkohle (Desorex K 47) bei 20 °C und Luft als Trägergas (Quelle: Lurgi Aktivkohle GmbH, Frankfurt/Main)

7.3.2 Technische Adsorbentien

In der Gas- und Dämpfeadsorption werden aus strömungstechnischen Gründen ausschließlich körnige Adsorbentien mit einem bestimmten Mindestdurchmesser oder zu Matten, Vliesen und Gewebekarten verarbeitete Faseraktivkohlen verwendet (Tab. 7.3-1).

Für die Abluftreinigung aus der Bodensanierung wurden bisher ausschließlich Aktivkohlen eingesetzt. Mit dem Sammelbegriff "**Aktivkohlen**" bezeichnet man eine Stoffklasse unpolarer hydrophober Adsorbentien mit großer Variationsbreite hinsichtlich Porenstruktur, spezifischer innerer Oberfläche und Adsorptionsporenvolumen, die zu über 90 % aus kleinsten Graphitkristallen bestehen. Sie lassen sich grundsätzlich aus jedem kohlenstoffhaltigen Material durch Schwelung, Mahlen, Formen und Aktivieren herstellen. Gute Aktivkohlen besitzen innere Oberflächen von über 1000 m²/g, die sich unterschiedlich auf ein weites Porenspektrum mit Porenradien zwischen etwa 0,4 nm - 10⁵ nm verteilen, so daß man zwischen eng- und weitporigen Typen unterscheidet. Zur vergleichenden Bewertung von Aktivkohlen eignen sich folgende Herstellerangaben, wobei auf einheitliche Testmethoden zu achten ist:

- Adsorptionsisotherme
- Wassergehalt beim Abpacken
- Porosität und Lückenvolumen
- Aschegehalt
- Spezifische innere Oberfläche

- Körnung (Siebanalyse)
- Schüttgewicht
- Härte (z. B. Kugelmühlentest)
- Strömungswiderstand
- Säurebeständigkeit

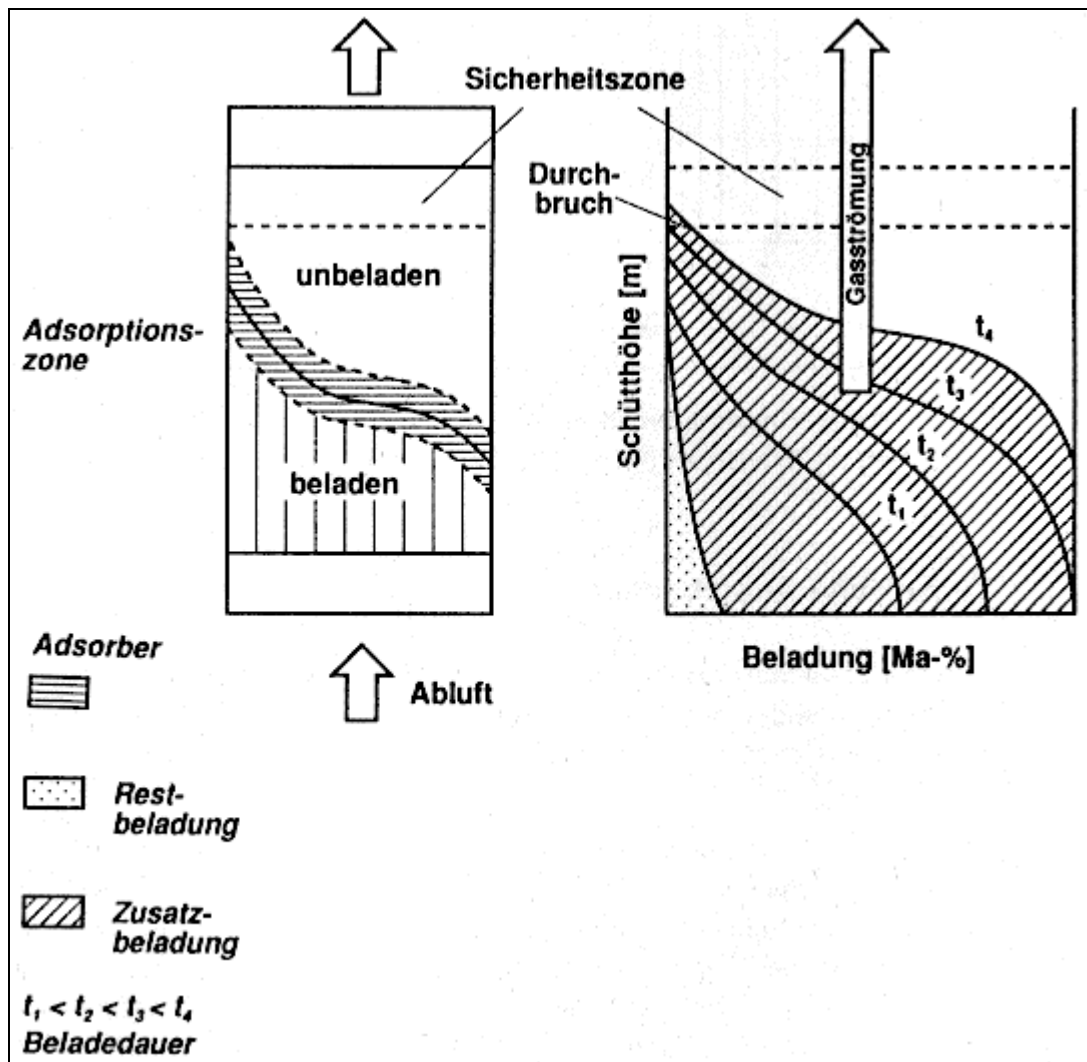


Abb. 7.3-2 Beladungszustand und Verlauf der Adsorptionszone in einem vertikal durchströmten Adsorber

Für den Einsatz eines Adsorbens in der Abluftreinigung interessieren unabhängig vom speziellen Anwendungsfall ein geringes Aufnahmevermögen für Wasserdampf, eine ausgeprägte Selektivität für die abzuschneidenden Komponenten bei hoher Adsorptionskapazität im betreffenden Konzentrationsbereich, gute Desorbierbarkeit bzw. hohes Rückhaltevermögen, Abriebfestigkeit, Temperaturwechselbeständigkeit und chemische Beständigkeit.

7.3.3 Technologie der Adsorptionsverfahren

Um die von einem Gebläse geförderte Abluft mit dem Adsorptionsmittel in Kontakt zu bringen, wird das körnige Material in einem stehenden oder liegenden Behälter (Adsorber) als Festbettschüttung eingesetzt. Sie ruht auf einem Tragrost mit ausreichend freiem Querschnitt und wird von der Abluft im allgemeinen von unten nach oben mit ca. 0,5 m/s, bezogen auf den freien Querschnitt, durchströmt. In gleicher Richtung erfolgt die Beladung des Adsorbens. Es bildet sich eine Adsorptionszone aus, die sich innerhalb des Bettes in Strömungsrichtung bis zum Durchbruch der Schadstoffe (Durchbruchbeladung) fortplant (Abb. 7.3-2). Je steiler sie verläuft, desto eher wird der Durchbruch erreicht und desto geringer ist der Ausnutzungsgrad des Bettes. Sobald sich der Durchbruch dem Emissionsgrenzwert nähert, ist die zulässige Beladung erreicht. Bei **Anlagen ohne Regeneriereinrichtung** muß dann die Abluft auf einen Adsorber mit frischem Adsorbens mittels entsprechender Armaturen von Hand oder automatisch über die Reinluftkontrolle umgeschaltet werden (Abb. 7.3-3).

Erfahrungsgemäß sind die Schadstoffgehalte in der Abluft aus der Bodensanierung besonders nach der Anlaufphase des Sanierungsvorhabens so gering, daß die Adsorber für eine mehrwöchige Standzeit ausgelegt werden können. Damit wäre eine örtliche Regeneriereinrichtung nicht nur unwirtschaftlich, sondern angesichts der komplexen Schadstoffgemische aus Original- und Abbauprodukten auch unter Rückgewinnungsgesichtspunkten nicht sinnvoll. Um eine Beeinträchtigung der Beladungskapazität durch Koadsorption von Wasserdampf auf ein Minimum zu reduzieren, sollte die relative Feuchte der Abluft etwa 50% nicht übersteigen. Erforderlichenfalls läßt sich dieser Grenzwert durch Konditionierung der Abluft (Kühlung, Tropfenabscheider, Erwärmung) einhalten. Begünstigt wird dieses Anlagenkonzept, seit verschiedene Lieferanten bzw. Anlagenbauer, wie CarboTech Aktivkohlen GmbH in Essen oder Lurgi Aktivkohle GmbH in Frankfurt, die beladene Aktivkohle zurücknehmen, um sie zentral für den erneuten Einsatz zu reaktivieren. Die damit verbundenen Kosten sind mit ca. 2,80 DM/kg einschließlich Fracht und Abbrandverluste geringer als der Preis für Frischkohle (4,00 DM/kg). Auch ökologisch erscheint dieses Konzept sinnvoller im Vergleich zur Entsorgung als Sondermüll und wird in der adsorptiven Trinkwasseraufbereitung seit ca. 20 Jahren mit Erfolg praktiziert.

Bei höheren Konzentrationen organischer Verbindungen in der Abluft wählt man ein **Anlagenkonzept mit Regeneriereinrichtung** (Abb. 7.3-4), wie es sich in lösemittelverarbeitenden Betrieben seit Jahrzehnten bewährt hat. Soweit es sich bei den Abluftverunreinigungen um organische Verbindungen mit geringer Wasserlöslichkeit handelt, besteht die Regeneriereinrichtung aus einem elektrischen Dampferzeuger mit Speisewasseraufbereitung, einem Kondensator/Kühler mit nachgeschaltetem Abscheider, einem Lösemitteltank und gegebenenfalls einer Aufbereitung des Desorptionsdampf-Kondensates.

Durch den von oben einströmenden Wasserdampf wird der Adsorber auf die erforderliche Desorptionstemperatur von ca. 130 °C aufgeheizt. Die anfallenden Lösemittel gelangen mit dem wäßrigen Kondensat bzw. Wasserdampf über den Kondensator/Kühler in einen Abscheider, wo sich wäßrige und organische Phase infolge ihrer unterschiedlichen Dichte trennen. Während man die Lösemittel in einem Tank sammelt, kann das Wasser erneut zur Dampferzeugung aufbereitet werden. Bei teilweise oder vollständig mit Wasser mischbaren Lösemitteln erfolgt die Trennung auf Grund der unterschiedlichen Siedepunkte durch Rektifikation.

Bei gemieteten Anlagen verwendet man in der Anfangsphase der Sanierung wegen der hohen Schadstofffracht Bauarten mit Desorptionseinrichtung und ersetzt sie später durch Anlagen gemäß Abb. 7.3-3.

Adsorptionsmittel	Handelsform	Körnung (mm)	spez. Oberfläche (m ² /g)	Rütteldichte (g/l)
Kohlenstoffadsorbentien				
Aktivkohlen, weitporig	Zylinder	2 - 4	800 - 1400	350 - 500
Aktivkohlen, engporig	Zylinder	2 - 4	600 - 1500	320 - 500
Aktivkoks	Zylinder	2 - 5	100 - 150	~ 600
Braunkohlenschwelkoks	gebrochen	1 - 5	~ 300	~ 950
Wirbelbett-Aktivkohle	Kugeln	0,7	1150	570
Faser-Aktivkohle	Matten	-	1000 - 2000	-
Oxidische Adsorbentien				
Aluminiumoxid	Kugeln	2 - 5	100 - 400	700 - 800
Kieselgel, weitporig	gekörnt	2 - 4	250 - 300	250 - 300
Kieselgel, engporig	gekörnt	2 - 4	600 - 850	600 - 850
Zeolith, hydrophobiert	Zylinder	2 - 4	~ 700	450 - 500
Polymer - Adsorbentien				
Adsorberharze	Kugeln	0,5	~ 800	~ 300

Tab. 7.3-1 Eigenschaften einiger technischer Adsorbentien nach Herstellerangaben

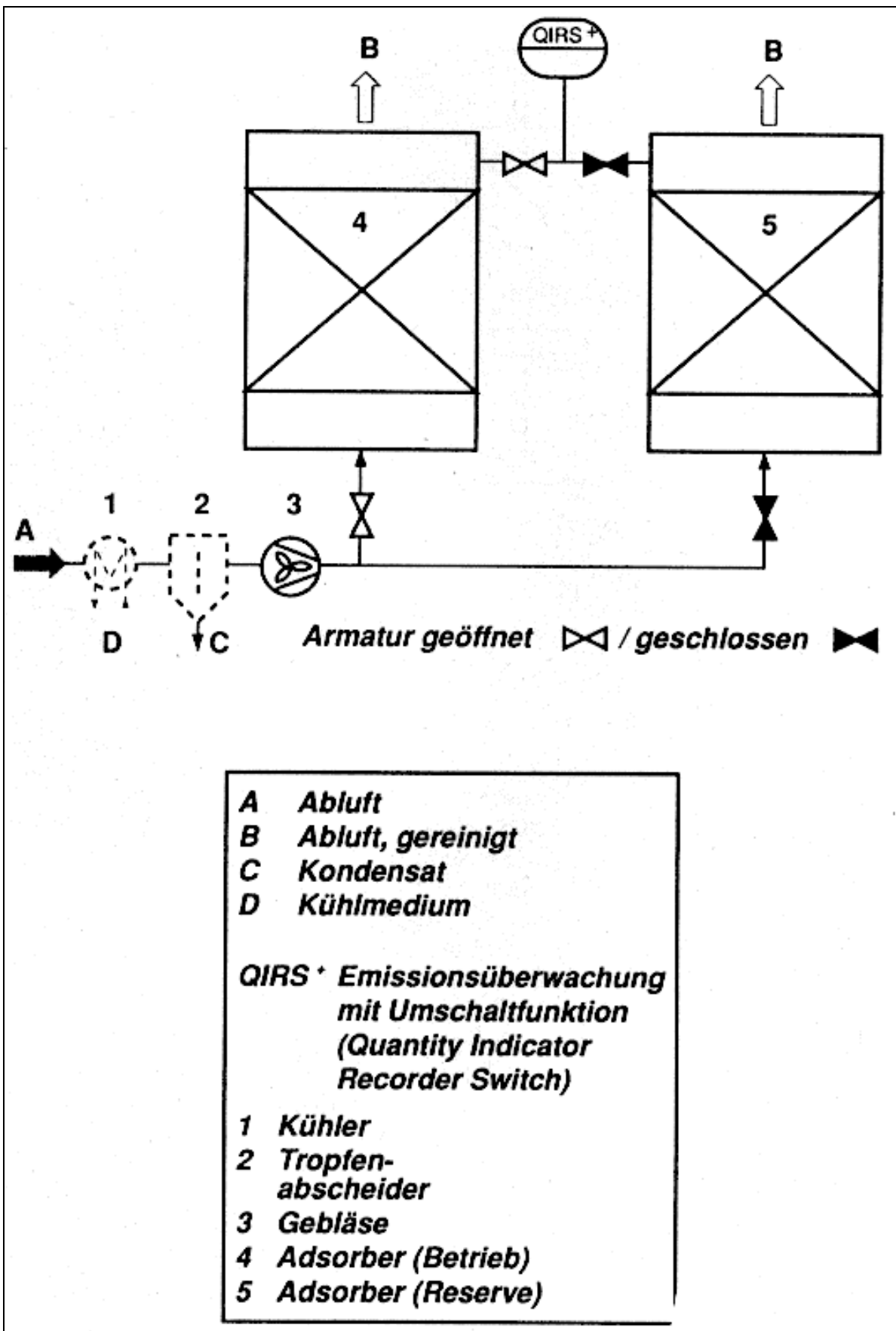


Abb. 7.3-3 Schematisches Verfahrensfliessbild einer adsorptiven Abluftaufbereitung ohne Regeneriereinrichtung

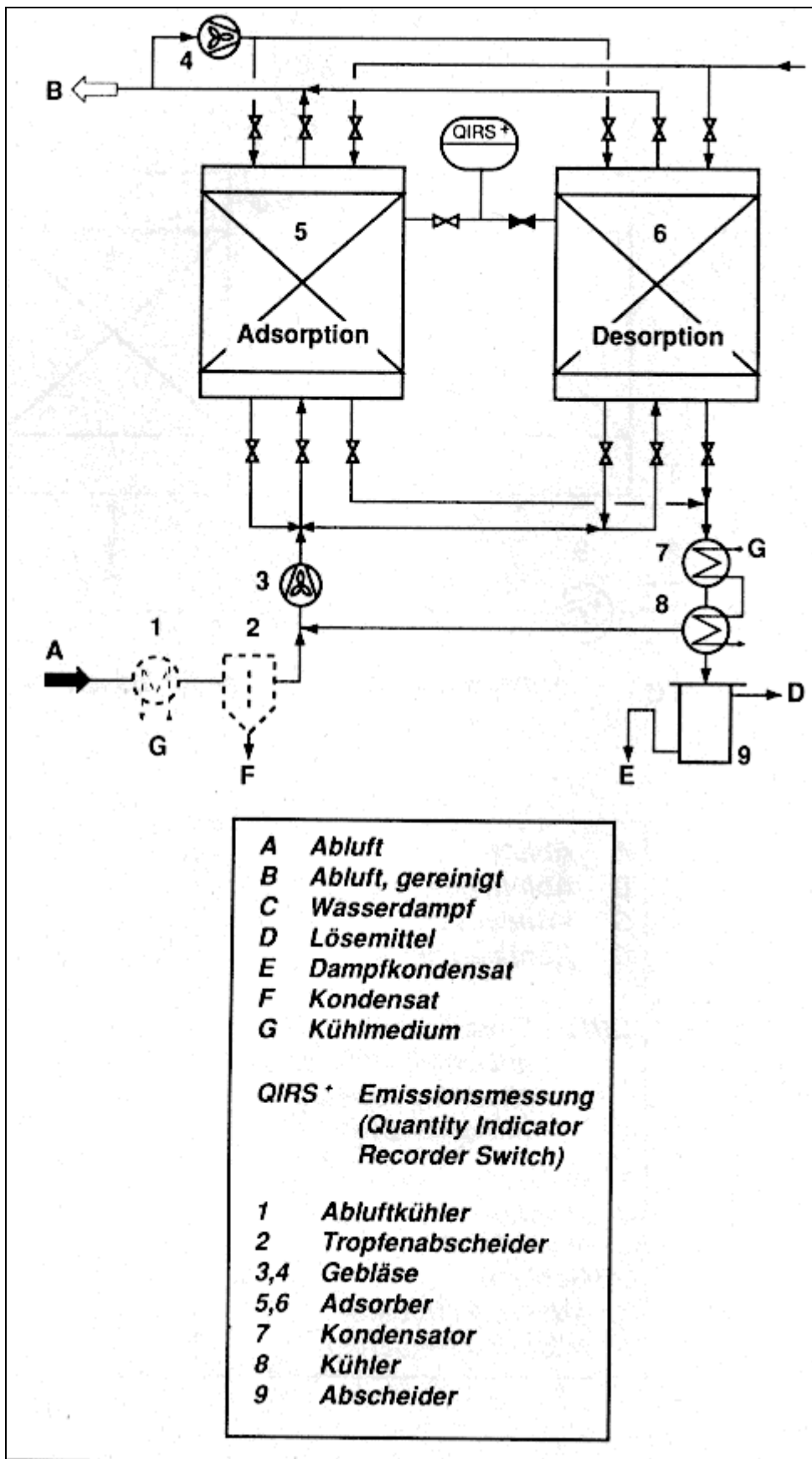


Abb.7.3-4 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Aktivkohle-Adsorptionsanlage zur Abluftreinigung mit Stoffrückgewinnung bei geringer Wasserlöslichkeit

7.3.4 Bewertung

Die adsorptive Aufbereitung der mit organischen Schadstoffen beladenen Abluft ist eine seit Jahrzehnten bewährte Technik, die sich neben der Möglichkeit einer Wertstoffrückgewinnung durch

- ein breites Angebot an Anlagen und Adsorptionsmitteln
- Auslegung der Anlagen für beliebig große Abluftmengen
- hohe Verfügbarkeit bei problemlosem An- und Abfahren
- Wahl zwischen örtlicher und zentraler Regenerierung
- geringen Bedienungs- und Instandhaltungsaufwand

den Gegebenheiten des Sanierungsprojektes gut anpassen läßt. Sie gewährleistet eine sichere Einhaltung der Emissionsgrenzwerte, und ihre meßtechnische Überwachung mit eignungsgeprüften Geräten ist unproblematisch. Die benötigten Betriebsmittel sind vor Ort vorhanden bzw. lassen sich ohne besonderen Aufwand bereitstellen. Anlagen dieser Art können vormontiert im Container aufgestellt und nach Abschluß der Sanierungsmaßnahmen an anderer Stelle ohne langes Anfahrprogramm wieder eingesetzt werden.

7.4 Absorptive Abluftaufbereitung

Die zu den klassischen Gastrennverfahren gehörende physikalische Absorption war bis vor wenigen Jahren wegen der ausschließlich verfügbaren wässrigen Waschflüssigkeiten auf die Abscheidung und Rückgewinnung wasserlöslicher Gaskomponenten und partikelförmiger Stoffe beschränkt. Seit der Entwicklung organischer Waschflüssigkeiten kann diese Technik auch zur Abscheidung wasserunlöslicher organischer Stoffe aus Abluft eingesetzt werden.

7.4.1 Verfahrenstechnische Grundlagen

Die als **Absorption** bezeichnete Aufnahme eines Gases (Absorptiv) durch eine lösende Flüssigkeit (Absorbens, Waschflüssigkeit) wird technisch in speziell dafür entwickelten Apparaten (Absorber, Wäscher) durchgeführt. Löst sich das Absorptiv im Absorbens rein physikalisch, so spricht man von **physikalischer Absorption**. Sie ist reversibel. Ihr gegenüber unterscheidet man die **chemische Absorption** (Chemisorption), bei der Absorptiv und Absorbens eine reversible oder irreversible chemische Reaktion eingehen. Entscheidend für die Leistungsfähigkeit eines Absorptionsverfahrens ist die Beladbarkeit der Waschflüssigkeit, die mit Hilfe von Absorptionskoeffizienten ausgedrückt wird. Für Gase erhöht sich die Löslichkeit mit abnehmender Temperatur und steigendem Druck. Erniedrigt man das Lösungsvermögen der Waschflüssigkeit durch Temperaturerhöhung oder Druckabsenkung, so entweicht das Absorptiv (Desorption), bis sich ein neues Gleichgewicht eingestellt hat. Zur Beschreibung des Gleichgewichtes zwischen Gas- und Flüssigphase dienen Absorptions-Isothermen (Abb. 7.4-1). Bei idealem flüssigkeitsseitigem Verhalten folgen sie dem Raoult'schen Gesetz $p_i = x_i \cdot p_i^*$, das durch Einfügen eines **Aktivitätskoeffizienten** γ auch für reales Verhalten mit Partialdruck-erhöhung ($\gamma > 1$) oder Partialdruckerniedrigung ($\gamma < 1$) genutzt werden kann. Bei überkritischen Betriebsbedingungen und niedrigen Konzentrationen folgt das Gleichgewicht dem Gesetz von Henry $p_i = H_i \cdot x_i$.

Die absorbierte Stoffmenge verhält sich proportional der Phasengrenzfläche a und der Konzentrationsdifferenz ($c_G - c_F$) zwischen Gas und Flüssigphase als treibender Kraft. Unter Einbeziehung eines Stofftransportkoeffizienten β gilt für den Massenstrom aus der Gas- in die Flüssigphase bei physikalischer Absorption $m = \beta \cdot a \cdot (c_G - c_F)$. Der dafür erforderliche Trennaufwand läßt sich nach der statischen Betrachtungsweise in Verbindung mit der Stoffbilanz am Absorber im Beladungsdiagramm als Treppenzug zwischen Gleichgewichts- und Arbeitslinie darstellen (Abb. 7.4-2).

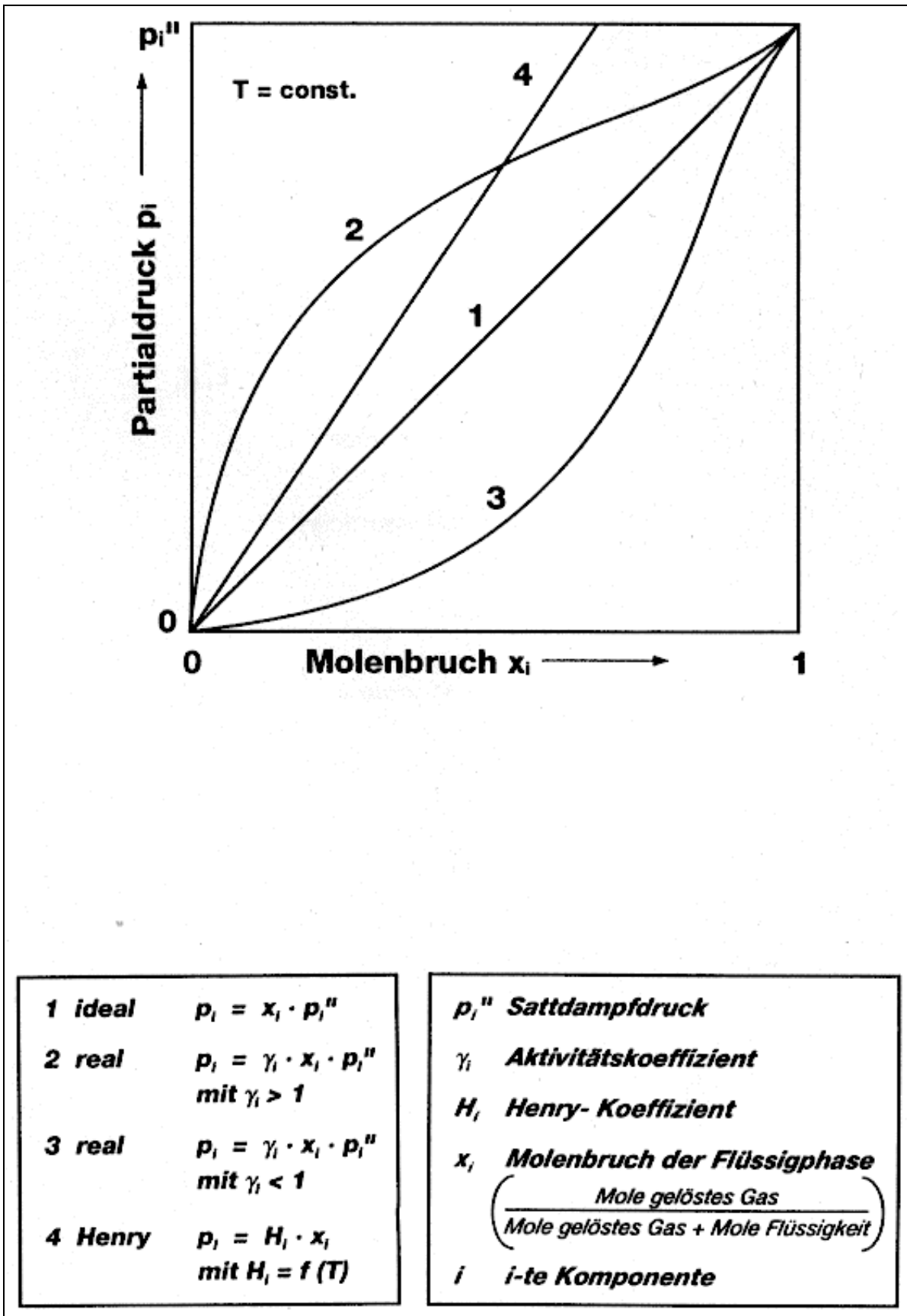


Abb. 7.4-1 Isothermen bei physikalischer Absorption

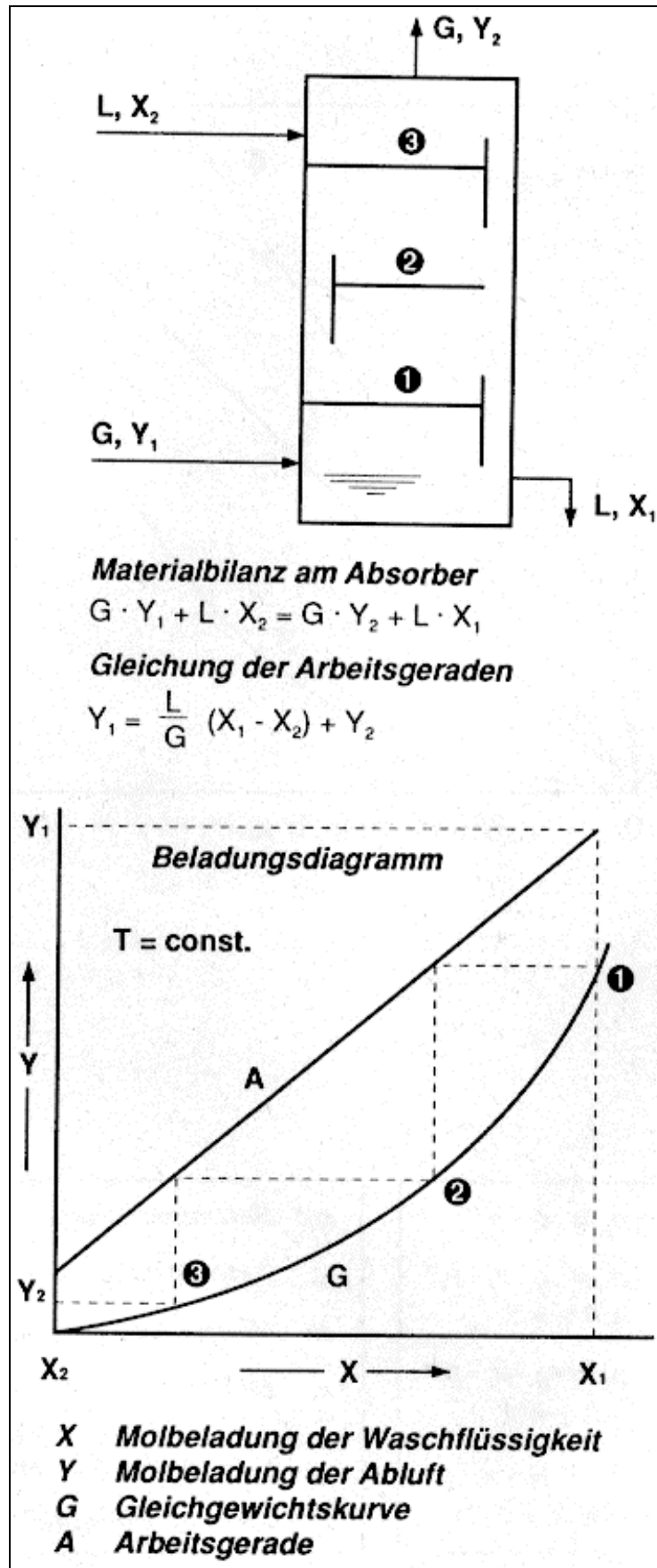


Abb. 7.4-2 Trennaufwand bei der physikalischen Absorption

Die sich ergebenden Eckpunkte auf der Gleichgewichtslinie entsprechen der **theoretischen Trennstufenzahl** n_{th} , aus der man über ein empirisches Austauschverhältnis $s = n_{th}/n_{pr}$ die praktische Stufenzahl n_{pr} bestimmt.

7.4.2 Waschflüssigkeiten

Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit eines Absorptionsverfahrens werden entscheidend durch die Eigenschaften der Waschflüssigkeit bestimmt:

- große selektive Aufnahmefähigkeit bei guter Regenerierbarkeit
- thermische Stabilität
- geringe Korrosivität
- niedriger Dampfdruck
- sichere Verfügbarkeit
- geringe Viskosität

Dabei steht an erster Stelle ein hohes selektives und reversibles Lösungsvermögen für die aus der Abluft abzuscheidenden organischen Verbindungen. Der Dampfdruck des Waschmittels muß bei Betriebstemperatur so niedrig sein, daß seine Konzentration in der gereinigten Abluft deutlich unter dem vorgeschriebenen Grenzwert liegt. Eine geringe Viskosität begünstigt den Stofftransport an der Phasengrenze Gas/Flüssigkeit. Thermische Stabilität ist gefordert, wenn die Desorption bei höheren Temperaturen erfolgen muß.

Unter Beachtung dieser Auswahlkriterien lassen sich organische Verbindungen mit Hilfe von Glykolethern oder Siliconöl aus Abluft physikalisch auswaschen, wobei zugesetzte Stabilisatoren eine Oxidation bzw. thermische Schädigung verhindern.

Bei hinreichender Wasserlöslichkeit der Schadstoffe besteht auch die Möglichkeit einer **oxidierenden Wäsche** z. B. mit Wasserstoffsuperoxid H_2O_2 oder Ozon O_3 als Oxidationsmittel. Eine zusätzliche UV-Bestrahlung erhöht die Reaktivität.

7.4.3 Technologie der Absorptionsverfahren

Die zu reinigende Abluft wird vom Gebläse 3 (Abb. 7.4-3) dem Absorber 1 zugeführt und durchströmt dessen Stoffaustauschzone (z. B. Füllkörperschüttung) von unten nach oben. Die im Gegenstrom herabrieselnde Waschflüssigkeit nimmt die organischen Stoffe auf und sammelt sich im Sumpf des Wäschers. Von dort fördert Pumpe 4 die beladene Waschflüssigkeit über den Wärmetauscher 5 zum Regenerator 2, der in der Regel ebenfalls als Füllkörperkolonne ausgeführt wird. In diesem Apparat erfolgt die Austreibung der organischen Lösemittel bei erhöhter Temperatur und vermindertem Druck. Als leichtersiedende Komponente steigen sie zum Kopf der Kolonne und werden im Kondensator 6 verflüssigt. Ein Teil dient als Rücklauf zum Betreiben des Regenerators. Der Rest wird als "Produkt" gekühlt und im Tank 7 gesammelt. Der Vakuumpumpe 8 ist ein zweiter Kondensator 9 nachgeschaltet. Die zur Einhaltung der Desorptionstemperatur benötigte Energie wird über den Erhitzer 10 zugeführt. Dank des reduzierten Druckes kann die Regenerierung bei 100 bis 140 °C erfolgen, um die thermische Beanspruchung der organischen Verbindungen zu minimieren. Die regenerierte

Waschflüssigkeit kühlt sich in den Wärmetauschern 5 und 11 auf Absorptionstemperatur ab und wird erneut für den Waschprozeß eingesetzt.

		Typ A	Typ B	Typ C	Typ D
Molare Masse	g/mol	270 - 280	-	222	3300
Siedebereich / -temperatur	°C	> 250	> 270	272 - 277	25 - 175
Dampfdruck bei 20 °C	mbar	-	-	1,6	< 10 ⁴
Dichte bei 20 °C	g/cm ³	1,02 - 1,04	0,927	1,01	0,9 - 0,97
Stockpunkt	°C		- 44	- 30	< - 50
Wasseraufnahme bei 20 °C	Ma. %	max. 0,5	max. 0,2	∞	-
Viskosität bei 20 °C	mm ² /s	7 - 8	4 - 5	4,1	3 - 10 ⁴
spez. Wärme bei 50 °C	J/g·K	2,13	2,2	2,3	1,55
Flammpunkt	°C	137	151	141	> 62 - 320
Zündtemperatur	°C	210	205	195	> 110 - 400

Typ A	stabilisiertes Absorbens auf Basis Polyethylenglykoldimethylether $CH_3(OCH_2CH_2)_nOCH_3$ (Genosorb 300)
Typ B	stabilisiertes Absorbens auf Basis Polyethylenglykoldibutylether $C_4H_9(OCH_2CH_2)_{3,5}OC_4H_9$ (Genosorb 1842)
Typ C	Tetraethylenglykoldimethylether $CH_3(OCH_2CH_2)_4OCH_3$
Typ D	Siliconöl Baysilone M

Tab. 7.4-1 Kennwerte einiger organischer Waschflüssigkeiten (nach Angaben Hoechst AG und Bayer AG)

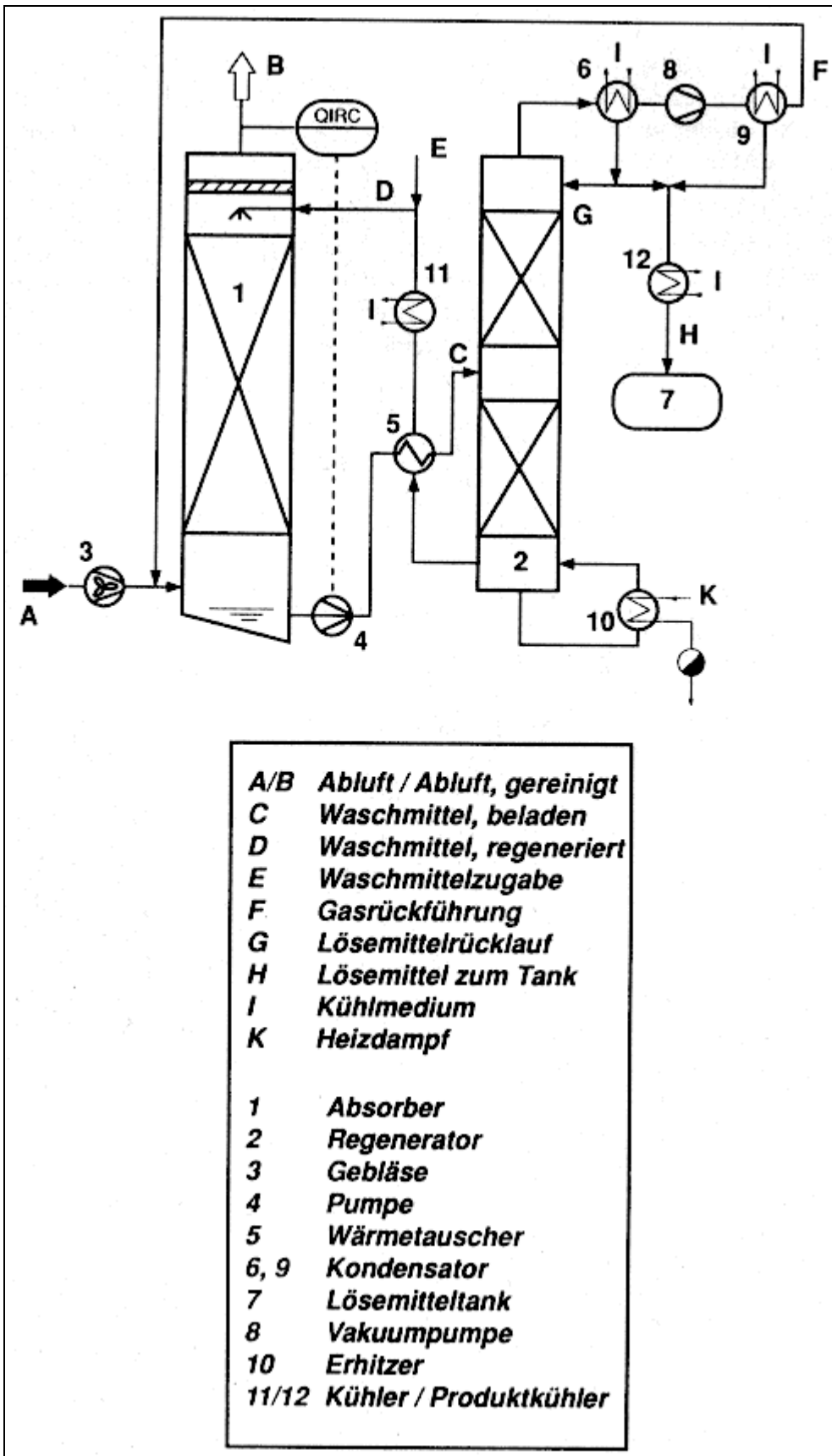


Abb. 7.4-3 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Abluftwäsche mit Regenerierung der Waschflüssigkeit und Rückgewinnung der organischen Verbindungen

7.4.4 Bewertung

Es handelt sich um einen kontinuierlichen Prozeß, dessen bevorzugter Einsatzbereich bei höheren Schadstoffkonzentrationen liegt. Die zurückgewonnenen Lösemittel können aufgearbeitet werden. Über den Waschmittelumlauf und die Höhe der Stoffaustauschzone läßt sich das Verfahren den einzuhaltenden Grenzwerten anpassen.

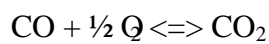
Für den Bau derartiger Anlagen stehen bewährte Ausrüstungen zur Verfügung. Die benötigten Betriebsmittel (elektrische Energie, Heizdampf, Kühlwasser, getrocknete Steuerluft) sind durch den Betrieb anderer Einrichtungen vor Ort häufig vorhanden bzw. lassen sich ohne besonderen Aufwand bereitstellen. Die Anlagen kann man als vormontierte Einheiten aufstellen sowie kurzfristig an- und abfahren.

7.5 Thermische Abluftaufbereitung

Angesichts der unterschiedlichen Schadensfälle sind durchaus Standortbedingungen denkbar, unter denen die thermische Abluftaufbereitung eine geeignete Lösung im konkreten Einzelfall darstellen kann.

7.5.1 Verfahrenstechnische Grundlagen

Bei der thermischen Abluftaufbereitung werden oxidierbare Schadstoffe durch **Verbrennung** (Oxidation) mit Luftsauerstoff ohne Mitwirkung eines Katalysators in umweltverträgliche oder durch nachgeschaltete Reinigungsstufen abtrennbare Stoffe umgewandelt. Handelt es sich bei den Schadstoffen um organische Verbindungen aus den Elementen Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff, so entstehen bei vollständiger Umsetzung Kohlendioxid und Wasser. Halogenhaltige Verbindungen reagieren außerdem zu den entsprechenden Halogenwasserstoffsäuren, bei schwefelhaltigen Verbindungen treten zusätzlich SO_2 und SO_3 auf, und stickstoffhaltige Verbindungen führen zur Bildung von Stickoxiden NO_x (NO , NO_2), deren Anteil in den Verbrennungsgasen jedoch ganz überwiegend auf den Luftstickstoff zurückzuführen ist. Außerdem bilden sich Zwischenprodukte, deren vollständige Umsetzung gewährleistet sein muß, wie die Oxidation des CO zu CO_2 durch Verlagerung des von Temperatur und Verweilzeit abhängigen Boudouard-Gleichgewichtes:



Die Einleitung der Verbrennungsreaktionen erfordert zur Aktivierung der Reaktionspartner eine bestimmte Mindesttemperatur (**Zündtemperatur**), die bei den meisten organischen Schadstoffen zwischen 400 °C und 550 °C liegt. Nach erfolgter Zündung laufen die Verbrennungsreaktionen spontan ab, und die Zusatzfeuerung sowie die freiwerdende Reaktionswärme führen zu weiterer Temperaturerhöhung, bis innerhalb der vorgesehenen Verweilzeit die vorgeschriebene **Brennkammer-Endtemperatur** erreicht ist. Der dabei angestrebte einwandfreie **Ausbrand** hängt bei ausreichend Sauerstoff von folgenden Parametern ab:

- Vorwärmung auf Zündtemperatur
- Brennkammer-Endtemperatur
- Verweilzeit in der Brennkammer
- Strömungsverhältnisse

Abb. 7.5-1 zeigt, daß ein bestimmter Emissionsgrenzwert entweder mit hoher Temperatur bei kurzer Verweilzeit oder bei niedriger Temperatur und längerer Verweilzeit erreichbar ist.

Aus den Grundgleichungen der Verbrennung resultiert der bei stöchiometrischem Umsatz für die einzelnen Schadstoffkomponenten benötigte **Mindest-O₂-Bedarf** und der stöchiometrische Luftbedarf L_{\min} . Um in der Praxis eine vollkommene Verbrennung zu erreichen, muß mehr Verbrennungsluft vorhanden sein. Das Verhältnis zwischen tatsächlichem Luftbedarf L und dem stöchiometrischen Wert L_{\min} bezeichnet man als Luftverhältnis λ , so daß gilt:

$$L = \lambda \cdot L_{\min} \text{ (m}_n^3 \text{ Luft/kg brennbare Substanz)}$$

7.5.2 Technologie der thermischen Abluftaufbereitung

Der aus den verfahrenstechnischen Grundlagen mit dem Ziel einer großen Anwendungsbreite resultierende **Grundaufbau** einer thermischen Abluftreinigungsanlage ist mit seinen wesentlichen Ausrüstungselementen in Abb. 7.5-2 schematisch dargestellt und läßt folgende Arbeitsweise erkennen:

Die vom Gebläse 1 geförderte Abluft wird zunächst im Vorwärmer 6 bis nahe ihrer Zündtemperatur aufgeheizt, um dann in die Brennkammer so einzuströmen, daß sie sich intensiv mit den heißen Flammgasen des Zusatzbrenners 4 mischt und die zum Anspringen der Verbrennungsreaktionen notwendige Temperatur erreicht. Entsprechend der Brennkammergröße steht für den Ausbrand eine bestimmte Verweilzeit zur Verfügung, die in Verbindung mit der Brennkammer-Endtemperatur maßgebend für die Qualität des Ausbrandes ist und über die kontinuierliche Aufzeichnung der Abluftmenge durch den anzeigenden Schreiber FIR kontrolliert werden kann. Reicht die bei der Schadstoffverbrennung freigesetzte Wärme nicht zur Einhaltung der Brennkammer-Endtemperatur aus, so muß die Leistung des Zusatzbrenners 4 erhöht werden. Dies erfolgt über den schreibenden Regler TRC. Die Verbrennungsluft für den Zusatzbrenner wird als Teilstrom aus der zu reinigenden Abluft abgezweigt. Als Zusatzbrennstoff verwendet man vorzugsweise Erdgas, Heizöl EL oder Flüssiggas, um eine schadstofffreie Verbrennung sicherzustellen.

Je nach Reaktivität der Schadstoffe und den Strömungsverhältnissen fährt man die Anlagen mit Brennkammer-Endtemperaturen von ca. 800 °C bis 1200 °C bei effektiven Verweilzeiten zwischen 0,5 und 1 Sekunde.

Als Reaktionsraum verwendet man sowohl ausgekleidete Brennkammern als auch Ganzstahlbrennkammern. Ihr Brennraumvolumen ergibt sich aus der benötigten Verweilzeit. Für die Relation von Durchmesser zu Länge sind die Strömungsverhältnisse maßgebend. Die mit feuerfestem keramischem Material ausgekleideten Brennkammern verfügen über ein großes Wärmespeichervermögen, das sich bei Heizwertschwankungen der Abluft positiv auswirkt und geringere Anforderungen an die Regelbarkeit des Zusatzbrenners zuläßt. Die mit der Innenauskleidung verbundenen hohen Innenwandtemperaturen lassen sich durch mehrfache Umlenkung der heißen Verbrennungsgase auch bei Ganzstahlbrennkammern erzielen. Außerdem bietet diese Variante die Möglichkeit, Brennkammer und Abluftvorwärmer zu einem kompakten Bauteil zu vereinigen.

Abgestimmt auf Brennkammer und Abluftverhältnisse werden zur Verfeuerung des Zusatzbrennstoffes Düsen- oder Flächenbrenner eingesetzt. Düsenbrenner bieten einen größeren Regelbereich. Flächenbrenner erstrecken sich über den gesamten Brennkammer-Querschnitt und arbeiten ohne separate Verbrennungsluft.

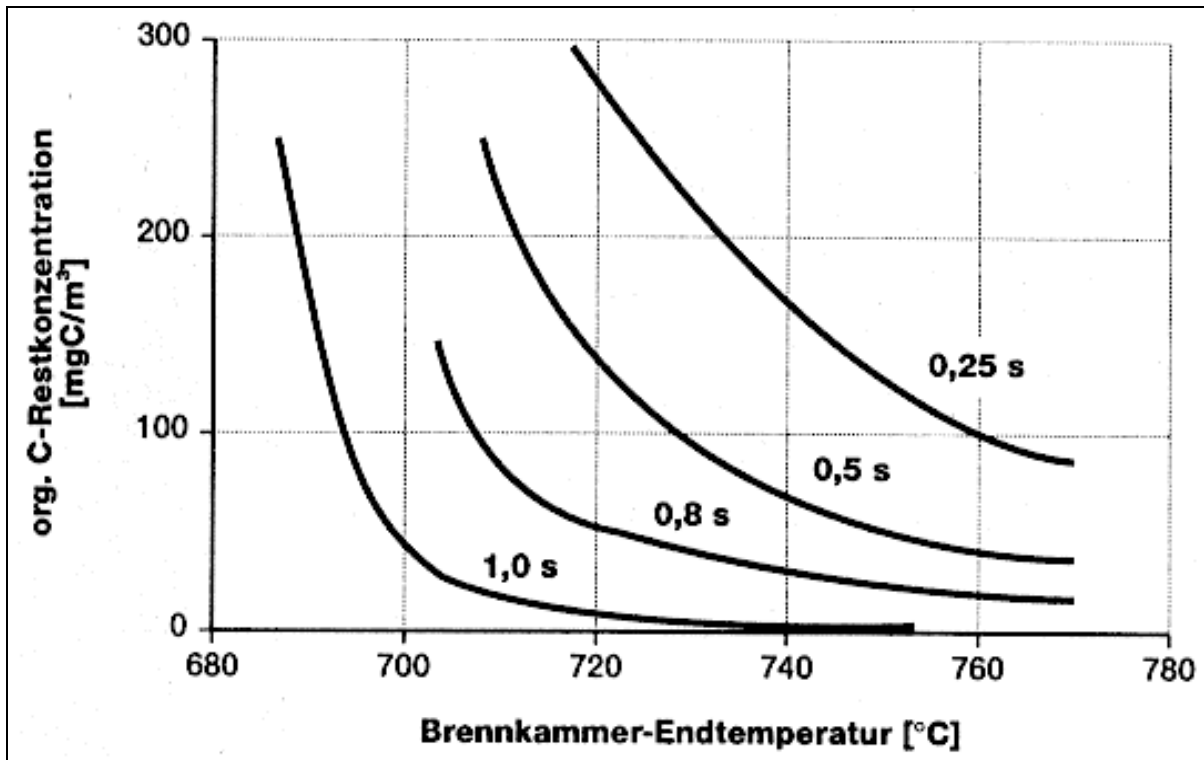


Abb. 7.5-1 Restkonzentration an organischem Kohlenstoff als Funktion von Temperatur und Verweilzeit bei der thermischen Verbrennung KW-haltiger Abluft

7.5.3 Bewertung

Da die Abluft aus der Bodensanierung vergleichsweise niedrige Schadstoffkonzentrationen aufweist und ihr Heizwert somit keinen spürbaren Beitrag zum Energiebedarf einer thermischen Abluftreinigung leistet, sprechen die hohen Kosten für den Zusatzbrennstoff gegen das Verfahren. Diese Einschätzung könnte sich im konkreten Einzelfall ändern, wenn im Bereich des Einsatzortes weitere Stoffe durch Verbrennung zu entsorgen wären. Auch bei Möglichkeiten einer sinnvollen Energierückgewinnung vor Ort könnten die hohen Kosten für den Zusatzbrennstoff in den Hintergrund treten gegenüber den Vorteilen, die das universelle Verfahren durch seinen einfachen Aufbau, die problemlose Prozeßführung und den hohen Automatisierungsgrad bietet. Außer dem Zusatzbrennstoff benötigt es nur elektrische Energie als Betriebsmittel.

Bei halogenierten und schwefelhaltigen Kohlenwasserstoffen wäre zu prüfen, inwieweit zur Einhaltung der Grenzwerte für HCl und SO₂ der thermischen Abluftreinigung eine Wäsche nachzuschalten ist, und wie deren Reaktionsprodukt (gebrauchte Waschflüssigkeit) verwertet bzw. entsorgt werden könnte.

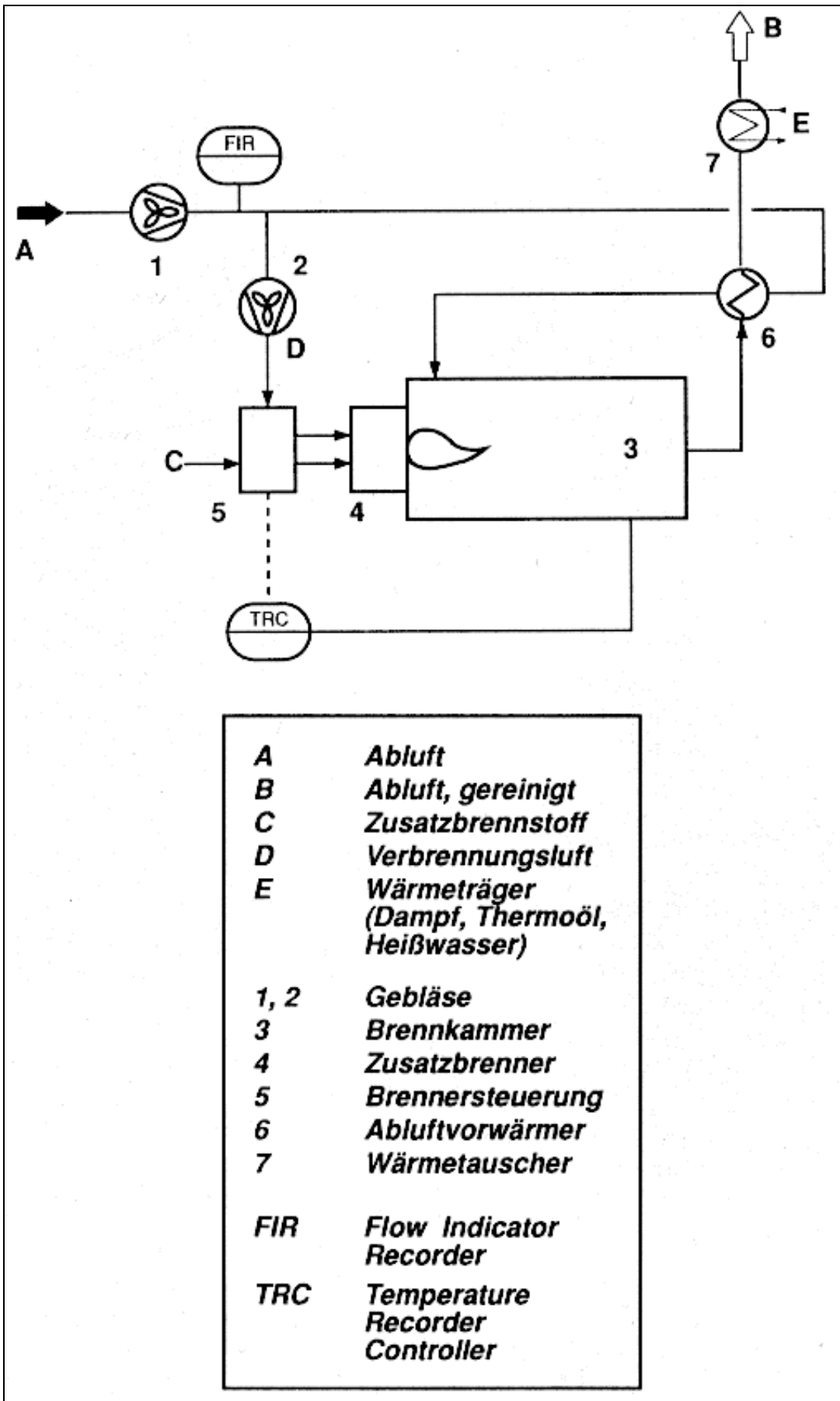


Abb. 7.5-2 Vereinfachtes Fließbild einer thermischen Abluftreinigungsanlage

7.6 Katalytische Abluftaufbereitung

Durch den Einsatz von Katalysatoren, wie sie in der chemischen Industrie seit der Jahrhundertwende großtechnisch angewandt werden und heute die überwiegende Mehrzahl der dortigen Produktionsprozesse bestimmen, gelingt es auch bei der Verbrennung von Abluftschadstoffen, die Oxidationsreaktionen schneller und bei wesentlich niedrigeren Temperaturen ohne Minderung des Ausbrandes ablaufen zu lassen. Die sich daraus ergebenden energetischen Vorteile wirken sich vor allem bei niedrigen Schadstoffkonzentrationen der Abluft vorteilhaft auf die Wirtschaftlichkeit aus und führen unter bestimmten Voraussetzungen zu einer Erweiterung des Anwendungsbereiches der Verbrennungstechnik in der Luftreinhaltung.

7.6.1 Verfahrenstechnische Grundlagen

Bei der katalytischen Abluftreinigung werden die Schadstoffe mit Sauerstoff in Anwesenheit eines aktivierend auf das Reaktionsgeschehen einwirkenden Feststoffes, des **Katalysators** oder **Kontaktes**, in unschädliche Substanzen umgewandelt. Die **Aktivität** des Katalysators senkt die Reaktionstemperatur bzw. steigert auf unverändertem Temperaturniveau die Reaktionsgeschwindigkeit. Seine **Selektivität** beeinflusst den Reaktionsweg. Bei bestimmten Schadstoffen (**Katalysatorgifte**) kann es zu irreversiblen Verbindungen mit den aktiven Zentren des Katalysators kommen, wodurch diese blockiert werden. Bei dieser Art der Desaktivierung unterscheidet man zwischen der **Fremdvergiftung** durch Verunreinigungen, die aus der Abluft stammen, und der **Selbstvergiftung** durch Reaktionsprodukte, die aus den in der Abluft enthaltenen Schadstoffen entstehen. Zu den bekanntesten Katalysatorgiften gehören:

- Schwefelverbindungen
- Blei- und Halogenverbindungen
- Siliciumverbindungen
- Arsen- und Selenverbindungen
- Phosphorverbindungen
- Quecksilberverbindungen

Bei dieser Schädigung spielen sowohl die Schadstoffkonzentration als auch die Empfindlichkeit des Katalysators eine wesentliche Rolle, so daß trotz Anwesenheit derartiger Stoffe in der Abluft ein Katalysator mit wirtschaftlich vertretbarer Lebensdauer eingesetzt werden kann.

Desaktivierend wirkt auch eine länger anhaltende Überschreitung der maximal zulässigen Arbeitstemperatur infolge Änderung der Oberflächenstruktur. Diese thermische Schädigung bezeichnet man als **Alterung** (aging). Außerdem kann eine Schädigung des Katalysators durch **Verschmutzung** (fouling) der äußeren Oberfläche mit Stäuben, Fasern oder hochpolymeren organischen Stoffen hervorgerufen werden.

7.6.2 Technologie der katalytischen Abluftaufbereitung

Da der Katalysator durch Aufbau, Geometrie und Wirkungsweise sowohl das Anlagenkonzept als auch die Prozeßführung bestimmt, bildet er die Grundlage des Verfahrens.

Vollkontakte (geformte Bleche, Drahtgeflechte, gewickelte Bänder) bestehen ganz aus Aktivsubstanz. Zu ihrer Herstellung verwendet man als reinen Stoff oder als Mischung die Oxide verschiedener Metalle wie Vanadium, Chrom, Titan, Molybdän, Nickel, Eisen, Kobalt oder Kupfer. Der homogene Aufbau bedeutet, daß die Aktivität infolge Vergiftung weniger stark nachläßt als bei **Trägerkatalysatoren**. Ihr Aufbau, gekennzeichnet durch ein Basismaterial als Träger der Aktivsubstanz, ermöglicht meist höhere volumenbezogene Leistungen im Vergleich zu Vollkontakten. Maßgebend dafür ist die große spezifische innere Oberfläche des hochporösen Trägers, wie Al_2O_3 oder TiO_2 , von mehreren hundert m^2/g . Er wird mit der katalytisch wirksamen Substanz imprägniert. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Edelmetalle der Platingruppe (Platin, Palladium, Rhodium). Ihr Anteil am Katalysator liegt zwischen 0,1 und 1 Massenprozent.

Hinsichtlich ihrer Formgebung werden in Anlagen zur Abluftreinigung sowohl Schüttkatalysatoren (Kugeln, Zylinder) als auch Katalysatorelemente verschiedener Geometrie eingesetzt, wobei Wabenkörper dominieren, da sie bei gutem Umsatzverhalten den niedrigsten Druckverlust aufweisen.

Zur Charakterisierung des Umsatzverhaltens eines Katalysators (Abb. 7.6-1) in Bezug auf bestimmte Abluftverhältnisse mißt man in der Regel seine **Raumgeschwindigkeit** ($\text{m}_n^3/\text{m}^3\text{h}$). Sie gibt an, mit welchem Abluftvolumen ein m^3 Katalysator pro Stunde belastet wird. Sie hängt nicht nur von der Qualität des Katalysators, sondern auch von Natur und Konzentration der Schadstoffe ab. Übliche Raumgeschwindigkeiten liegen zwischen 10 000 und 30 000 h^{-1} . Bei vorgegebener Abluftmenge resultiert aus ihnen das benötigte Katalysatorvolumen. Weitere umsatzbestimmende Parameter sind Temperatur und Strömungsprofil am Katalysatoreintritt sowie die Temperatur im Katalysatorbett.

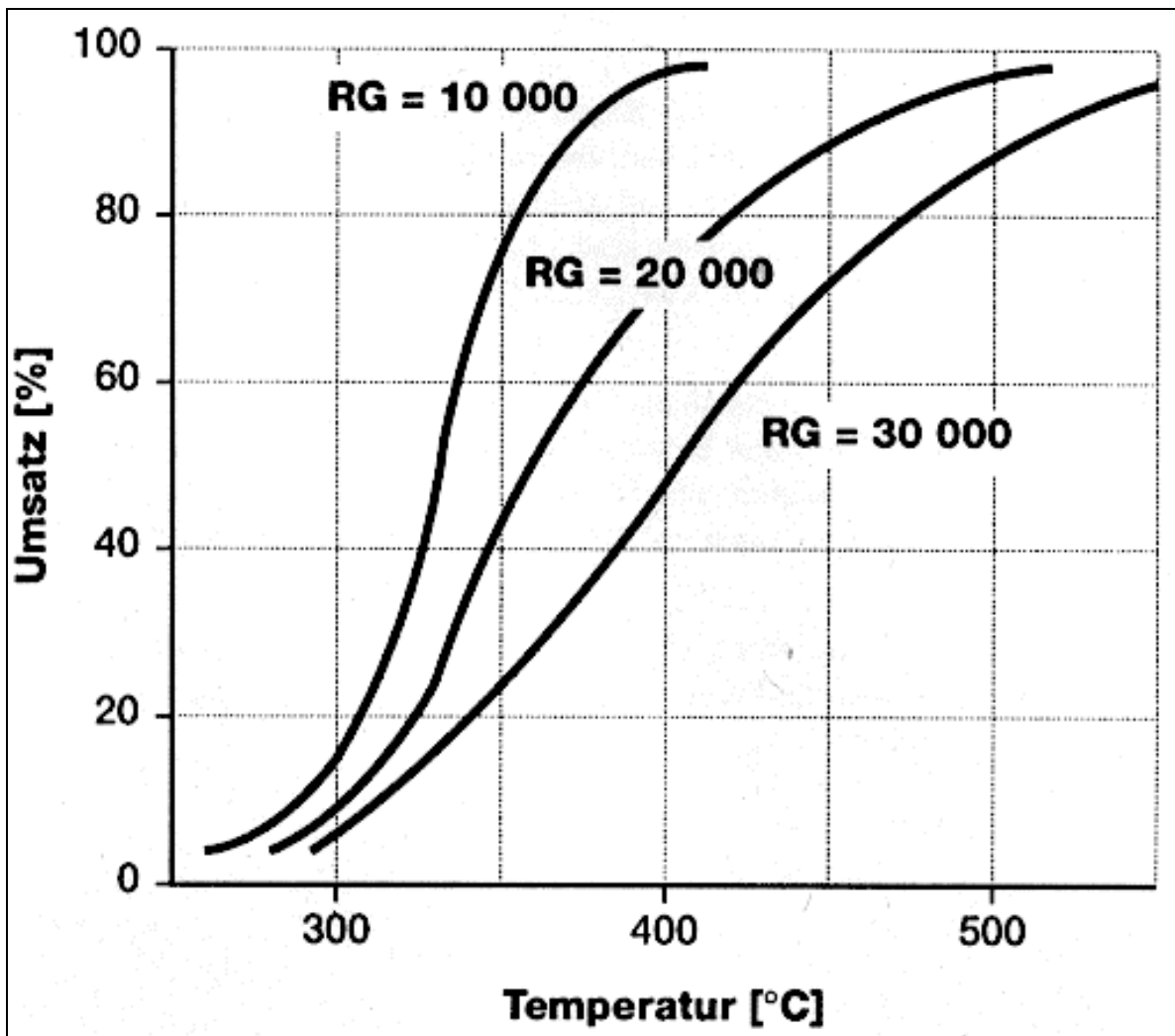


Abb. 7.6-1 Umsatz als Funktion der Temperatur bei verschiedenen Raumgeschwindigkeiten an einem Wabenkörper-Katalysator zur Reinigung KW-haltiger Abluft

Aufbau und Arbeitsweise einer katalytischen Abluftreinigungsanlage ergeben sich aus Abb. 7.6-2. Die vom Gebläse 1 geförderte Abluft wird nach mengenmäßiger Erfassung (FIR) im Vorwärmer 7 auf die Katalysatoreintrittstemperatur erhitzt, die der TRC kontinuierlich überwacht. Bei Unterschreiten des Soll-Wertes sorgt der TRC für eine höhere Brennerleistung. Ab einem Mindestheizwert der Abluft mit entsprechend hoher Reaktoraustrittstemperatur ist die Vorwärmung ausreichend, so daß lediglich die Zündflamme brennt und die Anlage energetisch autark arbeitet. Durch gleichförmiges Anströmen des 100 bis 200 mm tiefen Katalysatorbettes erreicht man eine homogene Belastung. Um zum Schutz des Katalysators überhöhte Arbeitstemperaturen zu vermeiden, wird auch die Temperatur nach dem Katalysatorbett gemessen und gegebenenfalls über TRSA⁺ nur ein Teilstrom der Abluft vorgewärmt und/oder die Abluft mit Frischluft verdünnt. Nach entsprechender Verweilzeit im Katalysatorbett verläßt die gereinigte Abluft den Reaktor mit 350 °C bis 500 °C und strömt zur energetischen Nutzung durch die Wärmetauscher 7 und 8, bevor sie über einen Abluftkamin die Anlage verläßt.

7.6.3 Bewertung

Durch den Einsatz eines Katalysators lassen sich die Vorwärm- und Reaktionstemperaturen gegenüber der rein thermischen Verbrennung auf etwa die Hälfte reduzieren. Dieses herabgesetzte Temperaturniveau wirkt sich nicht nur vorteilhaft auf die Werkstoffauswahl aus, sondern ermöglicht schon bei niedrigen Schadstoffkonzentrationen ab ca. 1 g/ m^3 in Verbindung mit wirksamem Wärmetausch einen energetisch autarken Betrieb.

Die ebenfalls entscheidende Lebensdauer des Katalysators dürfte bei zutreffender Qualität angesichts der geringen Schadstoffkonzentrationen in der Abluft durch keinen der begrenzenden Faktoren signifikant beeinträchtigt sein. Selbst halogenierte Kohlenwasserstoffe können nach veröffentlichten praktischen Erfahrungen umgesetzt werden.

Für deaktivierte Katalysatoren haben führende deutsche Hersteller ein Recyclingsystem aufgebaut, mit dem die Entsorgung sichergestellt ist und die Edelmetallanteile zurückgewonnen werden.

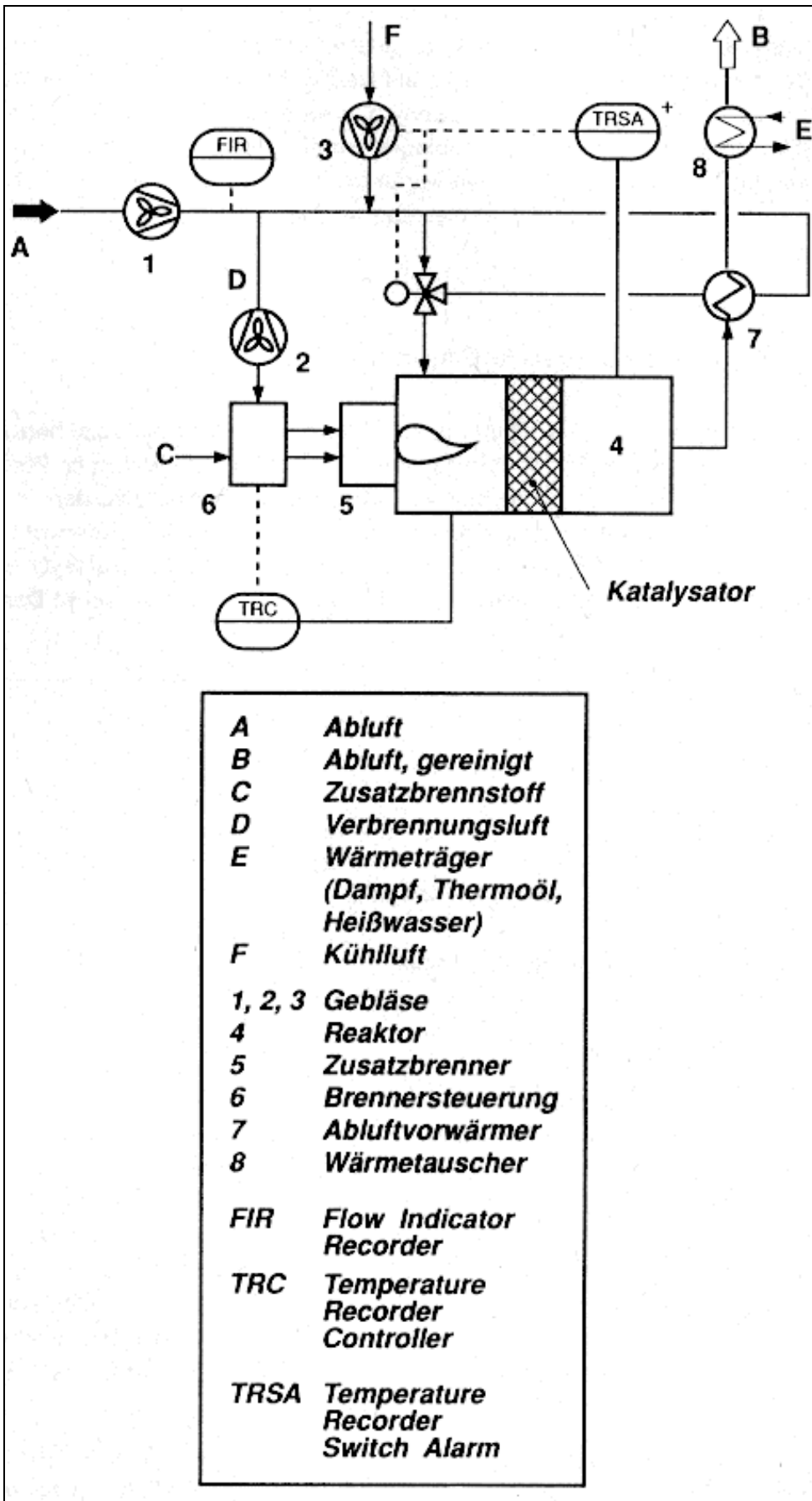


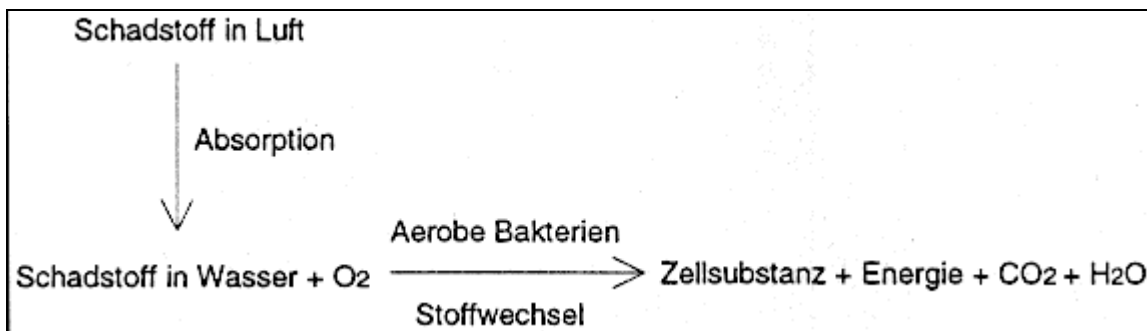
Abb. 7.6-2 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer katalytischen Abluftreinigungsanlage

7.7 Biologische Abluftreinigung

Die Nutzung von Mikroorganismen zur Schadstoffumwandlung begann mit dem Aufbau der biologischen Abwasserreinigung als Nachahmung der mikrobiologischen Reinigungsprozesse in natürlichen Gewässern. Da es sich bei der biologischen Abluftreinigung um vergleichbare Reaktionsabläufe handelt, konnte man bei ihrer Entwicklung zu Beginn der 60er Jahre auf die umfangreichen Erfahrungen in der Abwassertechnik zurückgreifen und sie in jüngster Zeit auf die mikrobiologische in-situ Bodensanierung übertragen.

7.7.1 Verfahrenstechnische Grundlagen

Analog zur aeroben Abwasserreinigung vollzieht sich bei der biologischen Abluftreinigung die Umsetzung der Schadstoffe in sauerstoffhaltiger wäßriger Phase. Dazu müssen die Kontaminanten zunächst vom Wasser absorbiert werden, bevor ihre Aufnahme durch **aerobe Mikroorganismen** erfolgt, die sie unter Sauerstoffzehrung in Zellsubstanz und Energie sowie die Stoffwechselprodukte CO_2 und H_2O umsetzen. Somit ergibt sich für den **Reinigungsmechanismus** folgende vereinfachte Darstellung:



Am Abbau können Bakterien, Pilze und Hefen beteiligt sein. Meist überwiegen die Bakterien, da Pilze ein saureres Milieu bevorzugen. Um die mikrobiellen Vorgänge für die wirksame Gestaltung eines Verfahrens optimal zu nutzen, muß man vom Wesen und den **Milieuanforderungen** der Bakterien ausgehen. Sie verrichten ihre Reinigungsarbeit nicht als isolierte Stämme wie in steril betriebenen biochemischen Produktionsanlagen, sondern als adaptierte Populationen, entsprechend den als Substrat angebotenen Schadstoffen und den betrieblich realisierbaren Milieubedingungen. Beteiligt sind im allgemeinen sowohl heterotrophe Spezies, die auf organische Verbindungen als Substrat angewiesen sind, als auch autotrophe Bakterien, die sich unmittelbar von anorganischen Verbindungen ernähren.

Sie benötigen ein vielseitig zusammengesetztes **Nährstoffangebot** aus den Elementen Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel, Phosphor, Kalium, Calcium und Eisen. Dabei soll das Verhältnis C : N : P im Minimum 100 : 5 : 1 betragen. Als wichtige Bestandteile in Enzymen sind Bakterien auch auf Spurenelemente (Zink, Mangan, Molybdän, Selen, Kobalt, Kupfer, Nickel, Wismut) angewiesen. Da es sich um obligatorisch aerobe Mikroorganismen handelt, muß ihr wäßriges Milieu ausreichend gelösten Sauerstoff enthalten. Die Mindestkonzentration liegt bei ca. 1 mg/l. Für ein gutes Wachstum sind sie auf einen weitgehend neutralen, vor allem aber konstanten pH-Wert angewiesen. Nach den Temperaturegebenheiten

entwickeln sich primär polychrophile Bakterien, die zwischen 15 und 30 °C ihre optimale Stoffwechsellätigkeit entwickeln. Beim Transport der Schadstoffe aus der Abluft in die Bakterienzellen lassen sich mehrere Teilschritte unterscheiden (Abb. 7.7-1).

Nach Absorption der Schadstoffe durch das Wasser ist die Abluftreinigung vollzogen, und es beginnt zum notwendigen Konzentrationsabbau die biologische Stoffumwandlung durch die Bakterien (Abb. 7.7-2). Sowohl der extrazelluläre Vorabbau als auch der Transport ins Zellinnere und der dortige Betriebs- und Baustoffwechsel werden durch Enzyme gesteuert.

Nach den technischen Möglichkeiten, die Mikroorganismen wirkungsvoll einzusetzen, unterscheidet man als Verfahrensvarianten Biofilter-, Biowäscher- und Tropfkörper-Anlagen.

7.7.2 Technologie der Biofilter-Anlagen

Beim Biofilter sind die Mikroorganismen auf einem zerkleinerten und z. T. geformten natürlichen **Filtermaterial** angesiedelt, das von der Abluft mit 0,02 bis 0,1 m/s durchströmt wird und mehrere Jahre im Einsatz bleiben kann. Es ist das einfachste Konzept einer biologischen Abluftreinigung, weil Schadstoffabsorption durch die wäßrige Phase und deren mikrobielle Regeneration sowohl örtlich als auch zeitlich gekoppelt ohne Bewegung großer Wassermengen ablaufen.

Das ein- oder mehrstufig angeordnete **Filterbett** besteht aus Schüttschichten teilweise gemischter organischer Stoffe (Torf, gehäckseltes Reisig, Laub, Rindenmulch, Kompost, Erde), in Einzelfällen versetzt mit Aktivkohle. Aus der von unten nach oben durchströmenden Abluft (Abb. 7.7-3) werden die wasserlöslichen Schadstoffe in die an der Oberfläche des Filtermaterials herrschende wäßrige Phase transportiert und von den dort lebenden Bakterien als Nährsubstanz aufgenommen. Um die Aktivität der Mikroorganismen auf einem gleichmäßig hohen Niveau zu halten und eine Beeinträchtigung durch Anpassungsvorgänge zu vermeiden, müssen ihre Milieuanforderungen an das Filterbett hinsichtlich Feuchtigkeit, Sauerstoffgehalt, Temperatur, pH-Wert und Schadstoffbelastung in möglichst engen Grenzen gehalten werden. Im Gegensatz zu Biowäschern und Tropfkörpern kann die Zugabe von Nährsubstanzen entfallen, da die Mikroorganismen in der Abluft nicht vorhandene Nährstoffe aus dem natürlichen Filtermaterial aufnehmen. Diese Betriebsvereinfachung wirkt sich auch vorteilhaft auf Stillstandszeiten aus. Sauerstoff und z. T. Feuchtigkeit werden von der Abluft bereitgestellt, die zur Befeuchtung und eventuellen Erwärmung oder Kühlung eine Konditionierung durchströmt. Diese Prozeßstufe dient auch zur Auswaschung des Filter verstopfender partikelförmiger Stoffe.

Nach der Anordnung des Filtermaterials unterscheidet man **Flächenfilter** und **Hochfilter** (Etagenfilter, Wabenfilter, Turmfilter) in offener und geschlossener Bauweise, die zum Teil aus containerförmigen Einheiten modulartig zusammensetzbar sind.

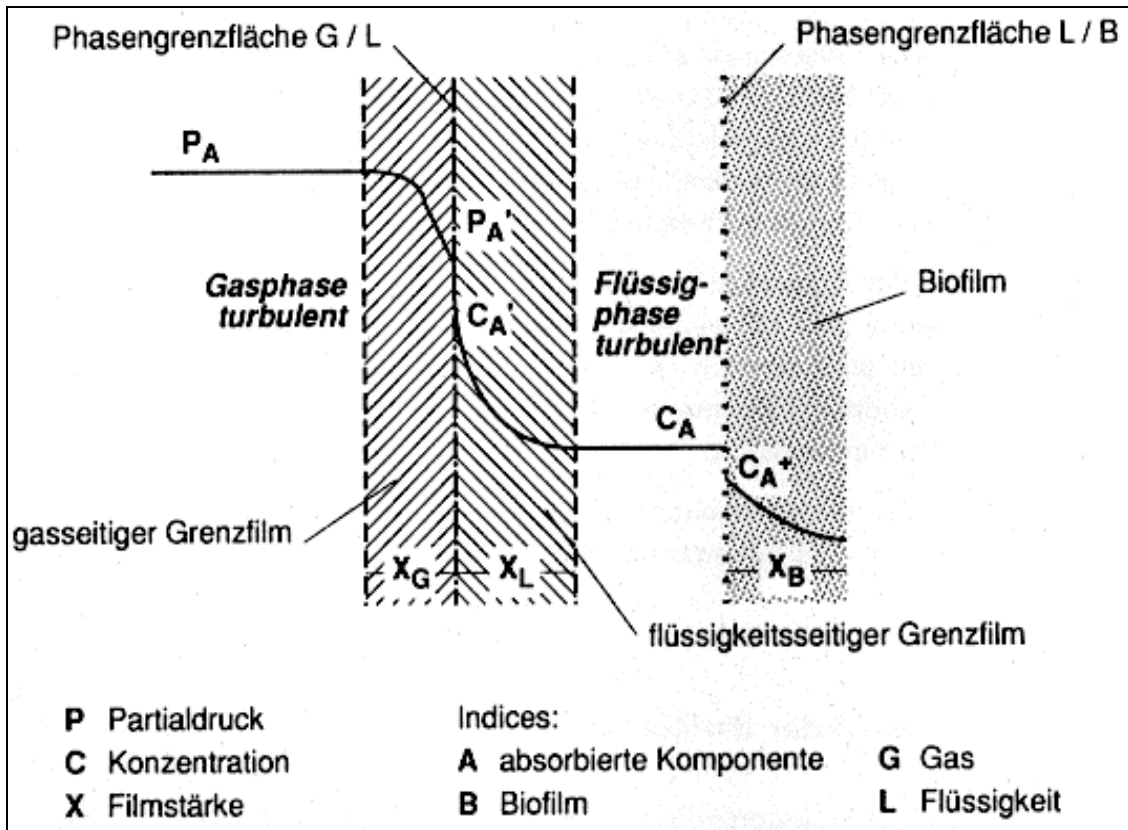


Abb. 7.7-1 Konzentrationsverlauf und Transportwiderstände bei der biologischen Abluftreinigung

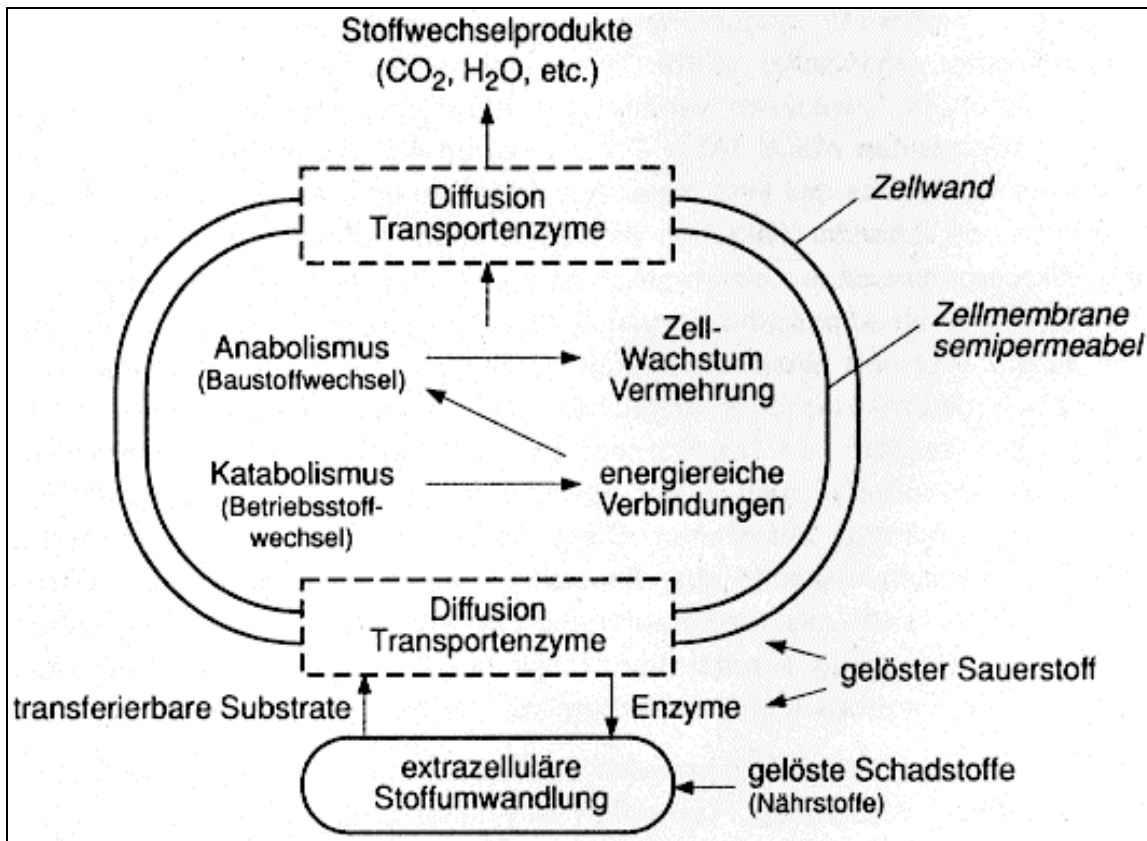


Abb. 7.7-2 Grundvorgänge bei der biologischen Stoffumwandlung

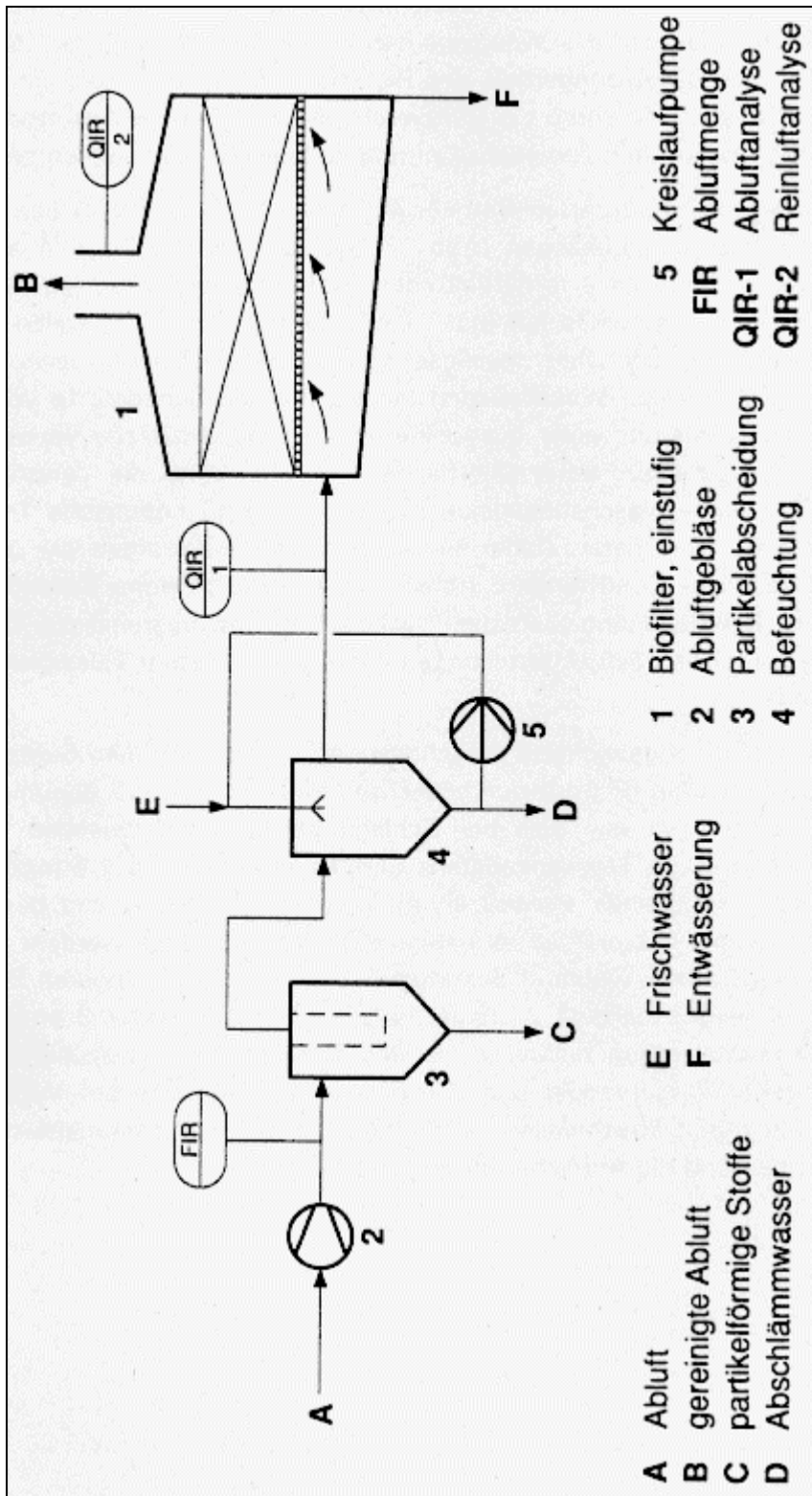


Abb. 7.7-3 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Biofilter-Anlage zur Abluftreinigung

7.7.3 Technologie der Biowäscher-Anlagen

Soweit es sich um den eigentlichen Waschvorgang handelt, entsprechen Auslegung, Aufbau und Wirkungsweise des Wäschers den allgemeinen Grundlagen der physikalischen Absorption. Die Besonderheit des Prozesses liegt darin, daß die im Absorbens gelösten Schadstoffe

durch die Stoffwechseltätigkeit von Mikroorganismen abgebaut werden, wobei durch Zellwachstum und Zellteilung Biomasse entsteht.

Bei der überwiegend praktizierten **Betriebsweise** ist der Wäscher in den biochemischen Schadstoffabbau einbezogen (Abb. 7.7-4). Die vom Gebläse 4 angesaugte Abluft wird dem Wäscher 1 unterhalb der **Stoffaustauschzone** zugeführt. Beim Durchströmen dieses Bereiches mit max. 1 m/s, bezogen auf den freien Apparatequerschnitt, entgegen der über regellose Füllkörperschüttungen bzw. geordnete Packungen herabrieselnden **Waschsuspension** werden die Schadstoffe vom Wasser absorbiert. Zur Realisierung einer ausgedehnten Phasengrenzfläche verwendet man Füllkörper mit großer spezifischer Oberfläche (m^2/m^3), wobei die Verstopfungsneigung angesichts einer Waschsuspension mit bis zu 10 g/l organische Trockensubstanz deutliche Grenzen setzt. Dabei zeigen geordnete Packungen ein günstigeres Verhalten als regellose Schüttungen. Abhilfe schaffen auch hohe **Berieselungsdichten** ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$). Die Randgängigkeit der Waschsuspension begrenzt die Höhe eines Packungsabschnittes, so daß Unterteilungen mit jeweils erneuter Flüssigkeitsaufgabe notwendig sind.

Die mit Schadstoffen angereicherte Waschsuspension wird aus dem Sumpf des Wäschers abgezogen und in den gut durchmischten Regeneriertank 2 gepumpt, dessen Volumen so auszuliegen ist, daß bei Schlammbelastungen zwischen 0,05 und 1 kg BSB₅/kg organische Trockensubstanz und Tag sowie 1 bis 1,5 mg/l gelöstem Sauerstoff eine ausreichende Verweilzeit für den mikrobiellen Abbau besteht. Hier kann zur Regulierung des pH-Wertes Lauge oder Säure dosiert werden. **Nährstoffzugaben** gleichen Defizite während des Betriebes und/oder bei längeren Stillständen aus. Der an den Regeneriertank 2 angeschlossene Absetzbehälter 3 ermöglicht es, einen Teil der entstehenden Biomasse als **Überschußschlamm** auszuschleusen. Der damit verbundene Wasserverlust und die im Wäscher auftretenden Verdunstungsverluste werden durch Frischwasser kompensiert. Dieser Wasseraustausch verhindert Aufsalzungen und die Anreicherung von Hemmstoffen.

7.7.4 Technologie der Tropfkörper-Anlagen

Die Tropfkörper-Variante wurde aus der biologischen Abwasserreinigung übernommen, wo sie seit nahezu 100 Jahren unter der gleichen Bezeichnung zu den Standardmethoden gehört. In seinem apparativen Aufbau gleicht der Tropfkörper einem Biowäscher mit Füllkörpern. Das Wasser hat neben seiner lösenden Funktion die Aufgabe eines Spülmediums, um die Bakterienhäute, die sich als sogenannter **biologischer Rasen** auf den Füllkörperoberflächen bilden, dünn und damit aktiv zu halten. Beim Herabrieseln über den biologischen Rasen wird das schadstoffaufnehmende Wasser gleichzeitig regeneriert, d. h. Absorption und Regeneration sind wie beim Biofilter zeitlich und örtlich gekoppelt.

Wie beim Biowäscher kann das Wasser seine Transportfunktion nur dann optimal erfüllen, wenn es möglichst gleichmäßig alle Bereiche der mit biologischem Rasen überzogenen Füllkörper durchrieselt. Somit gelten hinsichtlich Flüssigkeitsverteilung und Höhe der Schüttungsabschnitte analoge Überlegungen wie beim Biowäscher. Auch dem Tropfkörper wird die vom Gebläse angesaugte Abluft unterhalb der Stoffaustauschzone zugeführt (Abb. 7.7-5), in der das herabrieselnde Wasser ($1 \text{ bis } 1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$) die Schadstoffe absorbiert. Gleichzeitig nimmt es von der Oberfläche des biologischen Rasens abgospülte Belebtschlammflocken auf, die im Absetzbehälter abgetrennt werden, bevor das Wasser erneut auf die Füllkörperschüt-

ung verteilt wird. Der Absetzbehälter dient gleichzeitig zur Einstellung des pH-Wertes durch Zugabe von Säure oder Lauge sowie zum Ausgleich des Nährstoffdefizites während des Betriebes und/oder bei längeren Stillständen. Eine Frischwasserzufuhr kompensiert die dem Kreislauf durch Schlammabzug und Verdunstung entstehenden Verluste und verhindert die Anreicherung von Salzen oder bakterientoxischen Stoffen.

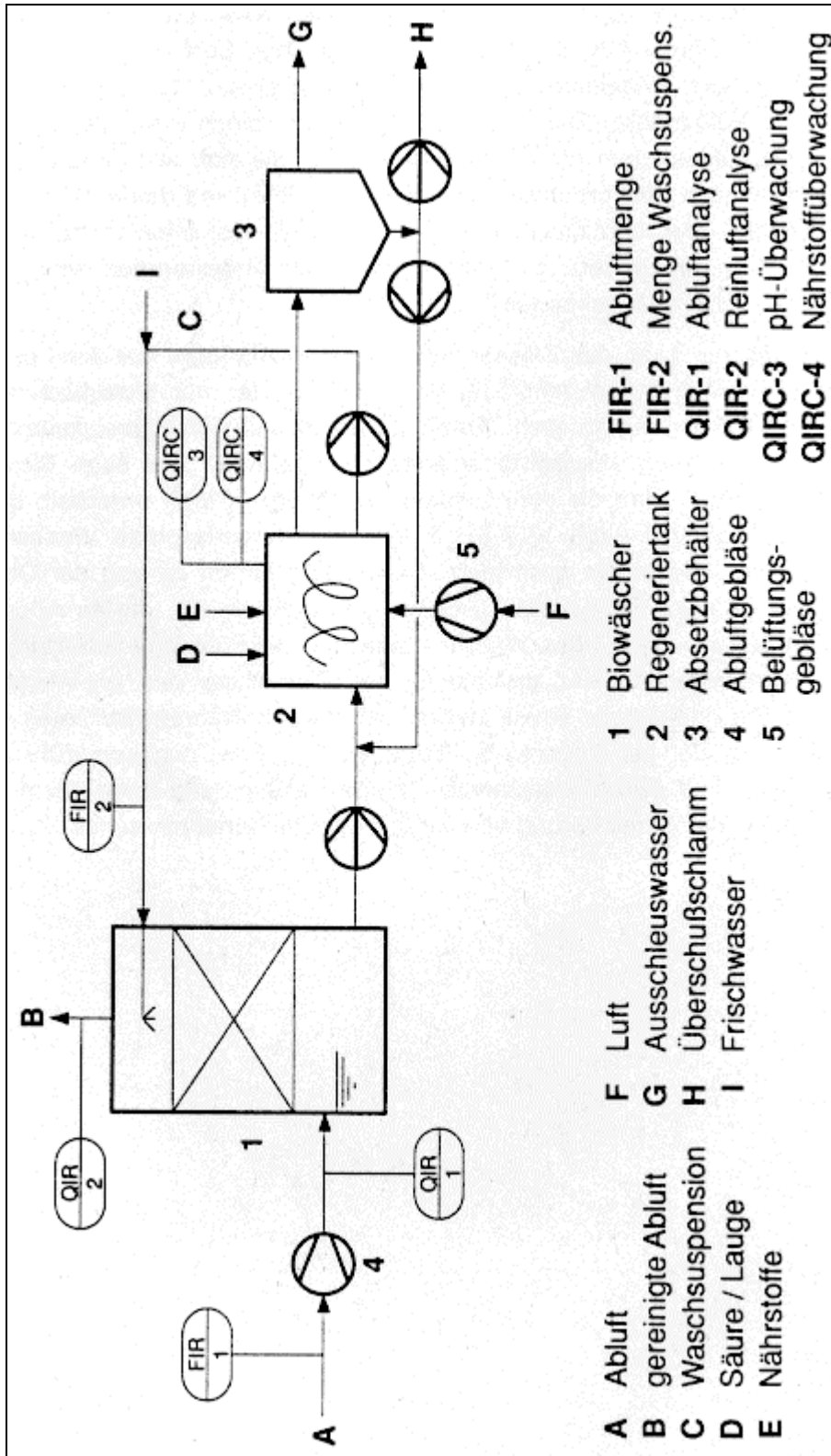


Abb. 7.7-4 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Biowäscher-Anlage zur Abluftreinigung

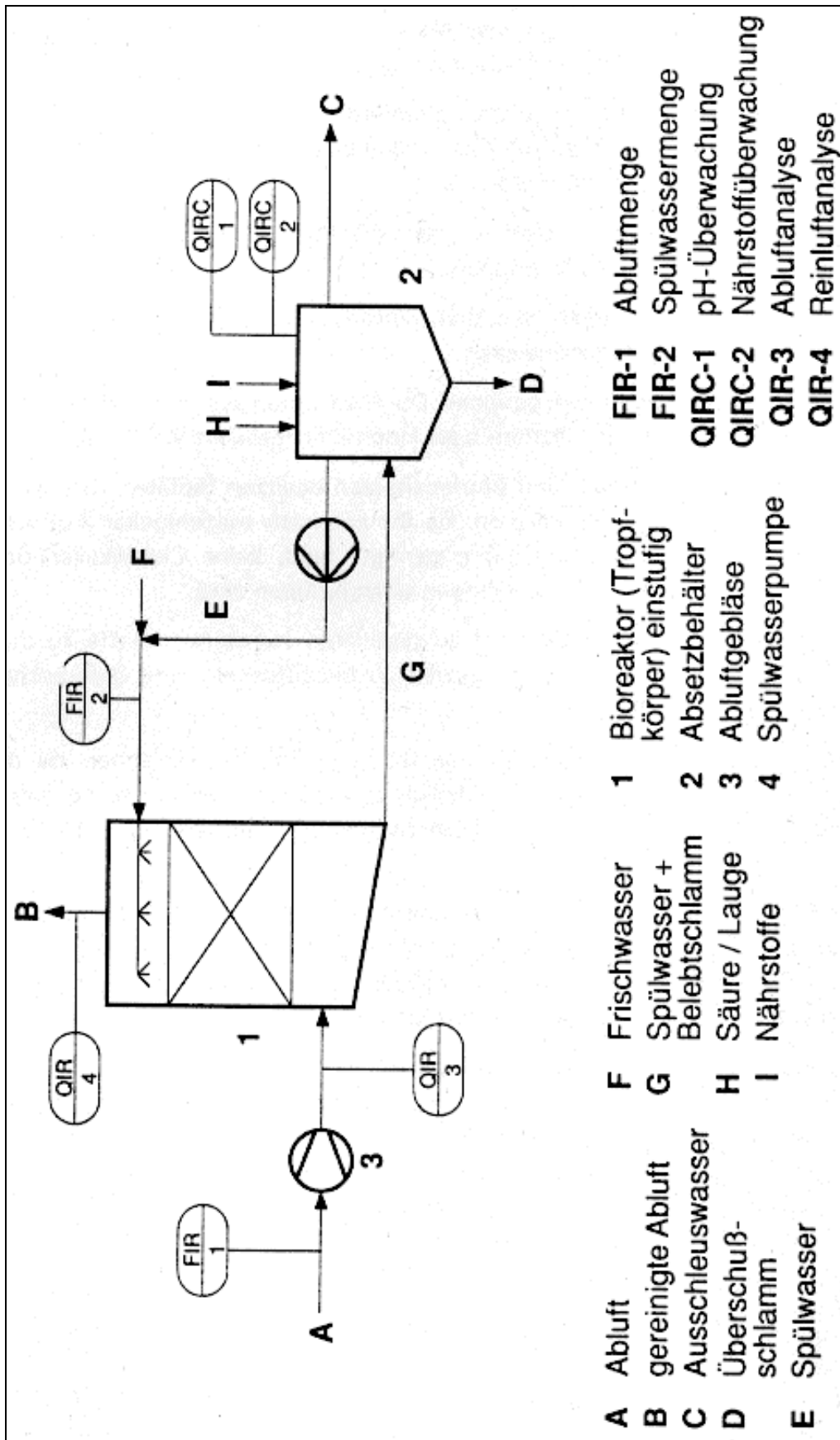


Abb. 7.7-5 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Tropfkörper-Anlage zur Abluftreinigung

7.7.5 Bewertung

Die bei der Bodensanierung anfallende Abluft bietet aus mehreren Gründen gute Voraussetzungen für eine biologische Reinigung:

- Die Konzentrationen an organischen Schadstoffen sind gering, so daß weder an die Wasserabsorption noch an die Geschwindigkeit des mikrobiellen Abbaues extreme Anforderungen gestellt werden.
- Die Abluftverhältnisse unterliegen nur allmählichen Änderungen, an die sich die Bakterien problemlos anpassen können.

Für eine Entscheidung zwischen den drei Verfahrensvarianten lassen sich im wesentlichen folgende Kriterien heranziehen:

- Biofilter benötigen wegen der geringen Durchströmungsgeschwindigkeit ein größeres Bauvolumen, das als Flächen- oder Hochfilter realisiert werden kann.
- Bezüglich der Anschaffungs- und Betriebskosten besitzen Biofilter Vorteile gegenüber Biowäschern und Tropfkörpern, da ihr apparativ-maschineller Aufwand sowie die meßtechnische Überwachung geringer sind, keine Chemikalien benötigt werden und keine großen Wassermengen umzupumpen sind.
- Durch die Möglichkeit, den pH-Wert zu regulieren sowie Nährstoffe zu dosieren und damit den mikrobiellen Abbau gezielt zu beeinflussen, sind Biowäscher und Tropfkörper flexibler einsetzbar.
- Die Überbrückung von Stillstandszeiten ist beim Biofilter einfacher, da das als Nährboden dienende Filtermaterial lediglich zu belüften und feucht zu halten ist, während bei Biowäschern und Tropfkörpern auch Nährstoffe zu dosieren sind, um die Biomasse zu erhalten.
- Während beim Biofilter keine Reaktionsprodukte regelmäßig zu entsorgen sind, fallen bei Biowäschern und Tropfkörpern geringe Mengen an Überschussschlamm mit ca. 1 % organischer Trockensubstanz an, die einer Abwasserreinigung oder direkt einem Vorfluter zugeführt werden können.

Da nach neueren Erkenntnissen Mikroorganismen in der Lage sind, polyzyklische aromatische und polychlorierte Kohlenwasserstoffe abzubauen, dürfte dieser "sanften" Luftreinhaltetechnik in Zukunft steigende Bedeutung zukommen. Auf bestimmte Schadstoffe spezialisierte Mikroorganismen lassen sich aus den kontaminierten Böden isolieren und in den Anlagen einsetzen.

7.8 Vergleichende Verfahrensbewertung und Angebotseinholung

Um im Rahmen der Sanierungsplanung gemäß Kap. 8 für die benötigte Abluftaufbereitung eine technisch und wirtschaftlich optimale Lösung vorzusehen, muß die Planungsfirma von erfahrenen Anlagenbauern **vergleichbare Angebote** einholen und nach deren sorgfältiger Prüfung sich für eines der Verfahren entscheiden. Die folgenden Informationen sollen diese Planungsphase erleichtern.

7.8.1 Kriterien zur vergleichenden Verfahrensbewertung

Als Zusammenfassung der Einzelbewertungen zu den vorgestellten Verfahren der Abluftaufbereitung bietet Tab. 7.8-1 eine grobe vergleichende Übersicht hinsichtlich wichtiger **Entscheidungskriterien**. Sie soll die Planungsfirma in die Lage versetzen, in Verbindung mit dem dargestellten Grundwissen über die einzelnen Verfahren und den Erfordernissen des konkreten Sanierungsprojektes abzuschätzen, welche Technologien in Frage kommen könnten, um dann an die in Tab. 7.8-3 beispielhaft aufgeführten Anlagenbauer entsprechende Anfragen zu richten.

Umfassendere Darstellungen der aktuellen Marktsituation entsprechender Anbieter befinden sich in folgenden Publikationen:

- Achema-Jahrbuch 94, Band 3, Dechema e. V., Frankfurt am Main (Erscheinungsweise 3jährlich)
- Achema Handbuch Umweltschutz 94, Dechema e. V., Frankfurt am Main (Erscheinungsweise 3jährlich)
- Handbuch Umwelttechnik der Zeitschrift wlb Wasser, Luft und Boden, Vereinigte Fachverlage Krausskopf-Ingenieur-Digest GmbH, Mainz (Erscheinungsweise 2jährlich)
- Umweltmarkt von A-Z des Umwelt-Magazins, Vogel-Verlag und Druck KG, Würzburg (Erscheinungsweise 2jährlich)
- Ausstellungskataloge von Fachmessen, z. B. Envitec, Düsseldorf; IFAT, München.
- Marktübersichten und Produktinformationen in Fachzeitschriften (Chemie-Anlagen + Verfahren, Konradin Verlag R. Kohlhammer GmbH, Leinfelden-Echterdingen; Chemie-Technik, Dr. A. Hüthig Verlag, Heidelberg; Entsorgungstechnik, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech; UMWELT, VDI-Verlag, Düsseldorf).

7.8.2 Zur Einholung von Angeboten bei Anlagenherstellern

Bei der Formulierung entsprechender Anfragen kommt es darauf an, möglichst alle vom Anlagenbauer für die Angebotserstellung benötigten **Projektdaten** mitzuteilen, um zeitraubende Rückfragen zu vermeiden und die Vergleichbarkeit der Angebote zu gewährleisten. Hierzu soll Tab. 7.8-2 als Anleitung dienen. Sie enthält gleichzeitig die wichtigsten Positionen des vom Anlagenbauer auszuarbeitenden Angebotes.

Um den Kapitalbedarf der angebotenen Anlage für einen anderen Abluftdurchsatz abzuschätzen, hat sich in der Vorkalkulationspraxis des Anlagenbaues folgende Gleichung bewährt:

$$K_2 = K_1 \cdot (X_2/X_1)^{0,6} \text{ DM}$$

Darin bedeuten:

- K_1 Kapitalbedarf der angebotenen Anlage
 K_2 Kapitalbedarf der Vergleichsanlage
 X_1 Abluftdurchsatz (m³/h) der angebotenen Anlage
 X_2 Abluftdurchsatz (m³/h) der Vergleichsanlage

Kriterien	Verfahren						
	Ads.	Abs.	TV	KV	BF	BW	BR
Eignung für schwankende Abluftverhältnisse	++	+	++	+	o	o	o
Abluftkonditionierung entfällt	o	+	++	++	++	++	++
meßtechn. Überwachung problemlos	++	++	++	++	++	+	+
Betriebsmittelaufwand normal	++	++	o	++	++	o	o
An- / Abfahren kurzfristig	++	++	+	++	-	o	o
Stillstand problemlos	++	++	++	++	?	?	?
hohe Verfügbarkeit	++	++	++	++	++	++	++
Bedienungsaufwand gering	++	+	+	+	++	+	+
Entsorgungsaufwand belastet Betriebskosten	++	+	-	o	o	o	o
Platzbedarf gering	++	+	++	++	-	+	+
erfahrene Anbieter	++	+	++	+	o	o	o

<i>Ads</i>	<i>Adsorption ohne Desorption</i>	Bewertungsskala
<i>Abs</i>	<i>Absorption</i>	++ voll zutreffend
<i>TV</i>	<i>therm. Verbrennung</i>	+ zutreffend
<i>KV</i>	<i>katalyt. Verbrennung</i>	o weniger zutreffend
<i>BF</i>	<i>Biofilter</i>	- nicht zutreffend
<i>BW</i>	<i>Biowäscher</i>	? wenig Erfahrung
<i>BR</i>	<i>Bioreaktor</i>	

Tab. 7.8-1 Entscheidungsmatrix zur groben Verfahrensbewertung

Daten zur Anfrageformulierung	Wesentliche Angebotsinhalte
<input type="checkbox"/> Abluftmenge (max., normal, min.)	<input type="checkbox"/> Verfahrensbeschreibung mit Fließbild
<input type="checkbox"/> Abluftbelastung: Art, Konzentration, (Gase, Feststoffe)	<input type="checkbox"/> Anlagenbeschreibung mit Aufstellungsplan
<input type="checkbox"/> Abluftquelle (n)	<input type="checkbox"/> Spezifikation der Ausrüstungen (Hauptabmessungen, Leistungsdaten, Werkstoffe, Fabrikate, etc.)
<input type="checkbox"/> Vordruck der Abluft (max., min.)	<input type="checkbox"/> garantierte Emissionsgrenzwerte
<input type="checkbox"/> Ablufttemperatur und -feuchte	<input type="checkbox"/> garantierte Schallemission
<input type="checkbox"/> Emissionsgrenzwerte	<input type="checkbox"/> Betriebsmittelverbräuche: Heizgas, Strom, Druckluft, Kühlwasser, Dampf etc.)
<input type="checkbox"/> zul. Schallemissionen	<input type="checkbox"/> Verfügbarkeit / Flexibilität
<input type="checkbox"/> vorhandene Betriebsmittel: Strom, Kühlwasser, Druckluft, Dampf, etc.	<input type="checkbox"/> Betriebsweise / Bedienbarkeit
<input type="checkbox"/> gewünschter Automatisierungsgrad	<input type="checkbox"/> Sicherheitsbetrachtung, Gefahrstoffanalyse
<input type="checkbox"/> Platzverhältnisse bauseits	<input type="checkbox"/> Lieferumfang: gemäß Formulierung in Anfrage
<input type="checkbox"/> Aufstellung der Anlage: mobil, stationär	<input type="checkbox"/> Preis / Zahlungsbedingungen
<input type="checkbox"/> Lieferumfang: schlüsselfertig,	<input type="checkbox"/> Lieferzeit bis Inbetriebnahme
<input type="checkbox"/> Montage bauseits, Inbetriebnahme	<input type="checkbox"/> Entsorgungsaufwand: Art und Menge des
<input type="checkbox"/> Preis / Lieferzeit	<input type="checkbox"/> Stoffes, Lösungskonzept
<input type="checkbox"/> Entsorgungsaufwand: Art und Menge des Stoffes, Lösungskonzept	

Tab. 7.8-2 Projektdaten zur Anfrage an Anlagenbauer und wesentliche Inhalte dessen Angebotes

Firma	Ort	A	W	V	B
Air - Cure Env.	Biebesheim / Rhein	•	•		•
BAL Biol. Filteranlagen GmbH	Recklinghausen				•
Böwe-Passat	Augsburg	•			
Braunschweiger Umwelt Biotechnologie GmbH	Braunschweig				•
Biodec GmbH	Braunschweig				
CES	Freiburg	•	•	•	
Chemviron Carbon GmbH	Neu-Isenburg	•			
Dürr GmbH	Stuttgart	•	•	•	•
Eisenmann KG	Böblingen	•	•	•	•
EVT-Mahler GmbH	Stuttgart			•	
Flaekt	Butzbach		•	•	
GEA-Wiegand GmbH	Ettlingen		•	•	
G+E Umwelttechnologie GmbH	Aachen				•
Herbst Umwelttechnik GmbH	Berlin	•	•		•
Hürner GmbH	Frankfurt / Main		•		•
Janetschek & Scheuchl	Ortenburg	•	•		
Keramchemie GmbH	Siershahn	•	•		•
KLE	Erdmannhausen	•	•	•	
Kraftanlagen AG	Heidelberg	•		•	
Kunststofftechnik GmbH	Troisdorf	•	•		•
LTG Lufttechnische GmbH	Stuttgart	•	•	•	
Lurgi Aktivkohle GmbH	Frankfurt / Main	•			
NOELL-CLG	Grimma	•	•	•	
Petersen	Wiesbaden	•	•	•	•
Otto Oeko-Tech GmbH & Co KG	Köln	•	•	•	•
Prantner Verf. Technik GmbH	Reutlingen	•	•	•	•
Preussag Anlagenbau GmbH	Darmstadt	•	•	•	•
QVF Glastechnik GmbH	Wiesbaden		•		
Rekuperator KG	Düsseldorf	•		•	
Rotamill GmbH	Siegen	•		•	
Schott Apparatebau	Mainz	•	•		
SEUS Systemtechnik GmbH & Co	Wilhelmshafen				•
Silica Verfahrenstechnik GmbH	Berlin	•			
Steuler-Industriewerke GmbH	Höhr-Grenzhausen		•	•	
Zueblin	Stuttgart	•			

A Adsorptionsanlagen
W Wäscher
V therm. / katalyt. Verbrennung
B biologische Verfahren

930119

Tab. 7.8-3 Anbieter für Abluftaufbereitungsanlagen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit)

8 Praktische Vorgehensweise bis zur Anwendung hydraulischer und pneumatischer in-situ Verfahren, Entscheidungshilfen

8.1 Überblick über die systematischen Bearbeitungsschritte

Das Ablaufschema in Abb. 8.1-1 soll zunächst einen allgemeinen Überblick über die systematische Vorgehensweise bei der Sanierung eines Altlasten- oder Umweltschadensfalles geben.

In den Rahmenvorgaben des Landes Baden-Württemberg zur Altlastenbearbeitung (MIN. F. UMWELT B.-W., o. J.) sind die einzelnen Bearbeitungsphasen und -schritte unter der Bezeichnung "Eingehende Erkundung für Sanierungsmaßnahmen/Sanierungsvorplanung (E₃₋₄)" verfahrenübergreifend geregelt. Im vorliegenden Handbuch wird in diesem Zusammenhang vor allem auf Aspekte eingegangen, die in direktem Bezug zu hydraulischen und pneumatischen in-situ Sanierungsverfahren stehen, und die Vorgehensweise besonders aus diesem Blickwinkel näher erläutert.

Die **systematische** und gleichzeitig **planungsintensive Vorgehensweise** ist an die Vorgehensweise bei der Erstellung von Ingenieurbauwerken angelehnt und orientiert sich daher an der **Honorarordnung für Architekten und Ingenieure** (HOAI, 1991) sowie der **Vergabeordnung für Bauleistungen** (VOB, 1992). Sie verfolgt das Idealziel, für einen vorliegenden Sanierungsfall ein in technischer und ökologischer Hinsicht optimales Sanierungsverfahren bei gleichzeitiger Minimierung der Sanierungskosten zur Anwendung zu bringen.

In der Praxis kommt es nicht selten z. B. aus Zeitgründen zu Abweichungen von der idealen systematischen Vorgehensweise, insbesondere zu einer verkürzten Planungsphase ohne Variantenstudium und ohne Wettbewerb. Diese **"freihändige" Vorgehensweise** birgt jedoch technische und Kostenrisiken.

Grundlagenermittlung

Die Grundlagenermittlung umfaßt in Form einer Bestandsaufnahme die Zusammenstellung der relevanten Erkundungsergebnisse und Rahmenbedingungen und bildet insofern die wesentliche Grundlage für die einzelnen Bearbeitungsschritte der Sanierungsvorplanung und -planung. Sind die Erkundungsergebnisse nicht ausreichend, ist gegebenenfalls eine **ergänzende Erkundung** vorzusehen.

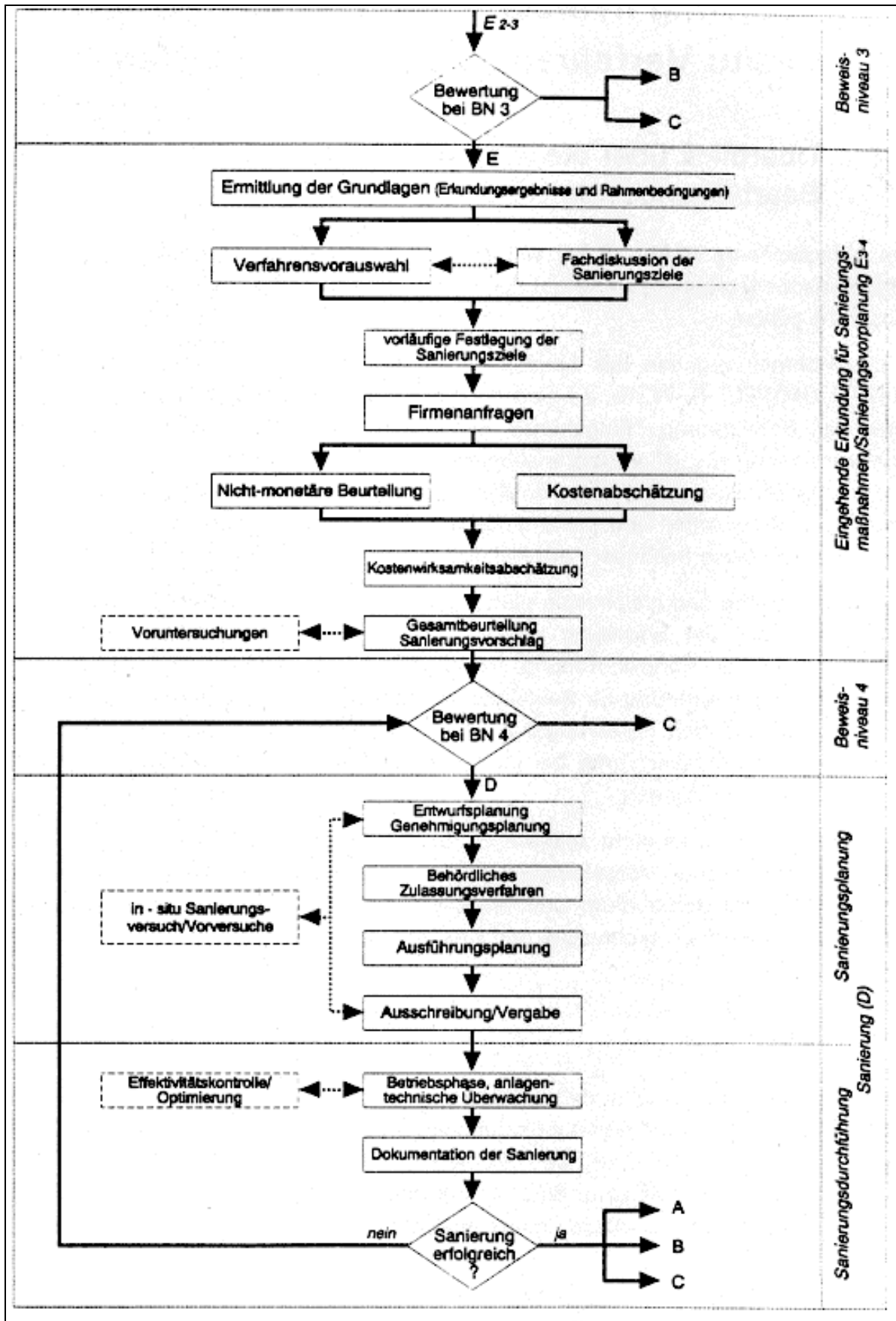


Abb. 8.1-1 Ablaufschema zur praktischen Vorgehensweise

Sanierungsvorplanung

Die Sanierungsvorplanung ist als Variantenstudium der Sanierungsverfahren zu verstehen, deren Anwendung in einem betrachteten Fall prinzipiell möglich erscheint.

Zuvor ist in Abhängigkeit der geologisch-hydrogeologischen und schadstoffspezifischen Randbedingungen sowie der spezifischen Standortgegebenheiten (z. B. Überbauung) eine Verfahrensvorauswahl zu treffen. Dabei können auch Verfahrenskombinationen - beispielsweise eine Bodenluftabsaugung in Verbindung mit einer hydraulischen Maßnahme - anderen Verfahren gegenübergestellt werden.

Parallel zur Verfahrensvorauswahl ist die Fachdiskussion der Sanierungsziele zu führen.

Anhand zunächst vorläufig festgelegter Sanierungsziele sind die vorausgewählten Verfahren nach nicht-monetären Kriterien zu beurteilen. Bei der nicht-monetären Beurteilung sind neben technischen auch ökologische und organisatorische Kriterien zu berücksichtigen.

Geeignete Verfahren sind daneben einer vergleichenden Kostenabschätzung zu unterziehen.

Auf die nicht-monetäre Beurteilung und Kostenabschätzung folgt eine Kostenwirksamkeitsabschätzung mit dem Ziel, das (die) wirtschaftlichste(n) Verfahren verbunden mit einer hinreichenden Sanierungsleistung herauszufiltern.

Um zu möglichst verlässlichen Angaben insbesondere zu den Kosten zu kommen, empfiehlt es sich, im Zuge der Vorplanung bereits konkrete Firmenanfragen zu stellen.

Am Ende der Sanierungsvorplanung steht die Gesamtbeurteilung, die die nicht-monetäre Verfahrensbeurteilung und die Kostenwirksamkeitsabschätzung verbindet und so zu einem Sanierungsvorschlag führt. Der Sanierungsvorschlag sollte durch Voruntersuchungen, die die grundsätzliche Eignung des vorgeschlagenen in-situ Verfahrens belegen, abgesichert sein.

Sanierungsentscheidung

Auf der Grundlage der Sanierungsvorplanung und dem daraus resultierenden Sanierungsvorschlag wird von den zuständigen Behörden eine Sanierungsentscheidung getroffen.

Die Sanierungsentscheidung beinhaltet schließlich auch die behördliche Festlegung der Sanierungsziele und des Sanierungsverfahrens.

Sanierungsplanung

Nachdem eine fundierte Sanierungsentscheidung - möglichst auf der Basis erfolgreicher Voruntersuchungen - getroffen ist, folgt die Planungsphase bezüglich des ausgewählten in-situ Sanierungsverfahrens.

or dem Hintergrund einer häufig mehrjährigen Sanierungsdauer, verbunden mit entsprechenden Betriebskosten, ist es sinnvoll und empfehlenswert, das vorgesehene in-situ Sanierungsverfahren zunächst in einem zeitlich befristeten in-situ Sanierungsversuch in technischem Maßstab zu testen. Das Ergebnis liefert standortspezifische Daten zur optimalen Auslegung

und Dimensionierung der Sanierungsanlage. Zeigt der in-situ Sanierungsversuch nur fragwürdigen Erfolg, muß die Sanierungsentscheidung modifiziert werden.

Die Planungsphase beginnt mit der Entwurfs- und Genehmigungsplanung, in der sämtliche Anlagenteile der Sanierungsanlage und der Sanierungsbetrieb einschließlich der Überwachungsmaßnahmen im Detail geplant und zur Genehmigungsunterlage zusammengestellt werden.

Auch zur Planung der Sekundärtechniken zur Wasser- und Abluftaufbereitung sind in der Regel noch spezielle Vorversuche an repräsentativen Wasser- bzw. Luftproben im Labor erforderlich.

Nach Abschluß des behördlichen Zulassungsverfahrens erfolgt die Ausführungsplanung in Form einer Überarbeitung der Genehmigungsplanunterlage, wobei z. B. Änderungswünsche und Auflagen der Genehmigungsbehörde eingearbeitet werden. Am Ende der Sanierungsplanung steht gegebenenfalls eine Ausschreibung der Sanierungsleistungen und die Vergabe.

Sanierungsdurchführung

Nach Installierung sämtlicher Anlagenteile beginnt die Sanierungsdurchführung mit einer Testphase, in der eine erste Kalibrierung des Verfahrens erfolgt. Dazu ist ein systematisches Programm zur Optimierung durchzuführen, in dem bei wechselnder Anlagenleistung wesentliche Sanierungsparameter wie z. B. Reichweite, Schadstoffaustrag und Energieeinsatz registriert und bilanziert werden.

Die Testphase leitet in die eigentliche Betriebsphase über, die einhergeht mit der anlagentechnischen Überwachung des Betriebs einschließlich der regelmäßigen Kontrolle festgelegter Einleiter- oder Immissionsschutzgrenzwerte.

Auch während der Betriebsphase ist in größeren Zeitabständen eine wiederholte Effektivitätskontrolle erforderlich, da sich die Randbedingungen, insbesondere die Schadstoffkonzentrationen im Untergrund, mit fortschreitender Sanierungsdauer ändern.

Am Ende der Sanierungsdurchführung steht die Dokumentation der Sanierung, in der darzulegen ist, inwieweit die geforderten Sanierungsziele im Grundwasser dauerhaft erreicht bzw. unterschritten werden.

Wird der Sanierungserfolg negativ beurteilt, muß die Sanierungsentscheidung bzgl. des Sanierungsverfahrens revidiert bzw. bzgl. der festgelegten Sanierungsziele modifiziert werden.

8.2 Grundlagenermittlung

Die **Grundlagenermittlung** beinhaltet die Bestandsaufnahme der relevanten Erkundungsergebnisse und Rahmenbedingungen eines sanierungsbedürftigen Standortes. Eine umfassende Grundlagenermittlung stellt die Grundvoraussetzung für eine gute Sanierungsvorplanung bzw. -planung dar.

In der Praxis wird die Qualität der Erkundungsergebnisse bestimmt durch die Systematik und den Umfang der vorgenommenen Standorterkundung. Als Leitlinie insbesondere für die Bearbeitung kommunaler Altlasten gibt es in Baden-Württemberg das Altlastenhandbuch (MINISTERIUM FÜR UMWELT, B.-W., 1988a, b). Es ist maßgebend für eine systematische abgestufte Vorgehensweise, die darauf ausgerichtet ist, die Belastung für verschiedene Schutzgüter (in erster Linie Grundwasser) unter Berücksichtigung der spezifischen Standortsituation und Nutzung zu beurteilen (vgl. Kapitel 8.3.1).

Der **Fragenkatalog an eine (technische) Erkundung** beinhaltet daher üblicherweise die Frage nach den altlastenrelevanten - im Einzelfall häufig branchenspezifischen - **Schadstoffen bzw. Schadstoffkonzentrationen** und ihrer **Stoffgefährlichkeit**, dem **Migrationsverhalten** und der **Schadstoffverteilung** sowie der Emissions-/Immissionslage. Der Fragenkatalog ist in der Regel wenig oder nicht ausgerichtet auf verfahrenstechnische Fragestellungen hinsichtlich der Anwendbarkeit und Effizienz von Sanierungsverfahren.

In der Grundlagenermittlung ist deshalb zu prüfen, ob die für die Sanierungsvorplanung und -planung erforderlichen Daten und Kenntnisse in ausreichendem Maße vorliegen.

Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, alle **sanierungsrelevanten Erkundungsergebnisse und Rahmenbedingungen** zu recherchieren und zu dokumentieren. Diese Bestandsaufnahme ist insbesondere dann erforderlich, wenn

- die Erkundung von mehreren verschiedenen gutachterlichen Bearbeitern durchgeführt wurde,
- der Dokumentationsstand und -standard einzelner Erkundungsphasen unterschiedlich oder mangelhaft ist oder
- Änderungen in den Anforderungen, Erkenntnissen und Methoden seit Abschluß der Erkundungen aufgetreten sind.

Maßgeblich die Planung beeinflussende Rahmenbedingungen können sein:

- bestehende oder geplante Grundwassernutzungen (z. B. Trink- oder Brauchwasserentnahmen)
- Einfluß von Oberflächengewässern, Wasserbauwerken
- bestehende setzungsempfindliche Bauwerke
- Aushubmaßnahmen, Wasserhaltungsarbeiten im Zuge von (geplanten) Neubaumaßnahmen
- grundwasserstandsensible Vegetation, Biotope
- Eigentumsverhältnisse
- genereller Zeit- und Finanzrahmen.

Das Ziel der **Grundlagenermittlung** ist somit die Schaffung einer **standortspezifischen Datenbasis**. Diese Datenbasis bestimmt die Qualität der weiteren Bearbeitungsschritte im Zuge der Sanierungsvorplanung für den spezifischen Fall (siehe Kap. 8.3), insbesondere der

- Prüfung der grundsätzlichen Anwendbarkeit bestimmter hydraulischer und pneumatischer in-situ Sanierungsverfahren (Verfahrensvorauswahl)
- Beurteilung der Emissions-/Immissionslage bzgl. der Schutzgüter (Fachdiskussion der Sanierungsziele)
- Beurteilung der vorausgewählten Verfahren bzw. ihrer Eignung nach technischen, ökologischen und organisatorischen Kriterien (nicht-monetäre Verfahrensbeurteilung)
- Beurteilung des Sanierungsumfangs und Schätzung der Sanierungskosten (Kostenschätzung).

Sollte bereits eine fachgerechte Verfahrensvorauswahl auf der Grundlage der Bestandsaufnahme nicht möglich sein, ist die Durchführung einer **ergänzenden Erkundung** erforderlich.

Zur **Feststellung von Daten- oder Kenntnislücken** ist der Abgleich mit einer "**Checkliste**", wie sie anhand von Kapitel 2.5.1 erstellt werden kann, hilfreich. Zu unterscheiden sind Kenntnisse, die für die weiteren Planungen unbedingt notwendig sind und solche, auf die unter Inkaufnahme von entsprechenden Risiken ggf. verzichtet werden kann.

Entscheidend für die Grundlagenermittlung ist auch die Qualität der Erkundungsergebnisse.

Der **Qualitätsstandard einer Erkundung** wird im einzelnen bestimmt durch:

- Fachgerechte Festlegung der Erkundungspunkte nach Anzahl, Lage und Tiefe
- Fachgerechte Herstellung von Grundwassermeßstellen,
- Fachgerechte Festlegung und Durchführung der Erkundungs- und Probennahmetechnik
- Fachgerechte Festlegung der chemischen Analytik hinsichtlich Analyseparameter und Methode, fachgerechte Durchführung der Analysen
- Fachgerechte Auswertung und Bewertung der Erkundungsdaten
- Fachgerechte Dokumentation in Text und Bild.

In der Praxis hat es sich häufig gezeigt, daß es nicht nur aus fachtechnischer und ökologischer Sicht, sondern auch aus ökonomischen Gründen empfehlenswert ist, eine Standorterkundung durch eine erfahrene Stelle (z. B. Ingenieurbüro) selbst unter strengen zeitlichen und finanziellen Rahmenbedingungen sorgfältig planen und durchführen zu lassen. Die für eine fachgerechte Erkundung notwendigen Mittel und Zeit sind im Vergleich zu Zeitverzögerungen und erhöhtem Kostenaufwand bei laufenden nicht effizienten Sanierungsmaßnahmen relativ gering.

8.3 Sanierungsvorplanung

8.3.1 Fachdiskussion der Sanierungsziele und vorläufige Festlegung

Parallel zur Verfahrensvorauswahl ist die Frage der Sanierungsziele bezüglich eines Praxisfalles mit den zuständigen Fachbehörden fachlich zu erörtern. Wie Sanierungsziele festzulegen sind, ist für Baden-Württemberg im **Erlaß vom 16.09.1993** geregelt (MIN. F. UMWELT B.-W., 1993).

Mit diesem Erlaß wurde eine Informationsschrift "**Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen**" eingeführt.

Danach ist bei der Festlegung von Sanierungszielen anhand einer Abwägung unter Berücksichtigung der Angemessenheit des Aufwandes und der Umweltbilanz zu entscheiden.

Als Orientierungsrahmen werden Konzentrationswerte verwendet, die nach 3 Belastungsstufen gegliedert sind:

- 1. Stufe:** Grundsätzliche Anforderung: Hintergrundwerte
- 2. Stufe:** Allgemeine Mindestanforderung: Prüfwerte
- 3. Stufe:** Werte, die aus der einzelfallbezogenen Mindestanforderung abzuleiten sind.

Das Ziel von Sanierungsmaßnahmen sollte grundsätzlich sein, einen Zustand zu schaffen, der im ehemals kontaminierten Boden, Bodeneluat oder Grundwasser nur noch Schadstoffkonzentrationen aufweist, die den natürlichen oder anthropogenen Hintergrundwerten entsprechen oder diesen nahekommen (1. Stufe, grundsätzliche Anforderung).

Ergibt sich aus der Abwägung, daß Hintergrundwerte nicht als Sanierungsziel herangezogen werden können, sind zur Sicherstellung eines angemessenen Schutzes für den Menschen, unter Beachtung seiner wichtigsten Umweltnutzungen und des Grundwassers, zumindest die folgenden Schutzgüter zu berücksichtigen:

- Grundwasser
- Grundwassernutzungen
- Gesundheit von Menschen auf kontaminierten Flächen
- Boden, Schutzgut Pflanzen.

Die allgemeine Mindestanforderung an das Sanierungsziel (2. Stufe) ist es, diese Schutzgüter zu berücksichtigen, ohne daß dabei die Wirkung von Barrieren gegen Schadstoffausbreitung, Verdünnung, Nutzungsverzicht oder sonstige Besonderheiten des jeweiligen Einzelfalls berücksichtigt werden.

In der Informationsschrift sind dazu Prüfwerte angegeben. Werden diese Prüfwerte unterschritten, ist ein ausreichender Schutz für die Schutzgüter gewährleistet.

Die Werte zum Schutz von

- Grundwasser beziehen sich auf das Bodeneluat
- Grundwassernutzungen beziehen sich auf das Grundwasser selbst
- Menschen und Pflanzen beziehen sich auf die Gesamtgehalte im Boden.

Wenn die Abwägung ergibt, daß es nicht möglich ist, die Werte zur Berücksichtigung der allgemeinen Mindestanforderung bei der Festlegung von Sanierungszielen zu berücksichtigen, können die Sanierungsziele aus der einzelfallbezogenen Mindestanforderung an die Festlegung von Sanierungszielen (3. Stufe) abgeleitet werden. Diese Werte berücksichtigen alle Umstände des Einzelfalles, wie Barrieren gegen die Schadstoffausbreitung, mögliche und akzeptable Verdünnung, die Frage der Nutzungswürdigkeit und der vorhandenen bzw. aufgegebenen Nutzungen.

Diese Werte können demzufolge nicht als feste Werte aus einer Liste entnommen werden.

Die Informationsschrift gibt Hinweise, wie diese Werte unter Berücksichtigung der Umstände des jeweiligen Einzelfalles zu berechnen oder festzulegen sind.

In-situ Verfahren werden überwiegend im Hinblick auf den Schutz von Grundwasser angewendet.

In diesen Fällen werden die Sanierungsziele als maximal zulässige Belastung der Bodeneluate festgelegt. Die Überprüfung des Sanierungserfolges kann z. B. erfolgen durch

- Sickerwasseranalysen
- Grundwasseranalysen im Schadenszentrum (unverdünnt)
- Grundwasseranalysen im Abstrom und Rückrechnung
- Labor
- Lysimeterversuche.

Bodenluftwerte können dagegen nicht als Sanierungsziel für das Schutzgut Grundwasser herangezogen werden, da sie keine sichere Abschätzung der Belastung der Bodeneluate erlauben.

Die frühzeitige Fachdiskussion mit den zuständigen Behörden empfiehlt sich in jedem Fall, insbesondere weil es bei der Festlegung von Sanierungszielen in der Regel erforderlich ist, verschiedene Belange nach pflichtgemäßem Ermessen zu berücksichtigen.

Kontaminiertes Grundwasser unterliegt, sofern es bei einem Sanierungsverfahren aus dem Untergrund entnommen wird, unabhängig von dem Sanierungsziel anderen wasser- oder abwasserrechtlichen Bestimmungen (vgl. Kapitel 8.5.3).

8.3.2 Verfahrensvorauswahl

Im Zuge einer **Verfahrensvorauswahl** werden im allgemeinen zunächst die unter den standortspezifischen Rahmenbedingungen eines Praxisfalles grundsätzlich einsetzbaren Sanierungsverfahren vorausgewählt.

Die Vorauswahl erfolgt in der Regel nach einem Ausscheidungsverfahren auf der Grundlage aller auf dem Markt angebotenen Sanierungsverfahren und Verfahrenskombinationen.

Solche Dekontaminationsverfahren, die einen Bodenaushub und die Behandlung auf dem Standort vorsehen (z. B. on-site Bodenwaschverfahren), oder Sicherungsverfahren, verbunden mit Spezialtiefbaumaßnahmen (z. B. Dichtwandumschließung), können z. B. bei einer bestehenden Bebauung des Standortes ausscheiden.

In solchen Fällen werden nicht selten hydraulische und pneumatische in-situ Sanierungsverfahren zur Vorauswahl gelangen. Nach der **Verfahrensvorauswahl** gilt es, auf dem Markt diejenigen Verfahrensanbieter zu recherchieren, die eine Sanierung des betrachteten Falls für technisch realisierbar halten bzw. durchführen würden.

8.3.3 Firmenanfragen

Nachdem man sich z. B. mit Hilfe des vorliegenden Handbuchs (Kapitel 4) einen **Marktüberblick** verschafft hat, empfiehlt es sich, konkrete (zu diesem Zeitpunkt jedoch noch unverbindliche) **Firmenanfragen** zu stellen. Den Verfahrensanbietern sollten dabei bereits möglichst **exakte Angaben zu folgenden Punkten** mitgeteilt werden:

- Geologische Standortsituation (Schichtenfolge, ggf. Tektonik, Klüftung, Porosität, Wassergehalt)
- Hydrogeologische Standortsituation (Grundwasserleiter, Grundwasserspiegel bzw. -druckhöhen, Durchlässigkeit/Transmissivität, Grundwasserfließrichtung und -gefälle, Grundwasserbeschaffenheit)
- Kontaminationssituation (Schadstoffe, Konzentrationsbereiche, Verteilung in Boden, Bodenluft und Grundwasser)
- Infrastruktur (Platz, Versorgungseinrichtungen, Zugänglichkeit)
- Geplanter Sanierungszeitraum
- Voraussichtliches Sanierungsziel für das Grundwasser bzw. Bodeneluat.

Die Verfahrensanbieter ihrerseits sollten zu folgenden Fragenkomplexen Stellung nehmen:

- Sanierung des charakterisierten Falls möglich, detaillierte Verfahrensbeschreibung?
- Erprobungsstand, Referenzen, Genehmigungsmodalitäten?
- Verfügbarkeit?
- Sanierungskosten inklusive Reststoffentsorgung, unterschieden in Investitionskosten und Betriebskosten?
- Einschränkungen, z. B. hinsichtlich sanierbarer Bodenart und Kontamination bzw. Kontaminationsgrad?
- Dekontaminationsleistung (Restkonzentration, Durchsatzleistung)?
- Reststoffanfall und Entsorgung?
- Arbeitsschutzmaßnahmen?
- Sanierungsdauer?
- Erfordernis, Umfang und Kosten von Voruntersuchungen im Labor (z. B. hinsichtlich Wasseraufbereitung)?

- Möglichkeit, Umfang und Kosten eines in-situ Sanierungsversuchs?

Die Firmenanfragen im Zuge der Vorplanung sind als Aufforderung zu einem unverbindlichen Richtpreisangebot zu verstehen; sie sollen nicht etwa einer Ausschreibung vorgreifen. Es ist daher auch nicht erforderlich, sämtliche Verfahrensanbieter hydraulischer und pneumatischer in-situ Verfahren in die Firmenanfragen einzubeziehen. Vielmehr soll nach dem Ermessen z. B. eines mit der Vorplanung beauftragten Ingenieurbüros eine Auswahl derjenigen Verfahrensanbieter getroffen werden, die aufgrund ihrer Marktstellung und Referenzen für den betrachteten Sanierungsfall geeignet erscheinen. Auch hierzu liefert das vorliegende Handbuch (Kapitel 4 und 5) Entscheidungshilfen.

Im Hinblick auf den späteren Kostenvergleich einzelner, z. T. sehr unterschiedlicher Verfahrenskonzeptionen besteht häufig das Problem der mangelnden Vergleichbarkeit der verfügbaren Verfahren in technischer Hinsicht. Andererseits sollen die Firmenanfragen aber gerade dazu dienen, die unterschiedlichen Sanierungstechniken im Detail, d. h. insbesondere die Praxiserfahrungen hinsichtlich Art, Größe und Leistung einer für erforderlich bzw. geeignet erachteten Sanierungsanlage zu eruieren. Von daher würden exakte Vorgaben bei den Firmenanfragen speziell diesen Spielraum zu sehr einschränken.

Es sollte jedoch Wert darauf gelegt werden, daß die Kostenangaben der Firmen möglichst detailliert aufgeschlüsselt sind.

8.3.4 Nicht-monetäre Beurteilung

Das wesentliche Ziel der **nicht-monetären Beurteilung** besteht in der weiteren Präqualifikation der vorausgewählten Verfahren bezüglich eines speziellen Anwendungsfalles bzw. in der Priorisierung der einzelnen hydraulischen und pneumatischen Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen einschließlich der erforderlichen Sekundärtechniken.

Die Wirksamkeit unterschiedlicher hydraulischer und pneumatischer in-situ Sanierungsverfahren, die für einen bestimmten Anwendungsfall grundsätzlich in Frage kommen, ist schwierig zu bewerten und zu vergleichen. Neben dem Ergebnis der Firmenanfragen (vgl. Kapitel 8.3.3), wobei die entsprechenden Angaben ggf. nochmals kritisch zu hinterfragen sind, sollte insbesondere auch das Kapitel 5 des vorliegenden Handbuchs zu Rate gezogen werden.

Neben der **Wirksamkeit der Verfahren**, die in erster Linie auf der Verfahrenstechnik und der Verfahrensleistung beruht und sich z. B. in der Reichweite und im Schadstoffaustrag äußert, sind **weitere technische, organisatorische und ökologische Kriterien** bei der Bewertung zu berücksichtigen. Tabelle 8.3-1 gibt einen Überblick über mögliche Bewertungskriterien.

Ebenso wie Kostenangaben (Kapitel 8.3.5) müssen auch Angaben zur Wirksamkeit von Verfahren im Stadium der Vorplanung noch als unverbindlich angesehen werden; Erfahrungswerte, wie sie teilweise in Kapitel 4 eingearbeitet sind, ermöglichen jedoch eine grobe Plausibilitätskontrolle.

Tabelle 8.3-1 Kriterien zur nicht-monetären Beurteilung der Verfahren

Technische Kriterien

- Entwicklungsstand/Referenzen
- Erfolgsaussichten für den Einzelfall
- Durchsatzleistung/Sanierungsdauer
- Schadstoffaustrag
- Reinigungsleistung der Sekundärtechnik
- Kontrollierbarkeit des Sanierungserfolges
- Flexibilität, Beherrschbarkeit von Inputschwankungen (Kontaminationsgrad,
- Durchsatz)
- Komplexität der Anlage, Störanfälligkeit

Organisatorische Kriterien

- Erfordernis und Umfang von Voruntersuchungen im Labor und von in-situ Sanierungsversuchen
- Erfordernis und Dauer von Genehmigungen (z. B. hinsichtlich Bau, Betrieb, Abluftableitung, Abwassereinleitung)
- Flächenbedarf
- Infrastrukturbedarf
- Kompatibilität der Anlage, Störanfälligkeit

Ökologische Kriterien

- Schadstoffbilanz
 - (teilweise) Schadstoffzerstörung (Mineralisierung)
 - Schadstoffumwandlung (Metabolisierung)
 - Schadstoffemissionen über den Luftpfad
 - Schadstoffemissionen über den Wasserpfad
 - Reststoffanfall (feste Reststoffe, Schlamm, Abwasser, verbrauchte Luftfilter)
 - Energieeinsatz
 - Lärmbelastung
 - Störfallrisiken (insbesondere im Zusammenhang mit Schadstoffaufkonzentrierung und Entstehung gefährlicher Metaboliten)
 - Bodenmechanische, grundwasserchemische und ökologische Auswirkungen
 - Gesamtökobilanz
-

Aufgrund der großen Anzahl zu beurteilender Bewertungskriterien empfiehlt sich (ggf. getrennt) für die drei Kriteriengruppen die Verwendung einer **Entscheidungsmatrix** (Tabelle 8.3-2). Darin erfolgt für alle in Frage kommenden Sanierungsverfahren für jedes einzelne Kriterium eine Bewertung anhand einer Zahlen- oder Symbolskala. Die **Bewertungsskala** soll dabei eine qualitative bis halbquantitative Einstufung eines Verfahrens ermöglichen.

<p>Technische Kriterien</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Entwicklungsstand/Referenzen ● Erfolgsaussichten für den Einzelfall ● Durchsatzleistung/Sanierungsdauer ● Schadstoffaustrag ● Reinigungsleistung der Sekundärtechnik ● Kontrollierbarkeit des Sanierungserfolges ● Flexibilität, Beherrschbarkeit von Inputschwankungen (Kontaminationsgrad, Durchsatz) ● Komplexität der Anlage, Störanfälligkeit
<p>Organisatorische Kriterien</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Erfordernis und Umfang von Voruntersuchungen im Labor und von in-situ Sanierungsversuchen ● Erfordernis und Dauer von Genehmigungen (z. B. hinsichtlich Bau, Betrieb, Abluftableitung, Abwassereinleitung) ● Flächenbedarf ● Infrastrukturbedarf ● Kompatibilität der Anlage, Störanfälligkeit
<p>Ökologische Kriterien</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Schadstoffbilanz <ul style="list-style-type: none"> ○ (teilweise) Schadstoffzerstörung (Mineralisierung) ○ Schadstoffumwandlung (Metabolisierung) ○ Schadstoffemissionen über den Luftpfad ○ Schadstoffemissionen über den Wasserpfad ● Reststoffanfall (feste Reststoffe, Schlamm, Abwasser, verbrauchte Luftfilter) ● Energieeinsatz ● Lärmbelastung ● Störfallrisiken (insbesondere im Zusammenhang mit Schadstoffaufkonzentrierung und Entstehung gefährlicher Metaboliten) ● Bodenmechanische, grundwasserchemische und ökologische Auswirkungen ● Gesamtökobilanz

Tab. 8.3-2 Entscheidungsmatrix zur nicht-monetären Verfahrensbeurteilung (Beispiel)

Bewertungsskala:

- + günstig
- o keine Festlegung
- ungünstig

Eine zu differenzierte Bewertungsskala ist zu vermeiden, da hierdurch eine quantitative Meßbarkeit vorgetäuscht wird und die anzustrebende Objektivität und damit die Nachvollziehbarkeit leidet. Im Einzelfall kann es jedoch sinnvoll sein, eine **Gewichtung einzelner Kriterien mittels Multiplikator** vorzunehmen. Da eine Gewichtung einzelner Kriterien das Gesamtergebnis entscheidend beeinflussen kann, ist eine entsprechende Begründung erforderlich; eine

zu starke Gewichtung in Form zu hoher Multiplikatoren ist zu vermeiden, da hierdurch das Gesamtergebnis zu subjektiv beeinflusst wird.

Grundsätzlich ist für jedes Verfahren zu prüfen, ob eines der Kriterien unter Berücksichtigung sämtlicher einzelfallspezifischer Rahmenbedingungen zum Ausschluß von Verfahren führen kann. In Abhängigkeit standortspezifischer Rahmenbedingungen (z. B. Überbauung) können z. B. Verfahren, die im Belastungszentrum ansetzen sollten, ausscheiden. Auch das Kriterium "bodenmechanische Auswirkungen" kann beispielsweise zum Ausschluß von Verfahren führen, wenn erhebliche Bauwerksschäden infolge ausgelöster Setzungen zu befürchten sind.

Durch entsprechendes Aufsummieren liefert die Entscheidungsmatrix die **Bewertungsbilanz für jedes Verfahren**. Häufig zeichnen sich dabei Gruppen etwa gleichwertiger Verfahren ab, z. B.

- Verfahren mit deutlich positiver Bilanz (+2 und größer)
- Verfahren mit etwa ausgeglichener Bilanz (+1, 0, -1)
- Verfahren mit deutlich negativer Bilanz (-2 und kleiner).

Je nach Wichtung der drei Kriteriengruppen - der Schwerpunkt ist dabei zweifelsohne auf die technischen Kriterien zu legen - ergibt sich eine **Priorisierung der Verfahren** in nicht-monetärer Hinsicht. Verfahren mit negativer Gesamtbilanz können an dieser Stelle ausgeschieden werden.

8.3.5 Kostenabschätzung

Die nach der nicht-monetären Bewertung verbleibenden Verfahren sind nunmehr einem Kostenvergleich zu unterziehen.

Bei der Kostenabschätzung der gesamten Sanierungsmaßnahme wirken sich sowohl die von den Firmen genannten Investitionskosten wie auch die Betriebskosten aus.

Die **Investitionskosten** sollten alle relevanten Kostenpositionen beinhalten, z. B.:

- Allgemeine Baustelleneinrichtung, soweit erforderlich
- Herstellung von Betriebsanlagen, z. B. Fassungs- oder Zufuhreinrichtungen für Grundwasser und/oder Bodenluft (Brunnen, Sickerschlitze etc.)
- Herstellung von Entnahmebrunnen für Grundwasser und/oder Bodenluft, ggf. unter Berücksichtigung besonderer Arbeitsschutzmaßnahmen
- Einrichtung der eigentlichen Sanierungsanlage, z. B. Pump- und/oder Lüfteraggregate einschließlich sämtlicher Leitungen, Anschlüsse und Meßvorrichtungen
- Einrichtung der erforderlichen Sekundärtechnik, z. B. Wasser-/Abluftaufbereitung
- Herstellung von Beobachtungspegeln für Grundwasser und/oder Bodenluft
- Räumen sämtlicher Anlagenteile nach Abschluß der Sanierung.

Die **Betriebskosten** sollten als Komplettpreis bezogen auf die Zeiteinheit, z. B. Monat, folgende Kostenpositionen abdecken:

- Vorhalten und Betrieb der Sanierungsanlage einschließlich Energiekosten und Kosten für sämtliche erforderlichen Zusatz- und Hilfsstoffe (z. B. Aktivkohle)

- Personalkosten für Wartung und Betrieb
- Entsorgung/Wiederaufbereitung von Reststoffen (z. B. verbrauchte Aktivkohle)
- Begleitende chemische Analytik (Grundwasser, Abwasser und/oder Bodenluft, Abluft)
- Regelmäßige Dokumentation der Betriebsdaten, Meß- und Analyseprotokolle.

Aufgrund der bestehenden Unwägbarkeiten bezüglich der Sanierungsdauer empfiehlt sich bei der vergleichenden Kostenschätzung eine **Variantenbetrachtung für unterschiedliche Zeiträume**, um den steigenden Einfluß der Betriebskosten auf die Gesamtkosten und ggf. dadurch bedingte Verschiebungen in der monetären Reihenfolge der Verfahren zu erkennen.

Bei Sicherungsverfahren sind die Kosten nicht für eine definierte Sanierungsdauer, sondern für zeitlich unbegrenzten Betrieb einschließlich Reinvestitionskosten zu berücksichtigen. Ein Vergleich von Sicherungsmaßnahmen und zeitlich befristeten Maßnahmen zur Dekontamination ist insofern nicht sinnvoll.

Aufgrund der im Stadium der Vorplanung noch existierenden Unsicherheiten bei der Kostenabschätzung kann der Kostenvergleich nur ein halbquantitatives Ergebnis liefern. Es sollten daher **Kostengruppen** gebildet werden, die sich z. B. mit den Einstufungen "kostengünstig, mäßig kostenintensiv, kostenintensiv" belegen lassen.

Die Frage, inwieweit manche Verfahren möglicherweise mit einer geringeren Sanierungsdauer als andere Verfahren auskommen, hat zwangsläufig einen entscheidenden Einfluß auf die Gesamtkosten. Erfahrungswerte, wie sie teilweise in Kapitel 5 eingearbeitet sind, ermöglichen unter Umständen eine Differenzierung. Plausibel ist beispielsweise, daß eine Kombination von einer hydraulischen Maßnahme mit einer unterstützenden Bodenluftabsaugung eine kürzere Sanierungsdauer mit sich bringen kann, als die hydraulische Maßnahme für sich allein.

Bei Verfahren, bei denen kontaminiertes Grundwasser entnommen wird, können sich auch unterschiedliche Konzepte zur Abwasserentsorgung maßgeblich auf die Kosten auswirken, da z. B. zwischen der Indirekteinleitung des Abwassers in die Kanalisation und der Einleitung des Abwassers in ein Oberflächengewässer oder in das Grundwasser erhebliche Unterschiede in den Anforderungen an die Wasseraufbereitung, d. h. an die Reinigungsleistung, bestehen, andererseits aber auch z. B. Kanalgebühren zu berücksichtigen wären.

Insbesondere bei der Entnahme größerer Wassermengen wird jedoch aus wasserwirtschaftlichen Gründen eine Reinfiltration in das Grundwasser unumgänglich sein.

Abschließend kann festgehalten werden, daß die vergleichende **Kostenabschätzung** als erste grobe Näherung anzusehen ist, die **folgende Aussagen** erlaubt:

- Kostengrößenordnung der gesamten Sanierungsmaßnahme in Abhängigkeit des Sanierungsverfahrens und der voraussichtlichen Sanierungsziele, gegebenenfalls ermittelt für unterschiedliche Sanierungszeiträume
- Markante Kostenunterschiede einzelner Sanierungsverfahren
- Maßgebliche Kostenpositionen bei der Betrachtung einzelner Sanierungsverfahren.

Markante Kostenunterschiede können sowohl in den Investitionskosten als auch in den Betriebskosten über eine angesetzte Sanierungsdauer bestehen. Da die Sanierungsdauer letztendlich nicht verbindlich prognostizierbar ist, liegt hierin ein beträchtlicher Unsicherheitsfaktor

hinsichtlich der Kostenabschätzung für die Gesamtmaßnahme. Vergleichsweise hohe Betriebskosten können bei langjähriger Sanierungsdauer die Investitionskosten erheblich überschreiten und somit für die Gesamtkosten ausschlaggebend sein.

Maßgebliche Kostenpositionen sind i. d. R. das Vorhalten und der Betrieb der Sanierungsanlage abhängig von der Durchsatzleistung und in Abhängigkeit der Schadstoffkonzentrationen; u. U. auch die Reststoffentsorgung/-wiederaufbereitung und Energie- bzw. Stromkosten.

8.3.6 Kostenwirksamkeitsabschätzung

Um eine **Kostenwirksamkeitsabschätzung** vornehmen zu können, ist es erforderlich, die Wirksamkeit von Verfahren und die entsprechenden Kosten vergleichend, z. B. in Form eines Diagramms, einander gegenüberzustellen.

Die Kosten liegen bereits aus der Kostenabschätzung vor, wobei die Variantenbetrachtung für unterschiedlich lange Sanierungszeiträume zu berücksichtigen sind.

Die Wirksamkeit von in-situ Verfahren ist schwer zu quantifizieren und grundsätzlich abhängig von den spezifischen Schadstoff- und Untergrundgegebenheiten. Kriterien der Wirksamkeit sind bereits in die halbquantitative nicht-monetäre Beurteilung (Kapitel 8.3.4) eingeflossen. Auf dieser Basis erfolgt eine Priorisierung der Verfahren hinsichtlich ihrer voraussichtlichen Wirksamkeit für den spezifischen Einzelfall, gegebenenfalls unter besonderer Berücksichtigung der Ergebnisse standortspezifischer Voruntersuchungen/Feldversuche (vgl. Kapitel 2.5). Sollte eine Differenzierung bei einzelnen Verfahren nicht möglich sein, können auch Verfahrensgruppen mit vergleichbarer voraussichtlicher Wirksamkeit auf eine Stufe gestellt werden. Abbildung 8.3-1 zeigt eine mögliche Darstellung. Verfahren mit der besten Kostenwirksamkeit liegen am weitesten links oben im Diagramm.

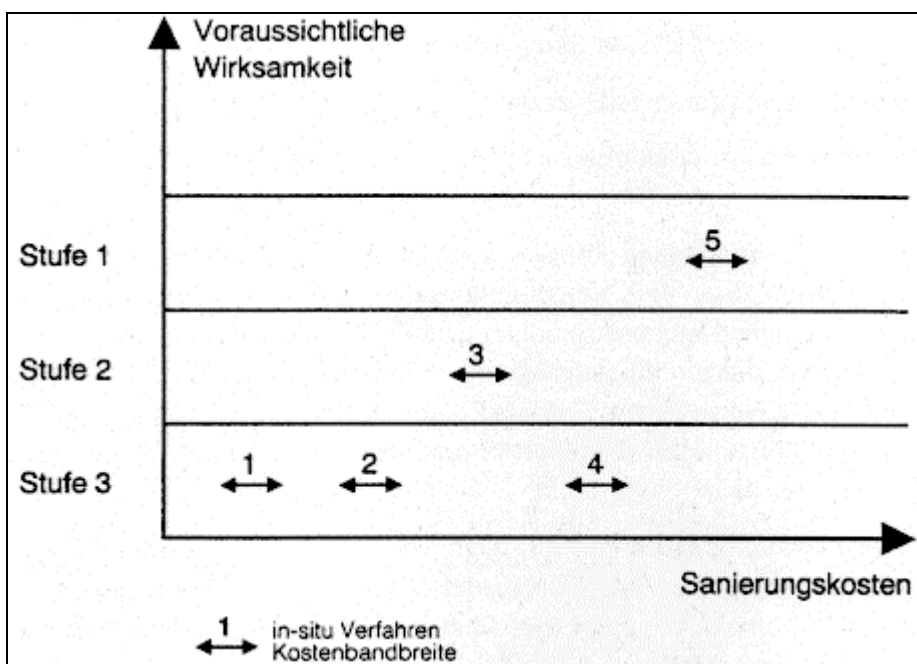


Abb. 8.3-1 Diagramm zur Kostenwirksamkeitsabschätzung

8.3.7 Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag

Auf der Grundlage der angestellten Überlegungen und Fachdiskussion hinsichtlich der Sanierungsziele sowie der nicht-monetären Beurteilung der Verfahren und der Kosten bzw. Kostenwirksamkeitsabschätzung bezüglich der näheren Verfahrensauswahl sind in einer Gesamtbeurteilung alle Teilaspekte für einen vorliegenden Sanierungsfall gegeneinander abzuwägen, um zu einem Sanierungsvorschlag zu gelangen.

Der Sanierungsvorschlag stellt ein **Sanierungskonzept** dar, das durchaus noch verschiedene **Sanierungsverfahren** beinhalten kann. Dies ist besonders dann der Fall, wenn Kostenaspekte bzw. die Kostenwirksamkeit auf der einen Seite und nicht-monetäre Stärken und Schwächen der favorisierten Verfahren auf der anderen Seite keine eindeutige (objektive) Priorisierung zulassen.

Zur Abschätzung des Sanierungsvorschlags hinsichtlich der Erfolgsaussichten eines favorisierten Verfahrens sollten, soweit sie nicht bereits in der (ergänzenden) Erkundung vorgenommen wurden, geeignete **hydraulische und pneumatische Voruntersuchungen**, gegebenenfalls Feldversuche vorgenommen, werden (vgl. Kapitel 2.5.4 und 2.5.6).

8.4 Sanierungsentscheidung

Die Phase der **Sanierungsentscheidung** beginnt nach der Vorlage des Sanierungsvorschlags, der entweder das Ergebnis einer systematischen Vorplanung darstellt (ideale planungsintensive Vorgehensweise) oder von einem praxiserfahrenen Ingenieurbüro bzw. einer Fachfirma anhand von Erfahrungswerten favorisiert wird ("freihändige" Vorgehensweise). Wird ein Sanierungsvorschlag nicht systematisch und nachvollziehbar im Rahmen einer Sanierungsvorplanung erarbeitet, sondern anhand von Erfahrungswerten unterbreitet, liegt das Risiko insbesondere darin, daß weder in technischer noch in wirtschaftlicher Hinsicht ein ausgesprochenes Variantenstudium durchgeführt wurde.

Beinhaltet ein Sanierungsvorschlag verschiedene Sanierungsvarianten, können sich diese im Umfang, in den Kosten aber auch in den Zeitgängen (Genehmigungs- und Bauzeiten, Sanierungsdauer) oder den noch vorhandenen Risiken unterscheiden. Auf der Auftraggeberseite besteht daher zunächst ein **Klärungsbedarf**, ob z. B. bestehende Zeit- oder sonstige Planungen bezüglich der Sanierung bzw. des Sanierungsgrundstücks, die als Rahmenbedingungen bei der Vorplanung berücksichtigt wurden, nach wie vor einzuhalten sind oder ob z. B. aus Kostengesichtspunkten davon abgewichen werden kann. Im einzelnen sind folgende Punkte für die Sanierungsentscheidung zu klären:

- Finanzielle Mittel für die Gesamtmaßnahme
- Finanzielle Mittel, Akzeptanz und zur Verfügung stehende Zeit für Voruntersuchungen und einen Sanierungsversuch
- Zeitrahmen für die Gesamtmaßnahme
- Verbindung der Sanierungsmaßnahme mit bestehenden Nutzungen bzw. Beeinträchtigung oder Aufgabe bestehender Nutzungen
- Verbindung der Sanierungsmaßnahme mit geplanten Nutzungen bzw. Modifizierung geplanter Nutzungen
- Stellenwert nicht-monetärer technischer, ökologischer oder organisatorischer Kriterien
- Verbindung mit anderen Sanierungsverfahren oder Baumaßnahmen.

Auf der Grundlage der endgültigen Rahmenbedingungen für die Sanierung wird auch unter Berücksichtigung standortspezifischer (geplanter) Nutzungen und der Verhältnismäßigkeit von Sanierungseffekt und Kosten in Abstimmung mit den zuständigen Fachbehörden die **Sanierungsentscheidung** getroffen.

Sie beinhaltet:

- die behördliche Festlegung der Sanierungsziele und ggf. die Festlegung von Grenzwerten für die Abwassereinleitung oder Abluftbehandlung
- die endgültige Auswahl des Sanierungsverfahrens einschließlich der Konzeption der Abwasser- und/oder Abluftentsorgung.

In komplizierten Sanierungsfällen, z. B. mit nach Art und Höhe unterschiedlichen Kontaminationsbereichen ist es durchaus möglich, daß hydraulische und pneumatische Sanierungsverfahren mit anderen Sanierungsverfahren (z. B. Bodenaushub und Behandlung oder Einkapselungsverfahren) kombiniert werden und damit gemeinsam in die Planungs- und Ausführungsphase gelangen.

8.5 Sanierungsplanung

8.5.1 In-situ Sanierungsversuch, Vorversuche

Als in-situ Sanierungsversuch versteht man einen räumlich und zeitlich begrenzten Einsatz des vorgesehenen Sanierungsverfahrens am Standort selbst. Das **Ziel eines Sanierungsversuches** ist

- die Überprüfung der Wirksamkeit des Verfahrens im vorliegenden Schadensfall
- Ermittlung und Dokumentation der standortspezifischen Effektivität
- Ermittlung von verfahrensrelevanten standortspezifischen Kenngrößen wie z. B. Reichweite, erreichbarer Volumenstrom, Grundwasserabsenkung bzw. -anhebung, Auftreten von Stauwasser.

Der Sanierungsversuch ist so zu planen und auszulegen, daß eine Integration in die spätere Sanierungsmaßnahme möglich ist.

Zum Beispiel sind Brunnen und Pegel so auszubauen und zu verfiltern, daß sie als Sanierungsbrunnen und/oder Überwachungspegel genutzt werden können. Außerdem sollen im Ergebnis des Sanierungsversuchs standortspezifische Aussagen möglich sein zu:

- Zeitbedarf
- Schadstoffspektrum, Konzentrationsverlauf, Schadstoffaustrag
- Sanierungskosten
- Überwachung und Effektivitäts-Kontrollprogramm.

Hierbei ist insbesondere die **Anwendbarkeit von Summen bzw. Leitparametern** bei den Überwachungsmessungen zu prüfen und ein Qualitäts- und Effektivitäts-Kontrollprogramm zu entwickeln.

Ein von einer erfahrenen Stelle (z. B. Ingenieurbüro, Universitätsinstitut) geplanter und begleiteter in-situ Sanierungsversuch ist aus ökonomischer Sicht bereits ein Teil der Sanierungsmaßnahme, denn neben den oben erwähnten Kosteneinsparungen durch Weiterverwendung der Einrichtung bei der Sanierung sind auch Zeiteinsparungen zu erwarten, da nach einer Vergabeentscheidung an den Einrichtungen des Vorversuchs sofort in einem Teilbereich des Geländes mit der Sanierung begonnen werden kann, während für den Rest des Geländes die Baustelleneinrichtung erfolgt.

Erfahrungsgemäß stellen die Ergebnisse von in-situ Sanierungsversuchen auch eine wesentliche Grundlage für die Abstimmung der Sanierungsmaßnahme mit den Behörden dar.

Neben dem in-situ Sanierungsversuch, der sich auf die eigentliche Sanierungstechnik bezieht, sind insbesondere bei Schadstoffgemischen zur Konzeption der erforderlichen Sekundärtechniken, also einer ggf. erforderlichen Abwasser- und Abluftaufbereitung, noch spezielle **Labovorversuche an repräsentativen Abluft- und Abwasserproben** erforderlich.

Als Beispiel können angeführt werden:

- Vorversuche zum Rückhaltevermögen unterschiedlicher Membranarten
- Vorversuche zur Optimierung einer Flockung
- Vorversuche zur biologischen Abbaubarkeit
- Vorversuche zur Beladbarkeit von Ad- oder Absorptionsmitteln (z. B. Aktivkohle oder Waschflüssigkeiten)
- Vorversuche zur Reinigungsleistung bzw. Effizienz bestimmter Verfahrenskombinationen (z. B. Strippung und Adsorption).

Die entsprechenden Untersuchungen sind zwar unabhängig vom in-situ Sanierungsversuch zu sehen, sollten jedoch frühzeitig in Angriff genommen werden, um in der Planung entsprechend berücksichtigt werden zu können.

8.5.2 Entwurfs- und Genehmigungsplanung

Die Entwurfsplanung umfaßt die vollständige planerische Umsetzung des Sanierungskonzepts einschließlich erforderlicher fachspezifischer Berechnungen sowie der Aufstellung eines Zeit- und Kostenplanes für die Gesamtmaßnahme.

Der vorläufige Gesamtentwurf ist mit den zuständigen Behörden und anderen fachlich an der Planung Beteiligten abzustimmen. Anregungen und Bedenken sind einzuarbeiten, so daß am Ende der Entwurfsplanung ein endgültiger, weitestgehend genehmigungsfähiger Entwurf vorliegt.

Auf der Basis des endgültigen Entwurfs werden die Planungsunterlagen in der Genehmigungsplanung für den behördlichen Genehmigungsantrag zusammengestellt und erforderlichenfalls ergänzt und erläutert.

Die behördlichen Genehmigungen betreffen in erster Linie das Sanierungsverfahren bzw. die Sanierungsanlage, aber auch die ggf. erforderliche Entsorgung/Behandlung von anfallenden Sonderabfällen (z. B. Bohrgut, Reststoffe der Abwasser- und Abluftreinigung).

Zur **Klärung des Genehmigungsweges** bzw. **der Anforderungen an die Genehmigungsunterlagen** ist die frühzeitige Einschaltung der zuständigen Genehmigungs- und Fachbehörden sinnvoll und empfehlenswert.

Indem während der Entwurfsplanung bereits weitestgehend genehmigungsfähige Unterlagen erstellt werden, läßt sich eine aufwendige Überarbeitung der Planungsunterlagen im Zuge der Ausführungsplanung vermeiden. Da die Behörden aufgrund der frühzeitigen Abstimmung bereits mit dem Fall vertraut sind, verkürzt sich zudem die Bearbeitungs- und Genehmigungsdauer.

8.5.3 Behördliches Zulassungsverfahren

8.5.3.1 Überblick über relevante Rechtsbereiche

Wasserrecht

Übergeordnetes Bundesgesetz ist das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG).

Der Geltungsbereich umfaßt oberirdische Gewässer, Küstengewässer und das Grundwasser. Länderspezifische Regelungen sind in den Landesgesetzen z. B. Wassergesetz für Baden-Württemberg (WG) festgelegt.

Die wasserrechtlichen Regelungen betreffen, bezogen auf den vorliegenden Zusammenhang, folgende Bereiche:

- Benutzungen von Gewässern
- Erlaubnis- und Bewilligungserfordernis von Benutzungen
- Erlaubnis- und Bewilligungsverfahren
- Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen
- Anforderungen an das Einleiten von Abwasser
- Maßnahmen in Wasserschutzgebieten
- Erdaufschlüsse.

Immissionsschutzrecht

Übergeordnetes Bundesgesetz ist das Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundesimmissionsschutzgesetz - BImSchG).

Die Durchführung des BImSchG, bezogen auf den vorliegenden Zusammenhang, wird durch die vierte Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) geregelt. Die 4. BImSchV enthält im Anhang eine Auflistung der Anlagen, die entweder in einem Genehmigungsverfahren nach § 10 BImSchG oder einem vereinfachten Verfahren nach § 19 BImSchG genehmigungsbedürftig sind.

Technische Regelungen (z. B. Immissionsgrenzwerte) sind in der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) enthalten.

Baurecht

Übergeordnetes Bundesgesetz ist das Baugesetzbuch (BauGB), das in bezug auf Altlastensanierung bauplanungsrechtliche Bestimmungen enthält und daher für Genehmigungsfragen weniger von Bedeutung ist.

Länderspezifische bauordnungsrechtliche Bestimmungen sind in der Landesbauordnung (LBO) getroffen.

Die LBO enthält insbesondere Bestimmungen zur Genehmigungspflichtigkeit von baulichen Anlagen sowie über deren ordnungsgemäße Errichtung.

Naturschutzrecht

Naturschutz und Landespflege sind Ländersache. Das Naturschutzrecht ist z. B. verankert im baden-württembergischen Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft (Naturschutzgesetz - NatSchG).

Insbesondere wenn schutzwürdige Bereiche (z. B. Natur- und Landschaftsschutzgebiete, Lebensbereiche geschützter Pflanzen- und Tierarten) von einer Sanierungsmaßnahme oder deren Auswirkungen (z. B. Grundwasserspiegelabsenkung) betroffen sind, wird das Naturschutzrecht tangiert.

Naturschutzbehörden bzw. andere maßgebliche Stellen (z. B. Naturschutzverbände, Bezirksstellen für Naturschutz- und Landespflege) sollten dann frühzeitig hinzugezogen werden.

Abfallrecht

Übergeordnetes Bundesgesetz ist das Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallgesetz - AbfG). Die länderspezifischen abfallrechtlichen Bestimmungen sind z. B. im Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen und die Behandlung von Altlasten in Baden-Württemberg (Landesabfallgesetz - LAbfG) geregelt.

Technische bzw. organisatorische Regelungen (z. B. Zuordnungskriterien von Abfällen zu Entsorgungsverfahren und -anlagen, Abfallnachweisverfahren) sind in der zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA - Abfall) enthalten.

Das Abfallrecht wird, bezogen auf den vorliegenden Zusammenhang, tangiert, wenn im Zuge einer hydraulischen und/oder pneumatischen Sanierung besonders überwachungsbedürftige Abfälle bzw. Reststoffe anfallen.

Transportbestimmungen

Die innerstaatliche und grenzüberschreitende Beförderung gefährlicher Güter auf Straße, Schiene oder Binnenschiffweg werden durch die jeweilige Gefahrgutverordnung Straße, Eisenbahn, Binnenschifffahrt gesetzlich geregelt.

8.5.3.2 Genehmigung von hydraulischen Verfahren

Das Entnehmen, Zutagefördern, Zutageleiten und Ableiten von Grundwasser bedarf nach §3 Abs. 1 Nr. 6 WHG der behördlichen Genehmigung; ebenso nach §3 Abs. 2 Nr. 2 WHG Maßnahmen, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Wassers herbeizuführen.

Klassische Entnahmebrunnen aber auch Grundwasserzirkulationsbrunnen sind daher wasserrechtlich zu genehmigen. Wenngleich bei den letzteren kein Wasser zutage gefördert wird etc., sprechen jedoch Gründe dafür, daß ein Benutzungstatbestand nach §3 Abs. 1 Nr. 6 WHG vorliegt, für den grundsätzlich Erlaubnispflicht besteht.

Weiterhin bedarf das Einleiten von Stoffen in oberirdische Gewässer (§3 Abs. 1 Nr. 4 WHG) oder in das Grundwasser (§3 Abs. 1 Nr. 5 WHG) sowie in öffentliche Abwasseranlagen einer wasserrechtlichen Genehmigung.

Bei der Anwendung von hydraulischen in-situ Sanierungsverfahren kann es zum Anfall von kontaminiertem Wasser kommen. Die Entsorgung dieses kontaminierten Wassers kann durch Einleitung in die öffentliche Kanalisation, durch Transport mittels Tankwagen oder Schiffen in zentrale Wasseraufbereitungsanlagen, oder nach entsprechender Reinigung durch Einleitung in Oberflächengewässer sowie durch Wiedereinleiten (Infiltration) in das Grundwasser erfolgen.

Zu beachten sind hierbei die Allgemeine Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und die Indirekteinleiterverordnungen der Länder hinsichtlich der Einleitung in öffentliche Abwasseranlagen.

Gemäß §34 WHG darf eine Erlaubnis zur Einleitung von (gereinigtem) Wasser in das Grundwasser nur dann erteilt werden, wenn eine schädliche Verunreinigung oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.

Erdaufschlüsse, die Grundwasser betreffen, sind, sofern sie ausschließlich das Aufsuchen sowie erlaubnisfreie Benutzungen (z. B. Probennahme, Pumpversuche) bezwecken, der Unteren Wasserbehörde anzuzeigen und unterliegen der Überwachung durch die Fachbehörde.

Die Teile einer hydraulischen Sanierungsanlage, die nicht der Entnahmevorrichtung bzw. den Brunnen und Meßstellen oder der Einleitungsvorrichtung zuzuordnen sind, unterliegen nicht dem Wasserrecht, sondern dem Bauordnungsrecht. Diese Teile bedürfen daher einer baurechtlichen Genehmigung gemäß Landesbauordnung.

Im Ergebnis sind für den Bau und Betrieb sowie die wesentliche Änderung einer **hydraulischen Sanierungsanlage** sowohl eine **wasserrechtliche Erlaubnis oder Bewilligung** wie auch eine **baurechtliche Genehmigung** erforderlich. Hinsichtlich der **Genehmigungsbehörde** konzentriert sich die Zuständigkeit für beide Entscheidungen bei der **zuständigen unteren Wasserbehörde**, die ggf. maßgebliche Fachbehörden (z. B. Wasserwirtschaftsbehörde, Naturschutzbehörde) einschaltet.

Weitere detaillierte Hinweise hinsichtlich möglicher Genehmigungserfordernisse bei der Altlastenbearbeitung finden sich im Leitfaden Recht (LFU, in Vorbereitung).

8.5.3.3 Genehmigung von pneumatischen Anlagen

Der immissionsschutzrechtliche Anlagenbegriff umfaßt "Betriebsstätten und sonstige ortsfeste Einrichtungen, Maschinen, Geräte und sonstige ortsveränderliche Einrichtungen; Grundstücke, auf denen Stoffe gelagert oder abgelagert oder Arbeiten durchgeführt werden, die Immissionen verursachen können."

Pneumatische Sanierungsanlagen unterfallen zwar diesem weit gefaßten Anlagenbegriff, sind jedoch bei Betrachtung als Gesamtanlage - also unabhängig von technisch "selbständigen" Anlagenteilen, z. B. der Abluftreinigung - nicht bei den im Anhang der 4. BImSchV aufgeführten genehmigungsbefürhtigen Anlagen aufgeführt.

Auch wenn **pneumatische Sanierungsanlagen** damit **immissionsschutzrechtlich nicht genehmigungsbedürftig** sind, werden sie durch die Bestimmungen der §§ 22-25 der 4. BImSchV erfaßt, mit der Folge, daß insbesondere schädliche Umwelteinwirkungen, die von der Anlage ausgehen können, zumindest in dem Umfang zu verhindern bzw. zu beschränken sind, wie dies nach dem Stand der Technik möglich ist. Zur Festlegung von z. B. Abluftgrenzwerten kann ggf. die TA-Luft bzw. in Baden-Württemberg der Erlaß "Orientierungswerte" (vgl. Kapitel 8.3.1) herangezogen werden; andernfalls sind von den maßgeblichen Fachbehörden (Gewerbeaufsichtsamt, Gesundheitsamt) Einzelfallentscheidungen zu treffen.

Eine **Genehmigungspflicht für pneumatische Sanierungsanlagen** ergibt sich allerdings **aus den baurechtlichen Bestimmungen** analog zur Auffassung einer hydraulischen Sanierungsanlage als bauliche Anlage.

Genehmigungsbehörde ist damit in der Regel das **Bauordnungsamt**, das ggf. maßgebliche Fachbehörden (z. B. Gewerbeaufsichtsamt als Immissionsschutzbehörde) hinzuzieht.

Auch bei der Anwendung von pneumatischen in-situ Sanierungsverfahren kann es durch Abscheidung von mitgerissenem Wasser oder durch Kondensation von Wasserdampf und verdampfenden Schadstoffen zum Anfall geringer Mengen von kontaminiertem Wasser kommen. Bezüglich seiner Entsorgung gelten die gleichen Bestimmungen wie bei den hydraulischen Verfahren.

Weitere detaillierte Hinweise hinsichtlich möglicher Genehmigungserfordernisse bei der Altlastenbearbeitung finden sich im Leitfaden Recht (LFU, in Vorbereitung).

8.5.4 Ausführungsplanung

Nach Vorlage der behördlichen Genehmigung(en) ist die Entwurfs- bzw. Genehmigungsplanung, gegebenenfalls unter Berücksichtigung der behördlichen Änderungs- und Ergänzungsaufgaben, im Rahmen der Ausführungsplanung zu überarbeiten.

Die Ausführungsplanung bildet die Grundlage für eine Ausschreibung und die Vergabe der Sanierungsleistung. **Bestandteile der Ausführungsplanung** sind daher:

- Kurzzusammenfassung und Ergänzung der Standortbeschreibung
- Standortanalyse; Ermittlung der kontaminierten Massen, deren räumliche Ausdehnung; Gefährdungseinschätzung
- Darstellung des Sanierungsverfahrens; Beschreibung der Wirkungsweise und der Ergebnisse des in-situ Sanierungsversuchs und der Laborversuche; Angaben zum Erfassungsbereich und zur Sanierungsdauer
- Darstellung der Sanierungsziele und der Randbedingungen; Eingreif- und Sanierungsgrenzwerte, Einleiter- und Immissionsgrenzwerte

- Technisches Sanierungskonzept; Beschreibung sämtlicher Anlagenteile einschließlich Sekundärtechnik und Entsorgungspfaden für Reststoffe
- Arbeits- und Emissionsschutzkonzept
- Ablaufplan ggf. integriert in den Ablauf von Parallel- oder Ergänzungsmaßnahmen auf dem Standort
- Begleitmaßnahmen; Beweissicherung, Öffentlichkeitsarbeit
- Meßtechnische Überwachung und Dokumentation.

Für das technische Sanierungskonzept sowie die meßtechnische Überwachung und Dokumentation werden in den folgenden Abschnitten getrennt für hydraulische und pneumatische Sanierungsanlagen nähere Hinweise gegeben.

Grundsätzlich zeigt die Praxis, daß **mit fortschreitendem Sanierungsbetrieb** sowohl für hydraulische wie auch pneumatische Sanierungsverfahren z. T. erhebliche **Anpassungsmaßnahmen** erforderlich werden können, um die Effizienz eines Verfahrens zu verbessern bzw. zu erhalten. Dies ist besonders nach der Anfangsphase - meist verbunden mit besonders hohen Schadstoffausträgen - der Fall. Ein starres Konzept ist daher vor allem im Hinblick auf die spätere Abrechnung angebotener bzw. durchgeführter Leistungen wenig zweckmäßig.

Zu erwartende Anpassungsmaßnahmen in gerätetechnischer Hinsicht oder hinsichtlich der Durchsatzleistung sollten - soweit möglich - von vornherein bei der Ausführungsplanung berücksichtigt werden.

8.5.4.1 Hydraulische Sanierungsanlagen

Die Planung des technischen Sanierungskonzeptes erfolgt auf der Grundlage der Standortbeschreibung und -analyse sowie ggf. des durchgeführten in-situ Sanierungsversuchs. Als **moderne Planungshilfe** können dabei u. a. Modellrechnungen, insbesondere **Grundwasserfließ- und Stofftransportmodelle** herangezogen werden.

Ein wesentlicher Bestandteil bei der Planung von hydraulischen Sanierungsanlagen ist neben der Darstellung der geologisch-hydrogeologischen und schadstoffspezifischen Standortbedingungen die Abstimmung und Anpassung der technischen Ausführung z. B. von Entnahmebrunnen an die beim Brunnenbau angetroffenen Untergrundverhältnisse. Die Effizienz eines Sanierungsverfahrens hängt in starkem Maße von der fachgerechten technischen Ausführungen der Sanierungsanlagen ab. Daraus leitet sich die Notwendigkeit ab, die geologisch-hydrogeologischen Rahmenbedingungen und die technische Ausführung von Grundwasserentnahmebrunnen wie z. B. Lage, verfilterter Bereich, Filterlänge, Brunnenausbau, sowie die Bauart, Dimensionierung, Anzahl und notwendige Infrastruktur für die Entnahmeanlagen genau zu planen.

Als **Zielvorgaben für die Planung** können z. B. folgende Kriterien gelten:

- Flexibilität, Anpassungsfähigkeit an den Sanierungsverlauf
- Maximale Austragskonzentration
- Möglichst geringe Sanierungsdauer
- Minimale Kosten (Betriebs-, Investitionskosten)

- Optimale Anzahl und Anordnung von Brunnen.

Entsprechend der Wertigkeit und Kombination der Einzelkriterien sind die Sanierungsanlagen und ihr Betrieb zu optimieren. So gibt es z. B. einen optimalen Bereich der Förderrate, bei der ein Optimum hinsichtlich der Reichweite und des Schadstoffaustrags bei einem bestimmten Energieeinsatz erzielt werden kann. Bei einer weiteren Steigerung der Förderleistung würden die Betriebskosten unverhältnismäßig anwachsen, ohne daß eine wesentliche Steigerung der Sanierungsleistung zu verzeichnen wäre.

8.5.4.2 Pneumatische Sanierungsanlagen

Die Planung von pneumatischen Sanierungsanlagen erfolgt auf der Grundlage der Standortbeschreibung und -analyse sowie gegebenenfalls des in-situ Sanierungsversuchs. Als **moderne Planungshilfe** können auch hier Modellrechnungen eingesetzt werden. Es ist jedoch zu beachten, daß **Bodenluftmodelle** nicht in gleichem Maße wie Grundwasserfließ- und Stofftransportmodelle entwickelt und erprobt sind.

Bei pneumatischen Sanierungsverfahren sind neben der räumlichen Verteilung der Schadstoffe und der Gasdurchlässigkeit im Untergrund ganz besonders die Gaseintrittswege in den Boden, wie z. B. Art, Dichtigkeit, Ausdehnung von Oberflächenversiegelungen sowie Beeinflussung der Gaswegsamkeiten im Untergrund durch z. B. Fundamente oder Kellerbauten zu beachten.

Pneumatische Sanierungsmaßnahmen benötigen als Einrichtung zur Entnahme der Bodenluft Absaugbrunnen, die in Analogie zu den Grundwasserentnahmebrunnen zu planen sind.

Die Absauganlagen sind entsprechend den Gasdurchlässigkeiten des Untergrundes und der Sanierungsstrategie in ihrer Anzahl, Bauart und Dimensionierung nach ähnlichen Optimierungsgesichtspunkten zu planen wie unter 8.5.1.1 erläutert.

Bei der Planung von Meß- und Kontrolleinrichtungen hat es sich in der Praxis erwiesen, daß neben der Registrierung des Unterdrucks und des Volumenstroms sowie der Bestimmung der Temperatur und Feuchte in der Bodenluft insbesondere Vorkehrungen zum Verhindern eines Wassereintritts in Absaug- und die Abluftreinigungsanlagen zu treffen. Es ist zu prüfen, ob in die Gaspegel und -brunnen eine Entnahmemöglichkeit für Stauwasser einzubauen ist.

Als Begleitmaßnahmen bei Bodenluftabsaugungen sind Messungen insbesondere der Lärmbelastung und Schadstoffemissionen zu berücksichtigen.

8.5.4.3 Sekundärtechniken

Die Planung der erforderlichen Sekundärtechniken richtet sich in erster Linie nach den im Abwasser bzw. in der Abluft enthaltenen Schadstoffen. Eine erste Vorauswahl der zur Verfügung stehenden Techniken sollte anhand von Kapitel 6 und 7 möglich sein.

Auslegung und Dimensionierung einer Abwasser- bzw. Abluftbehandlungsanlage sind abhängig von den anfallenden Schadstoffkonzentrationen, dem Durchsatz und den erforderlichen Reinigungsleistungen.

Es ist zu beachten, daß die Schadstoffkonzentrationen mit fortschreitender Sanierungsdauer gegenüber der Anfangsphase deutlich abnehmen können, so daß eine Anlagenanpassung zweckmäßig und wirtschaftlich sein kann.

Die Anforderungen an die Abwasserreinigungsleistung sind je nach Abwasserentsorgungskonzept extrem unterschiedlich. Die schärfsten Anforderungen bestehen im Falle einer geplanten Infiltration zurück in das Grundwasser, die geringsten Anforderungen im Falle einer Einleitung in die Kanalisation.

Insbesondere bei hohen geforderten Reinigungsleistungen der Abwasserbehandlung spielen **Voruntersuchungen im Labor** eine wichtige Rolle (vgl. Kapitel 6). Grundsätzlich wird eine Abwasserbehandlungsanlage um so aufwendiger, je komplexer und höher die Schadstoffbelastung des Abwassers bzw. je niedriger das Reinigungsziel ist.

Da die Planung von Abwasser- bzw. von Abluftbehandlungsanlagen ein hohes Maß an Fachkunde voraussetzt bzw. Tests im Labormaßstab erfordert, empfiehlt es sich, den Entwurf bzw. die Detailplanung der Sekundärtechnik dem Wettbewerb bzw. der eingeschalteten Fachfirma zu überlassen, um zu einer funktionsgerechten Lösung zu kommen.

Sofern eine Infiltration in das Grundwasser nicht aus wasserwirtschaftlichen Gründen zwingend vorgeschrieben ist, sollten für das Abwasser parallel ggf. mehrere Entsorgungskonzepte, z. B. auch die Einleitung in Gewässer oder in die Kanalisation, verbunden mit jeweils anderen Einleitergrenzwerten durchgeplant werden. Anhand der entsprechenden Kostenberechnungen läßt sich die wirtschaftlichste Lösung ermitteln.

8.5.4.4 Meßtechnische Überwachung

Die **meßtechnische Überwachung** umfaßt folgende Bereiche:

- Qualitätskontrolle bezüglich Probenentnahme, Meßgerätefunktion, chemische Analytik
- Anlagenkontrolle hinsichtlich Funktion und Einhaltung festgelegter Einleiter- bzw. Emissionsgrenzwerte
- Effektivitätskontrolle hinsichtlich des Sanierungserfolges.

Die meßtechnische Überwachung ist so zu konzipieren, daß sie **Aussagen** ermöglicht zu:

- Schadstoffbilanz
- Sanierungserfolg
- Abwasser-, Abluftreinigung.

Das jeweilige Meßprogramm muß im einzelnen einen Beprobungsplan für die Absaugbrunnen, die Überwachungspegel und die Abluftreinigung mit Angaben des Beprobungsintervalls und der jeweils durchzuführenden Analysen enthalten.

Sollte es sich im Ergebnis des in-situ Sanierungsversuchs gezeigt haben, daß es möglich ist, den Sanierungsverlauf durch **Summenparameter bzw. Leitparameter** zu verfolgen, ist dies stets einer Sanierungsbegleitung durch komplette chemische Analysen vorzuziehen. Ein vollständiges chemisches Analysenprogramm ist bei der sogenannten Null-Messung (vor Beginn der Sanierungsmaßnahme) und als Endmessung vorzusehen. Im Verlauf der Sanierungsmaß-

nahme ist anhand der Summenparameter bzw. Leitparameter eine stichprobenartige Auswahl der für eine chemische Gesamtanalyse notwendigen Proben zu treffen.

Bei hydraulischen Sanierungen sind für die Effektivitätskontrolle neben den konventionellen Parametern wie Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und anderen Summenparameter auch der Einsatz von **Spezialmethoden** zu prüfen. So können **isotopen-hydrologische Analysen** z. B. auch zur Effektivitätskontrolle von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen herangezogen werden. Sie ermöglichen Aussagen zu Herkunft, Fließzeit und Alterszusammensetzung des Grundwassers. Diese Spezialuntersuchungen sind jedoch in jedem Falle nur von dafür qualifizierten Fachleuten durchzuführen und zu bewerten.

Für die meßtechnische Überwachung von Bodenluftabsaugungen z. B. bei Sanierungsfällen mit leichtflüchtigen Schadstoffen haben sich **PID- bzw. FID-Feldmessungen** (Summenmeßwerte für LCKW, BTX und KW) bewährt. Eine chemische Gesamtanalyse sollte als Null-Messung (vor Betrieb der Sanierungseinrichtungen), als End-Messung (zur Beweissicherung) sowie während der Sanierungsmaßnahme an ausgewählten Stichproben durchgeführt werden. Dieses Vorgehen ermöglicht eine Minimierung der Kosten für das meßtechnische Überwachungsprogramm.

Ein wichtiger Bestandteil der Effektivitätskontrolle ist die Messung **unabhängiger Kontrollparameter**. In der Praxis werden hierzu die Feldparameter O₂, CH₄, CO₂, Temperatur und Feuchte empfohlen. Diese Kontrollparameter weisen jedoch in vielen Fällen nicht die notwendige Aussageschärfe auf, und sind häufig für eine Quantifizierung der Sanierungseffektivität ungeeignet. Als unter Umständen besser geeigneter Parameter für die Effektivitätskontrolle hat sich in jüngster Zeit in der Praxis das bodenbürtige Edelgas Radon-222 als Indikator für die Herkunft von Bodenluft und die Zumischung von Außenluft erwiesen (DÖRR et al., 1993).

8.5.4.5 Arbeitsschutzmaßnahmen

Für den Arbeitsschutz im Zusammenhang mit Sanierungen von Altlasten oder Umweltschadensfällen sind die **Richtlinien für Arbeiten in kontaminierten Bereichen** (BAU-BERUFGENOSSENSCHAFT, 1992) ein wichtiger Ratgeber.

Besondere Arbeitsschutzmaßnahmen sind grundsätzlich dort vorzusehen, wo ein Kontakt des Arbeitspersonals mit Schadstoffen in gesundheitsschädlichen Konzentrationen möglich bzw. nicht auszuschließen ist. Die Schadstoffe können je nachdem im Wasser (z. B. im Abwasser), im Boden (z. B. im Bohrgut) oder als Ausgasungen (z. B. in der Bodenluft) während der Sanierungsarbeiten auftreten. Die Arbeitsschutzmaßnahmen sind auf die Schadstoffart und das Transportmedium auszurichten.

Bei der Erstellung von **Arbeitsschutzkonzepten** bietet sich folgende Gliederung an:

- Arbeitsmedizinische Vorsorgeuntersuchungen des gesamten Arbeitspersonals (Umfang abhängig von den zu erwartenden Schadstoffen)
- Technische und hygienische Schutzmaßnahmen (z. B. Bewetterung, Schwarz-Weiß-Anlage)

- Hinweisende und organisatorische Schutzmaßnahmen (z. B. Betriebsanweisung, Sicherheitskoordinator)
- Personenschutz ggf. für Fahrzeugpersonal und übriges Arbeitspersonal (z. B. Kabinenschutzbelüftung, Schutzkleidung, Atemschutzgerät) insbesondere bei Grab- und Bohrarbeiten.

Im Hinblick auf die reibungslose behördliche Genehmigung und eine lückenlose Ausschreibung der Sanierungsmaßnahme ist eine frühzeitige Abstimmung des Arbeitsschutzkonzeptes mit der zuständigen Fachbehörde (Gewerbeaufsichtsamt) und der Berufsgenossenschaft (Bau- oder Tiefbauberufsgenossenschaft) empfehlenswert.

8.5.5 Ausschreibung und Vergabe

Die **Ausschreibung und Vergabe** von Bauleistungen wird im Detail durch die **Verdingungsordnung für Bauleistungen** (VOB, 1992) geregelt. Sanierungsmaßnahmen im Zuge von Altlasten-/Umweltsanierungen sind als Bauarbeiten an einem Grundstück zu betrachten, insofern als dort eine z. T. unterirdische und z. T. oberirdische "bauliche Anlage", die Sanierungsanlage, hergestellt wird.

In den folgenden Kapiteln sollen zunächst einige grundlegende Inhalte der VOB im Hinblick auf die Ausschreibung und Vergabe von Sanierungsleistungen wiedergegeben und kommentiert werden; abschließend wird speziell auf die Leistungsbeschreibung hydraulischer und pneumatischer in-situ Sanierungsverfahren eingegangen. Formelle Regelungen (Stichworte: bundesweite/EG-weite Ausschreibung, Angebots-/Zuschlagsfristen, Submission) werden nicht vertieft.

Die öffentlichen Auftraggeber sind durch haushaltsrechtliche Vorschriften zur Anwendung der VOB verpflichtet; über den öffentlichen Bereich hinaus kann die VOB jedoch auch privaten Auftraggebern als Grundlage für die Vergabe und rechtliche Ausgestaltung der Bauverträge dienen.

8.5.5.1 Arten der Vergabe

Grundsätzlich sollen Bauleistungen an fachkundige, leistungsfähige und zuverlässige Unternehmer vergeben und der Wettbewerb angestrebt werden. Nach der VOB/A sind drei Arten der Vergabe zu unterscheiden:

- öffentliche Ausschreibung
- beschränkte Ausschreibung
- freihändige Vergabe.

Öffentliche Ausschreibung

Bei der öffentlichen Ausschreibung werden Bauleistungen in einem förmlichen Verfahren nach öffentlicher Aufforderung einer unbeschränkten Zahl von Unternehmern zur Einreichung von Angeboten (z. B. in Tageszeitungen, amtlichen Veröffentlichungsblättern oder Fachzeitschriften) vergeben. Dadurch findet ein völlig freier Wettbewerb statt.

Die öffentliche Ausschreibung soll vorrangig vor der beschränkten Ausschreibung und der freihändigen Vergabe stattfinden, wenn nicht die Eigenart der Leistung oder besondere Umstände (z. B. spezielle technische Anforderungen eines schwierigen Bauvorhabens) eine Abweichung rechtfertigen. Genau dies ist jedoch bei Sanierungsleistungen der Fall (vgl. unten).

Beschränkte Ausschreibung

Bei der beschränkten Ausschreibung werden Bauleistungen in einem förmlichen Verfahren nach Aufforderung einer beschränkten Zahl von Unternehmern zur Einreichung von Angeboten vergeben. Ist der in Betracht kommende Bewerberkreis dem Auftraggeber nur unzulänglich bekannt, kann ein öffentlicher Teilnahmewettbewerb vorgeschaltet werden.

Bei der beschränkten Ausschreibung sollen im allgemeinen nur 3 bis 8 als geeignet erachtete Unternehmer zur Angebotsabgabe aufgefordert werden; bei der beschränkten Ausschreibung mit vorgeschaltetem öffentlichen Teilnahmewettbewerb kann auch die Auswahl einer größeren Anzahl von Bewerbern sinnvoll sein.

Ein freier Wettbewerb findet bei der beschränkten Ausschreibung nur innerhalb des ausgewählten Bewerberkreises statt.

Eine beschränkte Ausschreibung (gegebenenfalls mit vorgeschaltetem öffentlichen Teilnahmewettbewerb) soll unter anderem dann stattfinden, wenn die Leistung nach ihrer Eigenart nur von einem beschränktem Kreis von Unternehmern in geeigneter Weise ausgeführt werden kann oder eine öffentliche Ausschreibung aus anderen Gründen (z. B. Dringlichkeit der Maßnahme) unzweckmäßig ist. Ausgehend von den Ergebnissen der Sanierungsvorplanung wird man sich im Zuge der Sanierungsentscheidung auf eine nur sehr begrenzte Anzahl geeigneter Sanierungsverfahren festlegen. Dementsprechend beschränkt ist auch die Anzahl der Verfahrensanbieter, so daß insofern die Voraussetzungen für eine beschränkte Ausschreibung gegeben sind. Je nach Umfang der im Zuge der Sanierungsvorplanung durchgeführten Firmenanfragen bzw. Reaktionen ist die Notwendigkeit eines vorgeschalteten öffentlichen Teilnahmewettbewerbs zu beurteilen.

Freihändige Vergabe

Bei einer freihändigen Vergabe werden Bauleistungen ohne förmliches Verfahren an ein Unternehmen vergeben. Somit findet kein Wettbewerb statt.

Eine freihändige Vergabe soll nur dann stattfinden, wenn eine öffentliche oder beschränkte Ausschreibung unzweckmäßig ist. Dies ist unter anderem dann der Fall, wenn aufgrund der Eigenart der Leistung oder besonderer Umstände nur ein bestimmter Unternehmer in Betracht kommt, sich die Leistung nach Art und Umfang vor der Vergabe nicht eindeutig und erschöpfend beschreiben läßt oder die Leistung besonders dringlich ist.

Aus den beiden letztgenannten Gründen kann bei hydraulischen und pneumatischen in-situ Sanierungsmaßnahmen unter Umständen eine freihändige Vergabe ("freihändige" Vorgehensweise) vertreten werden. Dadurch daß kein Wettbewerb stattfindet, liegt das Risiko insbesondere darin, daß nicht geprüft werden kann, ob das wirtschaftlichste Sanierungsverfahren zur Ausführung gelangt.

8.5.5.2 Leistungsbeschreibung

Nach der VOB/A werden zwei Formen der **Leistungsbeschreibung** unterschieden:

- Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis
- Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm.

Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis

Bei der Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis wird nach einer allgemeinen Beschreibung der Aufgabe ein detailliertes Leistungsverzeichnis im Sinne einer Liste der einzelnen zu erbringenden Leistungspositionen erstellt. Unterschieden werden dabei:

- Grundpositionen
- Wahlpositionen (Alternativpositionen)
- Bedarfspositionen (Eventualpositionen)
- Zuschlagpositionen (z. B. Zulage für besondere Erschwernisse).

Ein Leistungsverzeichnis wird im allgemeinen so abgefaßt, daß spaltenweise die Positionsnummer, die Beschreibung der Teilleistung, die Menge, der Einzelpreis und der Gesamtpreis genannt werden. Die Teilleistungen sind dabei exakt durch den Auftraggeber z. B. in Form einzuhaltender Maße, zulässige Abweichungen oder technischer oder physikalischer Forderungen zu beschreiben. Außerdem werden vom Auftraggeber die anhand genauer Berechnungen ermittelten Mengen im Leistungsverzeichnis vorgegeben. Der Bieter ist aufgefordert, die Einheitspreise einzusetzen und die Gesamtpreise zu ermitteln.

Die Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis erlaubt im Falle einer Ausschreibung einen **exakten Leistungs- und Preisvergleich** der Bieter und bietet hinsichtlich der Ausführung und Abrechnung eine **gute Kontrollierbarkeit**.

Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm

Bei der Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm wird vom Auftraggeber **kein detailliertes Leistungsverzeichnis** aufgestellt, sondern lediglich der Zweck der Bauleistung und insbesondere die technischen und funktionellen Anforderungen angegeben. Der Bieter erhält damit alle für eine Entwurfsbearbeitung des Angebots erforderlichen Rahmendaten; gegebenenfalls kann vom Auftraggeber ein Musterleistungsverzeichnis ohne Mengenangaben beigelegt werden. Bei der Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm wird vom Bieter im Zuge der Angebotserstellung der Entwurf der Bauleistung inkl. Erläuterung, Gliederung und die Beschreibung der Leistung in Form von Mengen- und Preisangaben verlangt. Damit wird der **Entwurf der Bauleistung** als Planungsleistung bereits **dem Wettbewerb unterstellt**, um insbesondere die technisch und wirtschaftlich beste sowie funktionsgerechteste Lösung der Bauaufgabe zu ermitteln (**Ideenwettbewerb**). Zweckmäßig ist die Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm beispielsweise dann, wenn es wegen der Verschiedenartigkeit von Systemen oder der Erfordernis spezifischer Fachkenntnisse den Bietern freigestellt werden soll, wie sie die Gesamtleistung aufgliedern und anbieten, um zu einem optimalen Ergebnis zu kommen.

Eine Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm hat den Nachteil, daß zwangsläufig ganz **unterschiedliche Lösungen** über die Ausführungen der Bauleistung von den Bietern entwickelt werden und es daher kaum möglich sein wird, die unterschiedlichen Angebote im Detail hinsichtlich der angebotenen Leistungen zu vergleichen.

In der VOB/C werden, gegliedert nach verschiedenen Bereichen, **Hinweise für das Aufstellen der Leistungsbeschreibung** gegeben (z. B. DIN 18 299 "Allgemeine Regelungen für Bauarbeiten jeder Art", DIN 18 302 "Brunnenbauarbeiten", DIN 18 305 "Wasserhaltungsarbeiten").

Weiterhin werden **Hinweise zu Nebenleistungen und besonderen Leistungen** gegeben. Nebenleistungen sind Leistungen, die auch ohne Erwähnung in der Leistungsbeschreibung zur vertraglichen Leistung gehören. Als Nebenleistungen gelten beispielsweise Messungen für das Ausführen und Abrechnen der Arbeit (ausgenommen Absteckung der Hauptachsen und Schaffung von Höhenfestpunkten). Besondere Leistungen sind Leistungen, die keine Nebenleistungen sind und nur dann zur vertraglichen Leistung gehören, wenn sie in der Leistungsbeschreibung besonders erwähnt sind. Als besondere Leistungen sind z. B. die Entsorgung von schadstoffbelastetem Bohrgut, sofern es sich um Sonderabfall handelt oder besondere Maßnahmen zum Schutz benachbarter Grundstücke zu nennen.

Bei umfangreichen Bauleistungen ist eine **Unterteilung der Leistung** in sogenannte **Teillose** möglich; eine entsprechende Absicht muß jedoch bei einer Ausschreibung bekannt gemacht werden. Teillose können aus einer räumlichen oder fachlichen (Fachlose) Aufteilung der Bauleistung resultieren. Bei einer Aufteilung in Teillose schreibt die VOB eine **Einzelvergabe als Regelfall** vor. Vorteilhaft ist hierbei, daß der Auftraggeber die Vergabe an alle Teilunternehmer selbst in der Hand hat und deren Leistungsfähigkeit, Fachkunde und Zuverlässigkeit selbst beurteilen kann. Nachteilig ist der **erhöhte Verwaltungsaufwand** und daß die **Koordination** der Teilunternehmer, um einen reibungslosen Bauablauf zu gewährleisten, **beim Auftraggeber** liegt. Wird die Bauleistung mangelhaft erbracht, besteht für den Auftraggeber zunächst ein Klärungsbedarf dahingehend, an welche(n) Teilunternehmer Gewährleistungsansprüche zu stellen sind.

Nach der VOB soll es der Ausnahmefall sein, daß alle Fachlose zusammengefaßt und an einen **Generalunternehmer** vergeben werden. Voraussetzung ist, daß der Generalunternehmer wesentliche Teile der Bauleistung selbst erbringt (mindestens 1/3); die restlichen Leistungen können vom Generalunternehmer an Nachunternehmer vergeben werden. Für den Auftraggeber nachteilig ist hierbei, daß er vergleichsweise wenig Einfluß auf die einzuschaltenden Nachunternehmer hat. Von Vorteil für den Auftraggeber ist, daß ein **Großteil des Verwaltungsaufwandes** und die **Koordinierungsaufgaben** an den **Generalunternehmer** abgegeben werden. Gewährleistungsansprüche des Auftraggebers sind ausschließlich an den Generalunternehmer zu stellen, der auch für die Leistungen der Nachunternehmer gegenüber dem Auftraggeber haftbar ist.

Sofern das Sanierungskonzept eines Standortes aus mehreren Teilmaßnahmen besteht, ist die Vergabe der Gesamtanierung an einen Generalunternehmer empfehlenswert. Die Gesamtkoordinierung liegt damit in einer Hand. Hinsichtlich der Sanierungsdurchführung und der Erreichung der Sanierungsziele gibt es **keine Schnittstellenproblematik**; die Verantwortlichkeit gegenüber dem Auftraggeber liegt vollständig beim Generalunternehmer.

Die Vergabe von Sanierungsleistungen zusammen mit konventionellen Bauleistungen an einen Generalunternehmer, also die Verquickung einer in-situ Sanierung mit beispielsweise einer Hochbaumaßnahme, ist möglichst zu vermeiden. Aufgrund der fachtechnischen Verschiedenheit der Leistungen kann der Generalunternehmer unter Umständen gezwungen sein, für einen wesentlichen Leistungsteil, z. B. für die Sanierung einen Subunternehmer heranzuziehen. Gerade für den Sanierungsteil ist jedoch die Fachkunde des gesamtverantwortlichen Generalunternehmers unverzichtbar.

Auch bei der Prüfung und Wertung von Angeboten ergeben sich bei der Verbindung von Sanierungsleistungen mit konventionellen Bauleistungen Probleme.

8.5.5.3 Leistungsbeschreibung und Vergabe von hydraulischen und pneumatischen in-situ Sanierungsverfahren

Eine **Grundforderung** bezüglich der Leistungsbeschreibung liegt **nach der VOB** - insbesondere wenn ein Wettbewerb beabsichtigt ist - darin, daß die Leistung eindeutig und so erschöpfend zu beschreiben und so zu verstehen ist, daß alle Bieter sicher und vom Ansatz vergleichbar kalkulieren können. Nur dann ist ein echter Preisvergleich möglich.

Ein **weiterer VOB-Grundsatz** ist, daß dem Auftragnehmer kein ungewöhnliches Wagnis für Umstände und Ereignisse aufgebürdet werden darf, auf die er keinen Einfluß hat und deren Einwirkung auf die Preise und Fristen er nicht im voraus abschätzen kann. Durch das sogenannte "Baugrundrisiko" begründete Mehrkosten führen daher stets zu Nachforderungen, die der Auftraggeber zu tragen hat.

Die vorgenannten Anforderungen werden bei der Leistungsbeschreibung von hydraulischen und pneumatischen in-situ Sanierungsverfahren praktisch nur durch eine Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis erfüllt. Die Erstellung eines Leistungsverzeichnisses erfordert eine intensive Sanierungsvor- und hauptplanung und möglichst die Durchführung eines in-situ Sanierungsversuchs sowie die Durchführung der für die Konzeption der Sekundärtechnik erforderlichen Laborvoruntersuchungen.

Durch die Aufnahme entsprechender Wahl- und Bedarfspositionen in das Leistungsverzeichnis lassen sich zu erwartende Anpassungsmaßnahmen beim Preisvergleich berücksichtigen bzw. später problemlos abrechnen. Bei der Aufstellung eines **Leistungsverzeichnisses** ist eine **gute Gliederung** zweckmäßig, die beispielsweise wie folgt aussehen könnte:

Titel 1	Baustelleneinrichtung und Räumen
Titel 2	Herstellen von Grundwasserentnahmebrunnen und Grundwassermeßstellen
Titel 3	Herstellen von Bodenluftabsaugbrunnen und Bodenluftmeßstellen
Titel 4	Grundwasserentnahme-/Sanierungsanlage und Abwasseraufbereitung installieren und vorhalten
Titel 5	Bodenluftabsauganlage und Abluftbehandlung installieren und vorhalten
Titel 6	Arbeitsschutzmaßnahmen
Titel 7	Inbetriebnahme und Optimierung
Titel 8	Wartung und Entsorgung
Titel 9	Meßtechnische Überwachung
Titel 10	Dokumentation
Titel 11	Regiearbeiten (z. B. Einholen erforderlicher Genehmigungen)
Titel 12	Stundenlohnarbeiten.

Die **Leistungsbeschreibung** von hydraulischen und pneumatischen in-situ Sanierungsverfahren in Form eines Leistungsverzeichnisses ist zwar aufwendig, andererseits jedoch **mit folgenden Vorteilen verknüpft**:

- gute Voraussetzung für einen Wettbewerb
- problemlose Prüfung und Wertung von Angeboten
- geringe Risiken für Auftragnehmer und Auftraggeber, eine solide Vorplanung vorausgesetzt
- gute Vertrags- bzw. Abrechnungsgrundlage.

Nachteilig ist der **erhöhte Zeit- und Kostenaufwand in den Planungsphasen**. Dieser ist jedoch im Vergleich zu Zeitverzögerungen und erhöhtem Kostenaufwand bei laufenden nicht effizienten Sanierungsmaßnahmen in vielen Fällen vernachlässigbar.

Die Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm erfordert eine ausführliche Beschreibung des Standortes auf der Basis der Grundlagenermittlung und eine exakte Beschreibung der Sanierungsaufgabe bzw. -ziele.

Bezogen auf eine gesamte Maßnahme ist eine einheitliche Festlegung der Leistungsbeschreibung in Form eines Leistungsverzeichnisses oder eines Leistungsprogramms nicht immer gegeben bzw. auch nicht zweckmäßig.

Während z. B. die Herstellung von Grundwasserentnahme- oder Bodenluftabsaugbrunnen mit genauen Anlagenmaßen bis hin zur Materialauswahl gut und vollständig durch ein detaillier-

tes Leistungsverzeichnis zu erfassen bzw. vorzugeben sind, läßt sich die erforderliche Aufbereitungstechnik für Abwasser bzw. für Abluft besser funktional durch ein Leistungsprogramm beschreiben.

Die Gewährleistung für die Funktionsfähigkeit z. B. einer Wasseraufbereitung zur Infiltration in das Grundwasser, verbunden mit entsprechend hohen Anforderungen an die Reinigungsleistung, wird dadurch auf den Bieter übertragen.

Vom Bieter ist ein Angebot zu verlangen, das den Entwurf der Sanierungsleistung nebst Erläuterung und eine eingehende und zweckmäßig gegliederte Beschreibung der Leistung, ggf. mit Mengen und Preisangaben für Teilleistungen, enthält. Daneben ist die Sanierungsdurchführung und Effektivitätskontrolle darzustellen.

Mit einer Leistungsbeschreibung in Form eines **Leistungsprogramms** läßt sich ebenfalls eine Ausschreibung durchführen. Diese ist jedoch mehr als Ideenwettbewerb, weniger als Preiswettbewerb aufzufassen. Zwar läßt sich eine Bieterreihenfolge der Angebotssummen aufstellen, die **Angebote** sind jedoch aufgrund der unterschiedlichen angebotenen Leistungen technisch **häufig nicht vergleichbar**.

8.5.5.4 Prüfung und Wertung von Angeboten

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich auf den Fall, daß die Sanierungsleistung ausgeschrieben wurde. Die Prüfung von Angeboten beinhaltet zunächst die **Überprüfung der Vollständigkeit** der Angebotsunterlagen, im einzelnen die Vollständigkeit der geforderten Nachweise bzgl. Eignung (Fachkunde, Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit) der Firmen und vollständige Ausfüllung der Angebotsblankette.

Vollständige Angebote werden zunächst nachgerechnet und ggf. berichtigt. Anhand der **nachgerechneten Angebotssummen** wird eine Bieterreihenfolge aufgestellt.

Die **weitere Kostenanalyse** umfaßt die **Auswirkungen von Wahlpositionen, Bedarfspositionen** und ggf. von **Sondervorschlägen** auf die Bieterreihenfolge. Bei hydraulisch-pneumatischen in-situ Sanierungsverfahren sollten auch besonders unterschiedlich lange Sanierungszeiträume hinsichtlich der Auswirkung der Betriebskosten untersucht werden.

Nach der rechnerischen Prüfung und weiteren Kostenanalyse der Angebote folgt die technische Wertung. Im Rahmen der **technischen Wertung** wird die Eignung der Firma und des angebotenen Verfahrens anhand der eingereichten Unterlagen beurteilt.

In die engere Wahl kommen nur solche Angebote, die eine einwandfreie Ausführung einschließlich Gewährleistung erwarten lassen. Unter diesen Angeboten soll der **Zuschlag auf das** Angebot erteilt werden, das unter Berücksichtigung aller technischen, wirtschaftlichen und funktionsbedingten Gesichtspunkte als das annehmbarste Angebot erscheint. Der **niedrigste Angebotspreis** allein ist **nicht entscheidend**.

8.6 Sanierungsdurchführung

Die Durchführung einer Sanierungsmaßnahme ist stets durch ein erfahrenes Ingenieurbüro fachtechnisch zu überwachen. Das Ziel der fachtechnischen Überwachung ist die planmäßige Durchführung der Maßnahme verbunden mit dem Schutz der betroffenen Bevölkerung, der auf dem Gelände tätigen Personen und der Umwelt. Die **Aufgaben einer fachtechnischen Überwachung** sind:

- Verfolgen des Sanierungsverlaufs, ggf. Modifikationen zur Optimierung der Sanierungseffektivität
- Dokumentation; Führung eines "Sanierungstagebuches"
- Überwachung der Erfüllung behördlicher Auflagen
- Überwachung des Immissions-, Lärm- und Arbeitsschutzes
- Organisation und Abwicklung von Koordinationsgesprächen z. B. mit den Fachbehörden
- Anfertigen eines Abschlußberichtes nach Beendigung der Sanierungsmaßnahme.

8.6.1 Hydraulische Verfahren

Bei der Anwendung von hydraulischen Verfahren hat sich in der Praxis gezeigt, daß es insbesondere notwendig ist, die Funktion und Wirkungsweise von Grundwasserentnahmebrunnen und Entnahmeanlagen zu überwachen. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn z. B. durch Austausch mit der Außenluft (in-situ Stripverfahren, GZB) **physikalische und chemische Veränderungen im Grundwasser** zu erwarten sind; im einzelnen können folgende **Effekte** auftreten:

- Verockerung der Entnahmebrunnen
- Reduktion der entnehmbaren Wassermenge
- Verschlammung bzw. Versandung der Entnahmebrunnen
- Versagen der Wasserpumpen.

Weiterhin ist zu beachten, daß es zu saisonal bedingten Schwankungen des Grundwasserspiegels, zu verstärktem Oberflächenabfluß und damit zu einer zeitweise veränderten Randbedingung für die Sanierungsmaßnahme kommen kann.

Hinsichtlich der Umweltemissionen ist bei hydraulischen Sanierungen insbesondere der Abstoß des Abwassers zu überprüfen.

8.6.2 Pneumatische Verfahren

Bei der fachtechnischen Überwachung von pneumatischen Verfahren wie z. B. der Bodenluftabsaugung sind neben der planmäßigen Funktion der Absauganlagen insbesondere **saisonale und witterungsabhängige Einflüsse** auf die Wirkung der Sanierungsmaßnahme zu beachten. Insbesondere sind hierbei zu nennen:

- Grundwasserspiegelschwankungen im verfilterten Bereich der Absaugbrunnen

- Auftreten von Schicht- bzw. Stauwasser in den Absaugbrunnen und Überwachungspegeln
- Veränderte Gasdurchlässigkeiten in Abhängigkeit vor allem von Niederschlagsmengen.

Die Funktionsfähigkeit der Abluftreinigung ist zur Vermeidung von Emissionen in die Umgebungsluft stets sorgfältig zu überwachen. Anfallendes Kondenswasser sowie Stauwasser muß gesammelt und fachgerecht entsorgt werden.

8.6.3 Verfahrenskombinationen

Bei der Anwendung von **Verfahrenskombinationen** sind zusätzlich zu den unter 8.6.1 und 8.6.2 genannten Aspekten besonders die **gegenseitige Beeinflussung** unterschiedlicher Verfahren zu berücksichtigen. Es ist darauf zu achten, daß der Betrieb der Anlagen auch bei **geänderten Randbedingungen**, z. B. Grundwasserspiegelschwankungen bei kombinierten hydraulischen und pneumatischen Verfahren, eine Sanierung ermöglicht. Ggf. sind die Betriebsparameter wie Grundwasserförderleistung, Bodenluftstrom an z. B. jahreszeitlich wechselnde hydrogeologische Bedingungen im Untergrund anzupassen. Ebenso ist bei Verfahrenskombinationen die Möglichkeit eines sich **zeitlich ändernden Schadstoffspektrums**, z. B. aufgrund unterschiedlicher Wasserlöslichkeiten, Temperaturabhängigkeit der physikalisch-chemischen Stoffkonstanten, Metabolitenbildung bei geändertem chemischen Milieu, in Betracht zu ziehen.

8.6.4 Beweissicherung

Die **Beweissicherung** dient als Grundlage für den Abschluß einer Sanierungsmaßnahme und ist insofern der wesentlichste Aspekt einer Sanierung. In der Praxis hat sich gezeigt, daß der Beweissicherung um so größere Bedeutung zukommt, je sensibler der zu sanierende Standort in der Öffentlichkeit und bei den Fachbehörden eingeschätzt wird.

Wesentliche Inhalte für die Beweissicherung sind:

- Sanierungstagebuch mit Angabe von Betriebs- und Stillstandszeiten, einer Zusammenstellung der Kontrollmessungen und sonstiger Besonderheiten
- überschaubare verständliche Darstellung der gesamten Sanierungsmaßnahme
- Schadstoffbilanz und ggf. Ökobilanz, zur Darstellung des Sanierungserfolges.

9 Literaturverzeichnis

- AGR ABFALLENTSORGUNGSGESELLSCHAFT (1991):
Sonderabfallentsorgung. Der Leitfaden für die Praxis. UB Media Verlag, Dorfen
- ALBEN, K. T.; SHIRT, E.; KACZMARCZYK, J. (1988):
Temperatur dependence of trihalomethane adsorption on activated carbon: implications for systems with seasonal variations in temperature and concentration. - Environ. Sci. Technol., 22/4: 406-412; Washington
- ALBERTSEN, M. (1977):
Labor- und Felduntersuchungen zum Gasaustausch zwischen Grundwasser und Atmosphäre über natürlichen und verunreinigten Grundwässern. Dissertation Universität Kiel, Mathematisch-Naturwissenschaftlicher Fachbereich
- ALEXANDER, M. (1985):
Biodegradation of organic chemicals. - Environ. Sci. Technol., 18/2: 106-111; Washington
- ARENDT, F.; HINSEVELD, M.; VAN DEN BRINK, W. J. (Hrsg.) (1990):
Altlastensanierung '90. Dritter Internationaler KfK/TNO Kongreß über Altlastensanierung, 10. - 14. Dezember 1990, Karlsruhe. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London
- ARENDT, F.; ANNOKKEE, G.-J.; BOSMANN, R.; VAN DEN BRINK, W. J. (Hrsg.) (1993):
Altlastensanierung '93. Vierter Internationaler KfK/TNO Kongreß über Altlastensanierung, 3. - 7. Mai 1993, Berlin. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London
- ARENDT, F. et al. (1993):
Contaminated Soil '93. Fourth International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil, 3-7 May 1993, Berlin, Germany. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London
- ARNOLD, W. (Hrsg., 1993):
Flachbohrtechnik. - Dt. Verlag für Grundstoffindustrie; Leipzig, Stuttgart
- ATRI, F. R. (1985):
Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Gustav Fischer Verlag
- AXT, G. (1967):
Chemische Vorgänge bei der Flockung. Veröffentlichungen der Abteilung und des Lehrstuhls für Wasserchemie, Universität Karlsruhe, Heft 3 Flockung
- BAILEY, G. W.; ROTHBERG, I. T. (1968):
Adsorption of Organic Herbicides by Montmorillonite: Role of pH and Chemical Character of Adsorbate. - Soil. Sci. Soc. Amer. Proc., 32:222-234; Madison
- BAILEY, G. W.; WHITE, J. L. (1970):
Factors Influencing the Adsorption, Desorption and Movement of Pesticides in Soil. - Res. Rev., 32: 29-92; Berlin, Heidelberg, New York
- BALDAUF, G. (1982):
Ist die Aufbereitung PBSM-belasteter Grundwässer für die Trinkwassernutzung ein Weg zur Problemlösung? gwf-Wasser/Abwasser 133, Heft 4: 187-195

- BALDAUF, G. (1983):
Einige Versuchsergebnisse zur Stoffübertragung bei der Wasserbelüftung. Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Heft 21: 61-88
- BALDAUF, G. (1987):
Entfernung organischer Substanzen. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 206, S. 16-1 bis 16-32, ZfGW-Verlag GmbH, Bonn
- BAM BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND -PRÜFUNG (1992):
Permeationsverhalten von Kombinationsdichtungen bei Deponien und Altlasten gegenüber wassergefährdenden Stoffen. Bericht zum F&E-Vorhaben 102 03 412, Berlin
- BARCZEWSKI, B.; HAGER, E. (1992):
Erprobung und Optimierung eines In-Situ-Grundwasserreinigungssystems. IWS-Schriftenreihe, Bd. 15: 141-148., E. Schmidt Verlag, Berlin
- BARCZEWSKI, B.; KALERIS, V.; MARSCHALL, P. (1992):
Grundwassermeßtechnik und Bohrlochhydraulik. In: DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Hrsg. H. KOBUS, 1992): Schadstoffe im Grundwasser. Band 1: Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser. Forschungsbericht der DFG, Weinheim/Basel
- BARKER, J. F.; NICHOLSON, R. V. et al. (1993):
Subsurface assessment for contaminated sites. Handbook for the CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT
- BARKOWSKI, D., GÜNTHER, P., HINZ, E., RÖCHERT, R. (1991):
Altlasten. Handbuch zur Ermittlung und Abwehr von Gefahren durch kontaminierte Standorte. Schriftenreihe der Stiftung Ökologie und Landbau, 56, Alternative Konzepte, 3. Aufl., Verl. C.F. Müller, Karlsruhe
- BATTERMANN, G.; WERNER, P. (1984):
Beseitigung einer Untergrundkontamination mit Kohlenwasserstoffen durch mikrobiellen Abbau. gwf-Wasser/Abwasser (125) 8, 1984, S. 366-373
- BATTERMANN, G. (1986):
Einsatz numerischer Grundwasserströmungs- und Transportmodelle bei Untersuchungen zur Sanierung einer Verunreinigung mit leichtflüchtigen CKW. Landesamt für Wasser und Abfall, Nordrhein-Westfalen. Materialien Nr. 2/86: 105-126
- BATTERMANN, G. (1988):
Praktische Erfahrungen bei hydraulischen Sanierungsmaßnahmen. In: K. J. THOMÉ-KOZMIENSKY (Hrsg.), Altlasten 2, EF-Verlag, Berlin
- BATTERMANN, G.; FRIED, R.; MEIER-LÖHR, M. (1993):
In-situ-Sanierung eines kohlenwasserstoffverunreinigten Raffineriegeländes. Wasser + Boden, H. 2: 108-113
- BAU-BERUFGENOSSENSCHAFT (1992):
Richtlinien für Arbeiten in kontaminierten Bereichen
- BAUMGARTNER, A; LIEBSCHER, H. J. (1990):
Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. Bd.1 des von H. J. LIEBSCHER herausgegebenen Lehrbuches der Hydrologie, Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- BEAR J. (1979):
Hydraulics of Groundwater. Water Resources and Environmental Engineering. McGraw-Hill Inc., New York

- BEAR, J.; VERUIJT, A. (1987):
Modeling Groundwater Flow and Pollution. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht
- BEHRENS, D. (HRSG., 1989):
Stoffe in Altlasten: Ausgewählte Daten zu chemischen Elementen und Verbindungen. -
DECHEMA -Arbeitsgruppe Bewertung von kontaminierten Standorten, Eigenverlag Dechema;
Frankfurt
- BENECKE, P. (1990):
Versickerung und Bodenfeuchte. In: LIEBSCHER, H.-J. (Hrsg.): Lehrbuch der Hydrologie.
Band 1 Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. 373-402, Borntraeger, Ber-
lin/Stuttgart
- BENSON, R. C.; GLACCUM, R. A.; NOEL, M. R. (1982):
Geophysical techniques for sensing buried waste and waste migration. Environmental Protec-
tion Agency, Environmental monitoring systems laboratory, Las Vegas
- BEYER, W. (1964):
Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungs-
kurve. WWT 14: 165-168, Berlin
- BLUME, H-P.; BRÜMMER, G. (1987):
Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. - Mitt. dt.
bodenkd. Ges., 53: 11-117; Göttingen
- BIENERT, K.; KLAMT, A.; KROCKENBERGER, D.; NADER, F.; SEWEKOW, B., WITTLIN-
GER, R. (1993):
Zum Bioakkumulationspotential von Chlororganika. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (4)
228-234, Landsberg
- BIESKE, E. (1959):
Horizontalfilterbrunnen, ihre Herstellungsverfahren und Bauformen.- GWF **34**: 876-880
- BIESKE, E. (1992):
Bohrbrunnen. R. Oldenburg Verlag, München, Wien
- BMI - BUNDESMINISTER DES INNEREN (HRSG.)(1985):
Künstliche Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepu-
blik Deutschland. Bearbeitet vom BMI-Fachauschuß "Wasserversorgung und Uferfiltrat", Erich
Schmidt Verlag GmbH, Berlin
- BOCK, HÖTZL, NAHOLD (HRSG.)(1990):
Untergrundsanierung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. Schriftenreihe Ange-
wandte Geologie, 9, Verein zur Förderung der Angew. Geologie an der Universität Karlsruhe
- BÖGLI, A. (1978):
Karsthydrographie und physische Speläologie. Springer-Verlag, Berlin
- BOHLEBER, A. (1992):
Quantifizierung von Bodenwasserbewegungen unter kombiniertem Einsatz von Neutronen- und
Gamma-Gamma-Sonde. Schriftenreihe Angewandte Geologie, 18, Verein zur Förderung der
Angew. Geologie an der Universität Karlsruhe
- BÖHLER, U.; BRAUNS, J.; HÖTZL, H. (1989):
Bodenluftabsaugung und Drucklufteinblasung zur Sanierung von CKW-Schadensfällen: Systematische Untersuchungen zu einer Sanierungsmaßnahme im Lockergestein. Mitt. Abt. Erd-
dammbau und Deponiebau am Inst. für Bodenmechanik und Felsmechanik, Band 2, Universität
Karlsruhe

- BÖHLER, U., BRAUNS, J., HÖTZL, H.; NAHOLD, M. (1990):
Drucklufteinblasung und Bodenluftabsaugung als kombiniertes Verfahren zur Sanierung kontaminierter Grundwasser - Beobachtungen in Locker- und Felsgesteinen. In: ARENDT, F. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung'90, 3. Int. KfK-TNO-Kongress über Altlastensanierung, 10.-14.12. 1990, Karlsruhe, BRD, 2: 1157-1163, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, Boston, London
- BÖHNKE, B.; PÖPPINGHAUS, K. (1990):
Technologieregister zur Sanierung von Altlasten (TERESA). Umweltbundesamt, Fachgeb. III 2.2, Projektträgerchaft Abfallwirtschaft und Altlastensanierung i.A. des BMFT, Förderkennzeichen 1460505
- BORN, M.; DÖRR, H.; LEVIN, I. (1990):
Methane consumption in aerated soils of the temperate zone. *Tellus* 42B: 2-8
- BRAUNS, J.; WEHRLE, K. (1990):
Zur Dynamik der Bodenluftabsaugung in Lockergestein. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD (Hrsg.): Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. - Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 9: 123-142, Universität Karlsruhe
- BRETSCHNEIDER, H. (1982):
Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin
- BRINNEL, P. (1991):
Grundwasser- und Bodenluftreinigung mit Hilfe des UVB-Verfahrens: (Fallbeispiele, Grundprinzip, Bemessungsgrundlagen) In: HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT (Hrsg.), Probleme mit dem Grundwasser. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft Nr. 121, Wiesbaden
- BRUCKNER, F. (1988):
Überblick über die Anlagen zur Reinigung des ungesättigten und des gesättigten Bodenbereichs. In: THOMÉ-KOZMIENSKY: Altlasten 2, S. 1057-1062, EF-Verlag, Berlin
- BRUCKNER, F. (1990):
Kritisches Resümee aus Anwendersicht zur Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD (HRSG.)(1990), Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. Schriftenreihe Angewandte Geologie, 9: 331-338, Verein zur Förderung der Angew. Geologie an der Universität Karlsruhe
- BRÜMMER, G. W.; GERTH, J.; TILLER, K. G. (1988):
Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *Journal of Soil Sci.*, 39: 37-52, Oxford
- BRÜMMER, G.; HORNBURG, V.; HILLER, D.A. (1991):
Schwermetallbelastung von Böden. - *Mitt. dt. bodenkdl. Ges.*, 63: 31-42; Göttingen
- BUA-STOFFBERICHTE:
Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Ges. deutscher Chemiker (Hrsg.): Einzelne Berichte. Hirzel Verlag, Stuttgart
- BUNDESREGIERUNG (1990):
Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung-TrinkwV) vom 5.12.1990. - *BGBI. I*, S. 2612-2629; Bonn
- BÜRMAN, W. (1990):
Groundwater remediation by circulation flow around the combined withdrawal and infiltration well - Operation and dimensioning of the well. In Arendt, Hinsenveld and van den Brink (Eds.), *Contaminated Soil '90*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London

- BÜRMAN, W. (1993):
Bioremediation by Groundwater Circulation using the Vacuum-Vaporizer-Well (UVB) Technology: Basics and Case Studies. Second International Symposium on In-Situ and On-Site, Bio-reclamation, April 5 - 8, San Diego, im Druck
- BÜRMAN, W.; WAGNER, H.; BOTT-BREUNING, G.; REHNER, G. (1992):
Bodensanierung in-situ durch Grundwasserzirkulation mit der Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB) Technologie: Prinzip und Sanierungspraxis. M. u. T. Kongreß '92, Basel, Kongreßband
- BURMEIER, H.; DRESCHMANN, P.; EGERMANN, R.; GANSE, J.; RUMIER, R. (1990):
Sicheres Arbeiten auf Altlasten. Handlungsanleitungen für Aufsichtsbehörden, Planer und Ausführende. - focon-Ingenieurgesellschaft mbH (Hrsg.), Aachen
- BUSCH K.-F.; LUCKNER (1974):
Geohydraulik. Enke Verlag, Stuttgart
- BUSCH, K.-F.; LUCKNER, L.; TIEMER, K. (1993):
Geohydraulik. Band 3 des von G. Matthes herausgeg. Lehrbuches der Hydrogeologie, Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- CALMANO, W.; FÖRSTNER, U. (1993):
Grundlagen der Erfassung, Bewertung und Sanierung schwermetallbelasteter Standorte. In: STEGMANN (Hrsg.): Bodenreinigung. Dokumentation des 2. SFB 188-Seminars in Hamburg, Economia Verlag, Hamburg
- CAMBEFORT, H. (1964):
Bohrtechnik (2. Aufl.). Bauverlag, Wiesbaden
- CHAPELLIER, D. (1992):
Well Logging in Hydrogeology. Balkema, Rotterdam/Brookfield
- COLDEWAY, W.; KRAHN, L. (1991):
Leitfaden zur Grundwasseruntersuchung in Festgesteinen bei Altablagerungen und Altstandorten. Herausgegeben vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- CONCAWE (1979):
Protection of groundwater from oil pollution. Concauwe, Bericht Nr. 3/79, Den Haag
- CORNEL, P. (1983):
Untersuchungen zur Sorption von aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen durch Böden aus Grundwasserleitern. Veröff. des Lehrstuhles für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Heft 22, ZfGW-Verlag, Frankfurt
- COOPER, H.H.; BREDEHOEFT, J.D.; PAPADOPULOS, I.S. (1966):
Response of a finite-Diameter well to an Instantaneous charge of water.- Water res. research, 3/1: 263-269
- DAMRATH, R.; KOBUS, H.; SCHÖTTLER, U.; ZIPFEL, K. (1979):
Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser - Reaktionen, Transportvorgänge und deren Simulation. Berichte des Umweltbundesamtes 4/79, Erich Schmidt Verlag, Berlin

DARIMONT, TH. (1988):

Bewertung des Risikos aus der Lagerung und dem Transport wasser- und bodengefährdender Stoffe - ein Beurteilungsschema. - In. ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G.; HARREß; H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser.- 1 (5460), Berlin (Erich Schmidt)

DECKER, K. H. (1987):

Sonderschlämme: Probenahme, Probenvorbereitung, Probenbearbeitung und Analyse. GWA, 99: 124-143, Aachen

DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (DFG) (1993):

Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. VCH, Weinheim

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT GMBH (1984):

Abwassertechnologie S. 562-563. Springer Verlag Berlin u. a.

DIN EN 25667:

Wasserbeschaffenheit Probenahme:
(T1) Anleitung zum Aufstellen von Probenahmeprogrammen; (T2) Anleitung zur Probenahmetechnik

DIN 18121:

Baugrund; Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wassergehaltes durch Ofentrocknung

DIN 18123:

Baugrund; Untersuchung von Bodenproben; Korngrößenverteilung

DIN 18124:

Baugrund; Bestimmung der Korndichte

DIN 18130:

Baugrund; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts

DIN 18196:

Erdbau; Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke und Methoden zum Erkennen von Bodengruppen

DIN 18301, T C:

VOB Verdingungsordnung für Bauleistungen; Teil C: Allg. techn. Vertragsbed. f. Bauleistungen (ATV); Bohrarbeiten

DIN 18302, T C:

VOB Verdingungsordnung für Bauleistungen; Teil C: Allg. techn. Vertragsbed. f. Bauleistungen (ATV); Brunnenbauarbeiten

DIN 18305, T C:

VOB Verdingungsordnung für Bauleistungen; Teil C: Allg. techn. Vertragsbed. f. Bauleistungen (ATV); Wasserhaltungsarbeiten

DIN 19683:

Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau; Physikalische Laboruntersuchungen: (T 1) Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung durch Siebung; (2) Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat; (3) Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Wasser; (4) Bestimmung des Wassergehaltes des Bodens; (5) Bestimmung der Saugspannung des Bodenwassers; (6) Bestimmung der Hygroskopizität; (7) Bestimmung der Adhäsion; (8) Bestimmung des Schrumpfens der Mineralböden; (9) Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in wassergesättigten Stechzylinderproben; (10) Bestimmung der Höhe des geschlossenen Kapillarraumes; (11) Bestimmung der Dichte; (12) Bestimmung der Rohdichte; (13) Bestimmung des Substanz- und Porenanteils in Mineralböden; (14) Bestimmung des Substanzanteils (rel. Lagerungsdichte) in Moorböden; (15) Bestimmung des Mikrogefüges an Bodenschliffen; (16) Bestimmung der Gefügestabilität nach dem Siebtauchverfahren; (17) Bestimmung der Gefügestabilität nach dem Beregnungsverfahren; (18) Bestimmung des potentiellen Bodengefüges nach dem Reißbild; (19) Bestimmung der Moorsackung nach Entwässerung

DIN 19684:

Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau; Chemische Laboruntersuchungen: (T 1) Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs; (2) Bestimmung des Humusgehaltes im Boden; (3) Bestimmung des Glühverlustes und des Glührückstandes; (4) Bestimmung des Gehaltes an Gesamt-Stickstoff im Boden; (5) Bestimmung des Karbonatgehaltes im Boden; (6) Bestimmung des Gehaltes an oxalatlöslichem Eisen im Boden; (7) Bestimmung des Gehaltes an leichtlöslichem zweiwertigen Eisen im Boden; (8) Bestimmung der Austauschkapazität des Bodens und der austauschbaren Kationen ; (9) Bestimmung des Gehaltes an pflanzenschädlichen Sulfiden und Polysulfiden im Boden; (10) Untersuchung des Wassers bei Be- und Entwässerungen; (11) Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit von Wasser und Bodensättigungsextrakten

DIN 19711:

Hydrogeologische Zeichen

DIN 38 402 T 13:

Probenahme aus Grundwasserleitern

DIN 38 404 T 5:

Bestimmung des pH-Wertes

DIN 38 404 T 6:

Bestimmung der Redox-Spannung

DIN 38 407 T 4:

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-Abwasser- und Schlammuntersuchung: Gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen (Gruppe F). Bestimmung von leichtflüchtigen Halogenwasserstoffen in Wasserproben

DIN 38 408 T 22:

Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs mittels membranbedeckter Sauerstoffsonde

DIN 38 409, T 18:

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-Abwasser- und Schlammuntersuchung: Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung von Kohlenwasserstoffen

DIN 4021, T 2:

Baugrund-Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben. Aufschlüsse im Boden

- DIN 4021, T 2:
Baugrund-Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben. Aufschlüsse im Fels
- DIN 4021, T 3:
Baugrund-Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben. Aufschluß der Wasserverhältnisse
- DIN 4022, T 1:
Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Untersuchungen und Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben
- DIN 4022, T 2:
Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen im Fels (Festgestein)
- DIN 4022, T 3:
Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen mit durchgehender Gewinnung von gekernten Proben im Boden (Lokergestein)
- DIN 4023:
Baugrund- und Wasserbohrungen. Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse
- DIN 4045:
Abwasserwesen; Fachausdrücke und Begriffserklärungen
- DIN 4046:
Wasserversorgung; Begriffe; Technische Regel des DVGW
- DIN 4049, T 1:
Hydrogeologie
- DIN 4920:
Stahlfilterrohre für Bohr- und Rammbrunnen
- DIN 4922:
Stahlfilterrohre für Bohrbrunnen
- DIN 4923:
Drahtgewebe im Brunnenbau
- DIN 4924:
Filtersande und Filterkiese für Brunnenfilter
- DIN 4925:
Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC-U) für Bohrbrunnen
- DIN 4926:
Brunnenköpfe aus Stahl
- DOMENICO, P.A.; SCHWARTZ, F.W. (1990):
Physical and chemical Hydrogeology. Wiley & sons Inc.
- DOMSCH, K. H. (1984):
Mikrobiologische Aspekte der Mobilisierung und Pufferung von Schwermetallen. - Gewässerschutz - Wasser- Abwasser, 65: 401-412

- DÖRR, H.; GELLERMANN, R.; MOLITOR, N. (1993):
Qualitätssicherung und Effektivitätsprüfung bei Bodenluftbeprobung und Sanierung. Terra
Tech 2: 34-37, Vereinigte Fachverlage, Mainz
- DÖRR, H.; MÜNNICH, O. (1990):
²²²Rn flux and soil air concentration profiles in West-Germany. Soil ²²²Rn as tracer for gas
transport in the unsaturated soil zone. Tellus 42B: 20-28
- DREHER, T. (1991):
LCKW in Grundwasserproben: Verschleppungen durch die Probenahme. Geol. Jb. Hessen,
119: 177-189, Wiesbaden
- DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES E. V.:
Die Flockung in der Wasseraufbereitung. Merkblatt W 217
Einsatz von polymeren Flockungshilfsmitteln bei der Wasseraufbereitung. Arbeitsblatt W 219,
ZfGW-Verlag Bonn
- DVGW DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES E. V.:
Behandlung und Beseitigung von Schlämmen, schlammhaltigen Wässern, Abwässern und Ab-
fällen aus Wasserversorgungsanlagen. Arbeitsblatt W 221, ZfGW-Verlag Bonn
Beurteilung von Aktivkohlen für die Wasseraufbereitung. Entwurf Arbeitsblatt W 240 (1985)
Dosieranlagen für Flockungsmittel und Flockungshilfsmittel. Merkblatt W 622, ZfGW-Verlag
Bonn
Bohrungen bei der Wassererschließung. DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 115, Eschborn
Flockungsmittel für die Wasseraufbereitung und Schlammkonditionierung. Liste von Flock-
kungsmitteln, ZfGW-Verlag Frankfurt
Geophysikalische Untersuchungen in Bohrlöchern und Brunnen zur Erschließung von Grund-
wasser. DVGW-Regelwerk, Merkblatt W 110, Eschborn
Vermeidung und Sanierung von Grundwasserunreinigungen. Schriftenreihe Wasser Nr. 36
(1983a)
Entnahme von Wasserproben bei der Wassererschließung. DVGW-Regelwerk, Merkblatt W
112, Eschborn (1983b)
Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen. DVGW-Regelwerk, Merkblatt W
121, Eschborn (1988)
Altlasten auf ehemaligen Gaswerksanlagen -Probleme und Lösungen- DVGW-Symp. 1989,
Karlsruhe, DVGW-Schriftenreihe Gas, 45, Wirtschafts- und Verlagsges. Gas und Wasser mbH,
Bonn (1989)
- DVWK DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU:
Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. DVWK-Schriften,
H. 80, Verlag Paul Parey, Bonn (1988a)
Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von
Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. - Merkblätter z. Wasserwirtsch. 212,
Hamburg, Berlin (1988b)
Stofftransport im Grundwasser. DVWK-Schriften, H. 83, Paul Parey Verlag, Hamburg (1989)
Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau: Ermittlung des nutzbaren Grundwas-
serdargebotes. DVWK-Schriften, H. 58 (2 Bde.), Verlag Paul Parey, Hamburg (1982)
Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten.
DVWK-Schriften, H. 89, Verl. Paul Parey, Bonn (1990a)
Einflüsse von Meßstellenausbau und Pumpen-materialien auf die Beschaffenheit einer Wasser-
probe. DVWK Mitteilungen, 20, bearbeitet von F. Remmler, Bonn (1990b)
Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten - Anwendbarkeit und Beur-
teilung. DVWK-Schriften, H. 98, Verlag Paul Parey, Hamburg (1991)
Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Regeln zur Wasser-
wirtschaft, H. 128, Verlag Paul Parey, Bonn (1992)

Stoffeintrag und Grundwasserbewirtschaftung. DVWK-Schriften, H. 104, Verl. Paul Parey, Bonn (1993)

EDEKIND UND REUTER:

Industrieabwasser. 4. Auflage G. Fischer Verlag (1968) und bei GTZ: Abwassertechnologie, Springer-Verlag 1984, S. 795. Zitiert nach Meinck, F., Stoof, H. und Kohlschütter, H.

EINSELE, G. (1990):

Grundwasser. In: LIEBSCHER, H.-J. (Hrsg.): Lehrbuch der Hydrologie. Band 1 Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. S. 404-461, Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart

EINSELE, G. (1991):

Verhalten verschiedener leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (LCKW) im Untergrund. - In: ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G.; HARREß, H-M. (Hrsg.): Bodenschutz: 1650: 1-27; Erich Schmidt Verlag (ergänzbare Handbuch)

EINSELE, G., EISELE, G., GRATHWOHL, P. (1988):

Verteilung und Ausbreitung von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) im System Boden-Wasser-Luft. DGM, 32(4): 102-107, Koblenz

EISELE, G. (1989):

Labor- und Felduntersuchungen zur Ausbreitung und Verteilung leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (LCKW) im Übergangsbereich wasserungesättigte/wassergesättigte Zone. Tübinger Geowiss. Arbeiten, Reihe C, Hydro-, Ingenieur- und Umweltgeologie, 3, Tübingen

EWG (1975):

Richtlinien über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwasserversorgung in den Mitgliedstaaten(75/440/EWG) vom 16.06.1975, Abt. Nr. L 194 vom 25.07.1975

FELFER, W. (1993):

Geophysik an Altlasten. Eine vergleichende Beschreibung der wichtigsten geophysikalischen Meßverfahren. Report UBA-93-075 des österreichischen Umweltbundesamtes, Wien

FELLENBERG, G. (1992):

Chemie der Umweltbelastung. Teubner Verlag, Stuttgart

FIERZ, T.; FISCH, H. et al. (1993):

Durchführung eines Tracerversuches mit Helium und Radon in der ungesättigten Zone im Rahmen einer Bodenluftsanierung eines Altstandortes. Altlastenspektrum 4/93: 189-198, Ingenieurtechn. Verband Altlasten e. V. ITVA, E. Schmidt Verlag, Berlin, Bielefeld, München

FIRMENUNTERLAGEN (AUSGEWERTET FÜR KAPITEL 3, 4, 5) - Bauer + Mourik Umwelt-

technik GmbH, Schrobenhausen

- ContraCon GmbH, Cuxhaven

- DIA Pumpenfabrik, Düsseldorf

- Energie- und Umwelttechnik GmbH, Frankfurt am Main

- FlowTex GmbH & Co.KG, Ettlingen

- G f S, Kirchheim/Teck

- Hannover Umwelttechnik, Hannover

- Heitkamp Umwelttechnik GmbH, Bochum

- Hochtief AG, Essen

- IEG mbH, Reutlingen

- Konrad Stükerjürgen KG, Rietberg-Varensell

- LURGI-Umweltbeteiligungsgesellschaft mbH, Frankfurt am Main- Öl-Nolte, Hemer

- Pollmann Grundwasser-Absenkungs-Technik, Bremen

- Prantner GmbH, Reutlingen

- Preussag Anlagenbau GmbH, Stuttgart

- Pro Terra GmbH, Düsseldorf

- Rolf Gelsheimer Industrievertretung, Bad Homburg v.d.H.
- Rühl-Chemie, Friedberg-Ockstad
- SAKOSTA GmbH, München
- Sax & Klee GmbH, Mannheim
- Triplan Umwelttechnik GmbH, Mönchsdeggingen
- TVT Theisen Verfahrenstechnik, München
- Züblin AG, Stuttgart

FISCHER, (1993):

Schwermetallbindung durch Goethit-Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Schwermetalle. Postervorstellung Jahrestg. Dt. bodenkdl. Ges., Kiel

FORSTER, F. et al. (1990):

Stationäre Meß- und Probenahmesonden zur Beprobung von Bodenluft und Grundwasser - Reichweitenbestimmung einer Bodenluftabsaugung. In: CZURDA, K.; HÖTZL, H. (1990), S. 59-68

FÖRSTNER, U.; CALMANO, W. (1982):

Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. Vom Wasser 59: 83-92; Weinheim

FÖRSTNER, U.; SELLHORN, C. (1986):

Schwermetalle im Untergrund von Infiltrationsbecken - Untersuchungen der Bindungsformen von Fe, Mn, Zn, Cd, Cu und Pb im Feinkornanteil von Vertikalprofilen im Wasserwerk Haltern. - Vom Wasser, 67: 159-174; Weinheim

FRÄNZLE, O.; ALLNOCH, G.; BRILLAT, M.; HOFFMANN, D.; KUHN, G.; MÜLLER, F.; RASSAI, G. (1981):

Erfassung von Ökosystemparametern zur Vorhersage der Verteilung von neuen Chemikalien in der Umwelt. Forschungsbericht 106 n02 015 i.A. des UBA; Univ. Kiel

FREEZE R. A.; CHERRY J. A. (1979):

Groundwater. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.

FRIED, R.; HORALEK, U.; ZIPFEL, K. (1990):

Abschirmung eines Deponiestandortes. bbr Wasser und Rohrbau, 6, 1990: 323-328

FRIEGE, H.; LEUCKS, W. et al. (1990):

Bewertungsmaßstäbe für Abfallstoffe aus wasserwirtschaftlicher Sicht. - Müll und Abfall, 7: 413-426; Erich Schmidt-Verlag, Berlin, Bielefeld, München

FÜCHTBAUER, H. (1988):

Sedimentpetrologie, Teil II: Sedimente und Sedimentgesteine. 4. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart

GANSE, J.; SPITTANK, H. (1987):

Bodenluftmessungen im Umfeld von Altablagerungen, Sondierung, Beprobung, Analytik. GWA 99: 281-303, Aachen

GARBARINI, D.; LION, L. (1986):

Influence of the nature of soil organics on the sorption of toluene and trichloroethylene. - Environ. Sci. Technol., 20: 1263-1269; Washington

GAT, J. R.; GONFIANTINI, R. (1981, eds.):

Stable isotope hydrology, Deuterium and Oxygen-18 in the water cycle. Techn. report ser. Nr. 210, IAEA, Wien

GATZ, K.-W.; HORALEK, U.; LORENZ, G.; MÜHLHAUSEN, D.; OBST, U.; ZIPFEL, K. (1987):

Erfassung der raumzeitlichen Veränderung der Strömungs- und Qualitätsverhältnisse in einem ufernahen Grundwasserbereich des Oberrheingrabens. gwf-Wasser-Abwasser 128/2: 104-111

- GELDNER, P. (1985):
Simulationsmodelle zur Ausbreitung von Schadstoffen im Untergrund. DVGW-Schriftenreihe Wasser 45: 249-275
- GEYER, O. F.; GWINNER, M. P. (1992):
Geologie von Baden-Württemberg. Schweizerbart Verlag, Stuttgart
- GIMBEL, R.; LIPP, P. (1987):
Membranverfahren. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 206 "Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure", ZfGW-Verlag Bonn, S. 10-1 bis 10-38
- GKW (1993):
Sick 100. Firmenunterlagen zum Programm; GKW Ing.-Ges. mbH; Am Birkenbusch 9a, 44803 Bochum.
- GRATHWOHL, P. (1989):
Verteilung unpolarer organischer Verbindungen in der wasserungesättigten Bodenzone am Beispiel leichtflüchtiger aliphatischer Chlorkohlenwasserstoffe (Modellversuche). Tübinger Geowiss. Arbeiten, Reihe C, Hydro-, Ingenieur- und Umweltgeologie, Tübingen
- GRATHWOHL, P.; FARRELL, J.; REINHARD, M. (1990):
Desorptionskinetik flüchtiger organischer Verbindungen bei Aquifer Material. Contaminated Soil: 401-408
- GRATHWOHL, P.; EINSELE, G. (1991):
Verhalten verschiedener leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (LCKW) im Untergrund. In: ROSENKRANZ, EINSELE, HARRESS (Hrsg.): Bodenschutz; Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser. 1 (1650), Erich Schmidt Verlag, Berlin (ergänzbare Handbuch)
- GRATHWOHL, P. (1992):
Die molekulare Diffusion als limitierender Faktor bei der Sanierung von Boden- und Grundwasserkontaminationen. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 4(4): 231-236, ecomed Verlag, Landsberg
- GRATHWOHL, P., EISELE, G., SANNS, M., EINSELE, G., VOUTTA, A. FORSTER, F., (1991):
Modellversuche zur Ausbreitung leichtflüchtiger aliphatischer Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) als Gasphase im ungesättigten Bereich und Auswirkungen auf das Grundwasser. Forschungsbericht des Projektes Wasser-Abfall-Boden, KfK-PWAB 7, Kernforschungszentrum Karlsruhe
- GUDERNATSCH, H. (1983):
Probenahme und Probenaufbereitung von Wässern.- Analytiker Taschenbuch 3: 23-35, Springer; Berlin, Heidelberg, N.Y
- GÜTSCHOW, J. (1968):
Anfahr- und Leistungsversuche am Horizontalfilterbrunnen Tettau.- WWT, 11/12: 375-379
- HÄFNER, F.; VOIGT, H.D. (1981):
Grundgleichungen der Geohydrodynamik und einige analytische Lösungen für lineare Strömungsvorgänge.- Z. angew. Geol., 27/8: 313-320, Berlin
- HÄSSELBRATH, U.; LÜDEMANN, D. (1967):
Die biologische Verockerung von Brunnen durch Massenentwicklung von Eisen- und Manganbakterien. - Bohrtech., Brunnb., Rohrleitungsab., 18, 363-368, 401-406, Berlin
- HAGENDORF, U., LESCHBER, R., NERGER, M., ROTARD, W. (1987):
Bestimmung leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe in Bodenproben. Fresenius Z. Anal. Chem. 326: 33-39, Taunusstein

- HAGMEYER, G.; GIMBEL, R. (1991):
Einsatz- und Entwicklungsmöglichkeiten von Membranverfahren in der öffentlichen Wasserversorgung. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 70
- HAHN, R.; DÜRR, M. (1992):
Bodenluftuntersuchungen auf CKW und BTX mit einem tragbaren Gaschromatographen. Wasser & Boden, 2: 71-74, Parey Verlag, Bonn
- HAMMANN, R.; MAHR, W.; OTTOW, J. (1977):
Einfluß unterschiedlicher Dränfilter auf die Mikroflora und Verockerung. Ztschr. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, **18**: 40-53
- HANSTEIN, P. (1993):
Leaky. Programm zur Pumpversuchsauswertung; Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Universität Karlsruhe
- HANTKE, H. (1982):
Bewertung und Bemessung von Sickerbecken zur künstlichen Grundwasseranreicherung. bbr 12: 437-440
- HANTKE, H. (1984):
Der Betrieb von Sickerleitungen zur künstlichen Grundwasseranreicherung. gwf-wasser/abwasser, 4: 192-194
- HANTKE, H.; RUTTEN, P. (1986):
Bisherige Erfahrungen mit dem Sickerschlitzen, bbr 4: 125-129
- HANTUSH, M.S. (1964):
Hydraulics of wells.- In: CHOW, V. T. (ed.): Advances in Hydrosience, 1: 281-432, Acad. Press; N.Y.
- HARRESS, H. M., HOLZWARTH, W. (1983):
Sanierungsmöglichkeiten bei Boden- und Grundwasserverunreinigungen. Z. dt. geol. Ges. 134: 821-831, Enke Verlag, Stuttgart
- HARRESS, H. M., GRATHWOHL, P., TORUNSKI, H. (1987):
Natürliche Elimination von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen aus der Umwelt. Z. dt. geol. Ges. 138: 367-375, Hannover
- HARRESS, H. M. et al. (1990):
Bodenluftabsaugung. In: WEBER, H. et al. (Hrsg.): Altlasten. Springer Verlag, Berlin
- HARTGE, K. H. (1978):
Einführung in die Bodenphysik, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- HARTGE, K. H., HORN, R. (1991):
Einführung in die Bodenphysik, 2. überarb. Aufl., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- HARTMANN, L. (1992):
Biologische Abwasserreinigung, Springer Verlag, Berlin
- HEIERMANN, RIEDL, RUSAM (1992):
Handkommentar zur VOB, Teile A und B. Bauverlag, Wiesbaden/Berlin
- HEITFELD, K.-H. (1985, HRSG.):
Ingenieurgeologische Probleme im Grenzbereich zwischen Locker- und Festgesteinen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, N.Y.

- HEITFELD, K.-H.; KOPPELBERG, W. (1981):
Durchlässigkeitsuntersuchungen mittels WD-Testen. Zbl. Geol. Paläont., Teil 1, Heft 5/6,
Stuttgart
- HELLING, C.; KEARNEY, P.; ALEXANDER, M. (1971):
Behaviour of Pesticides in Soils. - *Advances in Agronomy*, 23: 147-240
- HEM, J.D. (1961):
Stability field diagrams as aids in iron chemistry studies.- *J. Am. Water Works Assoc.*, 53 (2):
211-228; New York
- HERMS, U.; BRÜMMER, G. (1984):
Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. - *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.*, 147: 400-424, Weinheim
- HERR, M. (1986):
Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart*, H. 63, 1986
- HERRLING, B.; BÜRMAN, W.; STAMM, J. (1990a):
In-situ-Grundwasserreinigung von strippbaren Schadstoffen mit dem Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB): Numerische Berechnungsergebnisse. In: ARENDT, F.; HINSEVELD, M.; VAN DEN BRINK, W. J. (Hrsg.): *Altlastensanierung '90. Dritter Internationaler KfK/TNO Kongress über Altlastensanierung*, 10.-14. Dezember Karlsruhe, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London
- HERRLING, B.; BUERMANN, W. (1990):
A New Method for In-Situ Remediation of Volatile Contaminants in Groundwater - Numerical Simulation of the Flow Regime. In: *Proc. VIII Int. Conf. on Computational Methods in Water Resources*, Venice/Berlin/Heidelberg/New York
- HERRLING, B.; BUERMANN, W.; STAMM, J. (1991a):
In Situ Groundwater Remediation of strippable or volatile Contamination using the UVB-Method. In: *Proc. Advances in water resources technology*, Athens
- HERRLING, B.; STAMM, J.; ALES, E. J.; BRINNEL, P.; HIRSCHBERGER, F.; SICK, M. R. (1991b):
In-Situ Grundwassersanierung von strippbaren Schadstoffen mittels Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB): Funktionsweise des Brunnens und Bericht über gereinigte Industriestandorte (Deutsche Übersetzung). In: *Third Forum on Innovative Hazardous Waste Treatment Technologies*, Juni 1991, Dallas/Texas
- HERRLING, B.; STAMM, J. (1992):
Numerical Results of Calculated 3D Vertical Circulation Flows Around Wells with Two Screen Sections for In-Situ or On-Site Aquifer Remediation. *Proc. IV Int. Conf. on Computational Methods in Water Resources*, Denver
- HERRMANN, R. (1983):
Querschnittsstudie Bohrungen/Probenahme. *Veröff. des Grundbauinst. der LGA Bayern. Sonderheft*, Eigenverlag LGA, Nürnberg
- HERRMANN, R. (1989):
Entwicklungen der Bohr- und Entnahmetechnik für Aufschluß- und Deponiebohrungen. *Geotechnik* 1/1989
- HERTH, W.; ARNDT, E. (1985):
Theorie und Praxis der Grundwasserhaltung. Ernst und Sohn, Berlin

- HILLER, D.A.; BRÜMMER, G (1991):
Mikrosondenuntersuchungen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. - Ber. ökologische Forsch. 6: 34-61; Forschungszentrum Jülich GmbH
- HIMMELSBACH, T. (1993):
Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransportverhalten von Störungszonen im Grundgebirge (Albtalgranit, Südschwarzwald).- Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 23; Universität Karlsruhe
- HOAI HONORARORDNUNG FÜR ARCHITEKTEN UND INGENIEURE (1991):
Verlag für Wirtschaft und Verwaltung Hubert Wingen, Essen
- HOIGNÉ, J. (1988)
The chemistry of ozone in water process technologies for water treatment. Plenum Publishing Corporation
- HOIGNÉ, J. UND BADER, H. (1977):
Beeinflussung der Oxidationswirkung von Ozon und OH-Radikalen durch Carbonat. Vom Wasser 48: 283-304
- HOIGNÉ, J. UND BADER, H. (1983 - 1985):
Rate constants of reactions of ozone with organic and inorganic compounds in water Teil 1 - Water Research, Vol. 17, S. 173-183 (1983) Teil 2 - Water Research, Vol. 17, S. 185-194 (1983) Teil 3 - Water Research, Vol. 19, S. 993-1004 (1985)
- HOLLUTA, J.; EBERHARDT, M. (1957):
Über die geschlossene Enteisenung durch Schnellfiltration. Vom Wasser 24: 79-98
- HÖLL, K. (1986):
Wasser. de Gruyter, Berlin, New York
- HÖLTING, B. (1991):
Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Enke, Stuttgart
- HOLZWARTH, W. (1990):
Anordnung und Ausführung von Bodenluftabsaugbrunnen. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD: Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. Schr. Angew. Geol., 9: 69-80, Karlsruhe
- HÖRNER, G.:
Entfernung von Arsen - Erfahrungen mit technischen Anlagen. Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie, Mülheim (Ruhr), Band 5, S. 257-277 (1991)
- HÖTZL, H.; WERNER, A. (HRSG.)(1992):
Tracer Hydrology. 6. Int. Symp. on Water Tracing, Balkema, Rotterdam
- HÖTZL, H. (1989):
Schadstoffausbreitung bei Überlagerung eines Karstaquifers mit einem Porengrundwasserleiter.- Oberhein. geol. Abh., 35: 17-35; Stuttgart
- HÖTZL, H., NAHOLD, M. (1992):
Rhythmisches Luft- Wasser- Fluten zur CKW-Sanie rung im Kluftgrundwasser. (Entwicklung einer kombinierten Luftpülung bei der CKW-Sanie rung komplexer Kluftgrundwasserleiter). Bericht Projekt Wasser Abfall Boden (PWAB Baden-Württemberg), 1992, Förderkennzeichen PW 90 096, Kernforschungszentrum Karlsruhe

- HÖTZL, H.; SASS, I. (1993):
Sanierungsbrunnen mit porösen Polyethylenfiltern.- Altlastensanierung '93, 4. Int. KfK-TNO-Kongress, Berlin, BRD, 1429-1430, Kluwer Acad. Publ.; Dordrecht, Boston, London
- HOWARD, P.H., SAXENA, J.; SIKI, H. (1978):
Determining the fate of chemicals.- *Env. Sci. & Technol.*, 12/4: 398-407, Washington
- INSTITUT FÜR UMWELTTECHNIK GMBH, BERLIN (1990):
Gutachtliche Stellungnahme über die Tauglichkeit von verschiedenen In-Situ-Strippverfahren.
Der Senat von Berlin
- INSTITUT FÜR WASSERBAU DER UNIVERSITÄT STUTTGART (1983):
Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau der Universität Stuttgart, Heft 54, Eigenverlag
- ISNARD, P.; LAMBERT, S. (1989):
Aqueous Solubility and n-Octanol/Water Partition Coefficient Correlations. *Chemosphere* 18, 1837-1853, Oxford
- ITVA INGENIEURTECHNISCHER VERBAND ALTLASTEN/FACHAUSSCHUSS F2 "PROBENAHE" (1995):
Entwurf der Arbeitshilfe "Aufschlußverfahren zur Probengewinnung für die Untersuchung von Verdachtsflächen und Altlasten". *Altlastenspektrum* 4, Heft 1, S. 45 - 53
- JASMUND, K.; LAGALY, G. (HRSG.)(1993):
Tonminerale und Tone. Steinkopff Verlag, Darmstadt
- JEKEL, M. (1991)
Verfahren zur Entfernung von metallischen Spurenstoffen aus Wasser. *Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie Mülheim (Ruhr)*, Bd. 5: 164-187
- JEKEL, M.; VAN DYCK-JEKEL, H. (1989):
Spezifische Entfernung von anorganischen Spurenstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung. *DVGW-Schriftenreihe Wasser*, Nr. 62, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn
- JOCHER, R. (1991):
HOAI-Gesamtkommentar. Bauverlag, Wiesbaden/Berlin
- JURY, A.; WINER, A.; SPENCER, W.; FOCHT, D. (1987):
Transport and transformations of organic chemicals in the soil-air-water ecosystem. - *Rev. Env. Cont. Tox.*, 99: 120-164; New York
- KAIN, R. (1992):
Laboruntersuchungen zum Schadstoffaustrag (LCKW) bei der Sanierung des Untergrundes mit der Bodenluftkreislaufführung. Diplomarbeit im Fachbereich Geowissenschaften an der Eberhard-Karls-Universität Tübingen
- KALERIS, V.; CROISE, J. (1990):
Meßtechnische Erfassung und Modellierung der Luftströmung in der ungesättigten Zone. In: CZURDA, K.; HÖTZL, H. (1990), S. 143-158
- KARRENBERG, H. (1981):
Hydrogeologie der nichtverkarstungsfähigen Festgesteine. Springer Verlag, Wien
- KÄSS, W. (1967):
Salzungsversuche mit Kalisalz. *Steir. Beitr. Hydrogeol.*, 1966/67: 275-279, Graz

- KÄSS, W. (1989):
Grundwasser-Entnahmegерäte - Zusammenstellung von Geräten für die Grundwasserentnahme zum Zweck der qualitativen Untersuchung. DVWK-Schriften, 84: 119-172, Hamburg u. Berlin
- KÄSS, W. (1993):
Hydrogeologische Markierungstechniken bei der Altlastensanierung. - Die Geowissenschaften 10/7, S. 199-205. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- KÄSS, W. (1993):
Hydrogeologische Markierungstechnik. - Band 9 von Lehrbuch der Hydrogeologie (Hrsg.: G. Matthes). Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- KINNER, U.H.; KÖTTER, L.; NIKLAUB, M. (1986):
Branchentypische Inventarisierung von Bodenkontaminationen- ein erster Schritt zur Gefährdungsabschätzung für ehemalige Betriebsgelände. - UBA-Texte, 31; Berlin
- KINZELBACH, W. (1983):
Numerische Schadstoffmodelle und ihre Anwendung auf einen Schadensfall mit Chlorwasserstoffen. In: Mitt. Inst. f. Wasserbau, Univ. Stuttgart, 54: 311-384
- KINZELBACH, W. (1986):
Groundwater modelling - An introduction with sample programs in BASIC. Elsevier, Amsterdam
- KINZELBACH, W. (1987/1992):
Numerische Methoden zur Modellierung des Transportes von Schadstoffen im Grundwasser. Oldenbourg-Verlag, München/Wien, 1987, 2. erweiterte Auflage 1992
- KINZELBACH, W. (1992):
Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. 2. Aufl., Oldenbourg Verlag, München/Wien
- KINZELBACH, W.; HERZER, J. (1983):
Anwendung der Verweilzeitmethode auf die Simulation und Beurteilung von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen. In: Mitt. Inst. f. Wasserbau, Univ. Stuttgart, 54, 1983, S. 311-384
- KINZELBACH, W.; MARBURGER, M.; CHIANG, W.-H. (1992):
Bestimmung von Brunneneinzugsgebieten in zwei und drei räumlichen Dimensionen. Geol. Jb., Reihe C, Bd. 61, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- KINZELBACH, W.; RAUSCH, R. (1993):
ASM, Aquifer-Simulations-Modell. Programmdokumentation, April 1993, Universität Heidelberg, Stuttgart
- KNOX, R.C.; SABATINI, D.A.; CANTER, L.W. (1993):
Subsurface transport and fate processes. Lewis Publishers
- KOBUS, H.; KINZELBACH, W. (1989):
Contaminant Transport in Groundwater. Proceedings of the Int. Symp. on Contaminant Transport in Groundwater, 4-6 April 1989, Stuttgart, Balkema Publishers, Rotterdam
- KOBUS, H.; RINNERT, B. (1983):
Hydraulische Möglichkeiten zur Grundwassersanierung im Bereich von Altablagerungen. In: Mitt. Inst. f. Wasserbau, Univ. Stuttgart, 54: 311-384
- KOBUS, H.; SCHÄFER, G.; SPITZ, K.; HERR, M. (1992):
Dispersive Transportprozesse und ihre Modellierung. In: DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Hrsg. H. KOBUS, 1992): Schadstoffe im Grundwasser. Band 1: Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser. Forschungsbericht der DFG, Weinheim/Basel

- KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET (1998):
Erfassung möglicher Bodenverunreinigungen auf Altstandorten. Eigenverlag, Essen
- KOPPE, P.; STOZEK, A. (1986):
Kommunales Abwasser. Vulkan-Verlag, Essen
- KOWALEWSKI, J.B. (1993):
Altlastenlexikon. Verlag Glückauf; Essen
- KOZIOROWSKI, G. (1985):
Ermittlung der Transmissivität eines Lockergesteinsaquifers durch Kurzpumpversuche in Grundwassermeßstellen. Abh. geol. Landesamt Baden-Württemberg, 11: 45-75; Freiburg i. Br
- KRAUSS, I. (1977):
Das Einschwingverhalten - Transmissivitätsbestimmung ohne Pumpversuch. GWF-Wasser/Abwasser 118: 407-410
- KRATSCHE, D. (1990):
Baden-Württembergisches Umweltrecht. Kohlhammer Verlag, Stuttgart/Berlin/Köln
- KREYSA, G. (1992):
Bewertung und Sanierung mineralöl-kontaminierter Böden. Resümee und Beiträge des 10. DECHEMA-Fachgesprächs Umweltschutz gemeinsam mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle vom 24.-26.6.1992 in Heidelberg. DECHEMA e.V., Frankfurt/Main
- KRUSEMANN, G. P.; DE RIDDER, N. A. (1991):
Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publ. 47, Internat. Inst. for Land Reclamation and Improvement, Wageningen, NL
- KUKOWSKI, H.; BRÜMMER, G. (1987):
Untersuchungen zur Ad- und Desorption von ausgewählten Chemikalien in Böden. - Umweltforschungsplan Forsch.-Ber. 106 02 045/II, Berlin
- KUNTZE, H. (1978):
Verockerungen Diagnose und Therapie. Schriftenreihe des Kurat. f. Wasser und Kulturbauwesen 32, Verlag P. Parey, Berlin
- KUNTZE, H.; FLEIGE, H.; HINDEL, R.; WIPPERMANN, T.; FILIPINSKI, M.; GRUPE, M.; PLUQUET, E. (1991):
Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis. - In. ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G.; HARREß, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz. - 1530, Berlin (Erich Schmidt)
- KUßMAUL, H.; SIMON, H.; MOSER, H.; STICHLER, W.; ZENZ, H.; ZIPFEL, K.; BATTERMANN, G.:
Trinkwassergefährdung durch eine Grundwasserkontamination mit leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen - Erkennung und Sanierung. Vom Wasser, 70, 1988, S. 141-162, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- LANE, W.F.; LOEHR, R.C. (1992):
Estimating the equilibrium aqueous concentrations of polynuclear aromatic hydrocarbons in complex mixtures. - Environ. Sci. Technol., 18(8): 983-990
- LANGGUTH, H.R.; VOIGT, R. (1980):
Hydrogeologische Methoden. Berlin/Heidelberg/New-York
- LANGLAIS, B., RECKHOW, D.; BRINK, D. (1991):
Ozone in Water Treatment Kapitel III.E.2, Advanced oxidation Processes, S. 180-190, Lewis Publishers, Inc. Michigan, USA

- LASS, G. (1975):
Berechnung von Horizontalfilterbrunnen mit beliebig angeordneten Filterrohren. Technische Berichte Inst. für Wasserbau, 18, TH Darmstadt
- LAWA-LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1987):
Grundwasser; Richtlinien für Beobachtung und Auswertung: Teil 2-Grundwassertemperatur. Grundwasserrichtlinie 2/87
- LAWA LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1990):
AQS - Analytische Qualitätssicherung. Rahmenempfehlung vom September 1990
- LAWA-LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1992):
Grundwasser; Richtlinien für Beobachtung und Auswertung: Teil 3-Grundwasserbeschaffenheit
- LEITZKE, O. (1992):
Aufbereitung kontaminierter Grundwässer mit der Ozon/UV-Kontamination. bbr 43, Heft 12, S. 518-524
- LEVERETT M.C.; W.B. LEWIS (1941):
Steady flow of gas-oil-water mixtures through unconsolidated sands. Trans. AIME, Vol. 142, p. 107
- LFU LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1987):
Fachgespräch "Bodenluftabsaugung, ein In-Situ-Verfahren zur Sanierung von Bodenkontaminationen", Karlsruhe
(1990a): Materialien zur Altlastenbearbeitung. Band 2: Handbuch Leitlinien zur Geophysik an Altlasten, Karlsruhe
(1990b): Praxisbezogene Grundlagen und Kriterien für eine schadensfallgerechte Anwendung der Bodenluftabsaugung. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 5, Karlsruhe
(1991a): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 7, Karlsruhe
(1991b): Handbuch Bestimmung der Gebirgsdurchlässigkeit. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 8, Karlsruhe
(1991c): Verfahrensempfehlungen für die Probennahme und Analytik von Bodenluft (Stand: 9/1990). Und: Verfahrensempfehlungen zur Probennahme von Boden, Abfall, Grundwasser, Sickerwasser für die chemisch-physikalische Untersuchung bei der Altlastenerkundung (Stand: 2/1991), Karlsruhe
(1992): Der Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB) - Funktionsweise, bisherige Erfahrung und Empfehlungen für Anwender - aufgestellt von der Technologieberatung Grundwasser und Umwelt GmbH, Koblenz, April 1992
(1993a): Handbuch Altlasten. Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen - Leitfaden Deponiegas. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 10, Karlsruhe
(1993b): Validierung der Analyseergebnisse von Bodenluftproben bei Anwendung unterschiedlicher Probennahme- und Analysetechniken. Texte und Berichte zur Altlastensanierung 8/93, Karlsruhe
(1994): Genehmigungserfordernisse bei der Altlastenbearbeitung - Leitfaden Recht. Materialien zur Altlastenbearbeitung
- LIN, J.Y.; KINZELBACH, W. (1991):
AIR Air Induced Remediation Model. Programm und Dokumentation, Kassel, Heidelberg (Direktbezug bei Prof. Kinzelbach)
- LÖFFELHOLZ, R.; HECKMANN, J. (1990):
Erkundung von Altlasten mit Dräger-Röhrchen. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD: Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. Schr. Angew. Geol., 9: 69-80, Karlsruhe

- LUCKNER, L.; SCHESTAKOW, M. (1986):
Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig
- LÜHR, H.-P. (1991):
Kongreß Grundwassersanierung, Sanierungs- und Reinigungsziele, Technische Lösungen. IWS-Schriftenreihe, 11, E. Schmidt Verlag, Berlin
- LÜHR, H.-P. (1992):
Kongreß Grundwassersanierung, Erstellung von Sanierungsanordnungen, Entwicklung und Umsetzung von Sanierungskonzepten. IWS-Schriftenreihe, 15, E. Schmidt Verlag, Berlin
- LWA LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (1989a):
Anwendbarkeit von Richt- und Grenzwerten aus Regelwerken anderer Anwendungsbereiche bei der Untersuchung und sachkundigen Beurteilung von Altablagerungen und Altstandorten. - Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Eigenverlag, Düsseldorf
- (1989b): Leitfaden zur Grundwasseruntersuchung bei Altablagerungen und Altstandorten. 7/89. - Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Düsseldorf
- (1991): Probenahme bei Altlasten. 1/91. - Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Düsseldorf
- LYMAN, W.J. (1983):
Adsorption coefficient for soils and sediments.- In: LYMAN, REEHL, ROSENBLATT (Eds. 1983): Handbook of chemical property estimation methods, McGraw-Hill Inc.; New York
- MAIER, D.; GILBERT, E.; KURZMANN, G. E. (1993):
Wasserozonung in der Praxis. R. Oldenbourg-Verlag GmbH München
- MALOSZEWSKI, P.; ZUBER, A. (1990a):
On the Parameter estimation from artificial tracer experiments. In: ModelCARE 1990: Calibration and realibility in groundwater modelling. IAHS, Wallingford, Oxfordshire, UK, Publ.-Nr. 195: 53-62
- MALOSZEWSKI, P.; ZUBER, A. (1990b):
Mathematical modelling of tracer behaveiour in short-term Experiments in fissured Rocks. Water Resour. Res., 26: 1517-1528, Washington
- MALOSZEWSKI, P. (1992):
Mathematical modelling of tracer transport in different aquifers: Results from ATH test fields. In: HÖTZL, H.; WERNER, A. (Hrsg., 1992): Tracer Hydrology. 6. Int. Symp. on Water Tracing, Balkema, Rotterdam
- MARTINS, U.; RUPPERT, H.; BROHL, J. (1992):
Stand der Technik der In-situ-Sanierung von geringmächtigen Grundwasserleitern. TerraTech 1: 32-36
- MATTHESS, G. (1989):
Aktuelle Probleme der Grundwasserforschung: Bedeutung der organischen Substanz bei der Wechselbeziehung Gestein-Wasser. - DFG, Mitteliung XVII der Senatskommission für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsforschung: 33-45; Weinheim
- MATTHESS, G.; UBELL, H. (1983):
Allgemeine Hydrogeologie Grundwasserhaushalt. In: G. MATTHES (Hrsg.): Lehrbuch der Hydrogeologie. Bd. 1, Borntraeger, Berlin/Stuttgart
- MATTHESS, G.; UBELL, H. (1990):
Die Beschaffenheit des Grundwassers. In: G. MATTHES (Hrsg.): Lehrbuch der Hydrogeologie. Bd. 2, Borntraeger, Berlin/Stuttgart

MELUF:

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

MENIG, H. (1984):

Emissionsminderung und Recycling. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/Lech

MERCER J. W.; COHEN R. M. (1990):

A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation. Journal of contaminant hydrology, 6, pp. 107-163

MERSMANN, A. (1980):

Thermische Verfahrenstechnik. Grundlagen und Methoden. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg/New York

MEYER DE STADELHOFEN, C. (1994):

Anwendung geophysikalischer Methoden bei der Wassersuche.- Springer-Verlag, (in Druck)

MILDE, G.; BRILL, V.; KERNDORFF, H.; SCHLEYER, R.; FRIESEL, P. (1985):

Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen. Ergebnisse hydrogeochemischer Untersuchungen, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, WABOLU-Heft 5/1985

MILDE, G.; BRILL, V.; KERNDORFF, H.; SCHLEYER, R.; FRIESEL, P. (1986a):

Leitfaden für die Aussonderung grundwassergefährdender Problemstandorte bei Altablagerungen. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, WABOLU-Hefte 5/1986

MILDE, G.; BRILL, V.; KERNDORFF, H.; SCHLEYER, R.; FRIESEL, P. (1986b):

Fallbeispiele für die Erfassung grundwassergefährdender Altablagerungen aus der Bundesrepublik Deutschland. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, WABOLU-Hefte 6/1986

MILITZER, H.; WEBER, (1984):

Angewandte Geophysik - Gravimetrie und Magnetik, Springer-Verlag; Wien, N.Y.

MILITZER, H.; WEBER, (1985):

Angewandte Geophysik - Geoelektrik Geothermik Radiometrie Aerogeophysik. Springer-Verlag, Wien, N.Y.

MILITZER, H. (1986):

Angewandte Geophysik im Ingenieur- und Bergbau. VEB Deutscher Verl. f. Grundstoffindustrie, Leipzig

MILITZER, H.; WEBER, (1987):

Angewandte Geophysik - Seismik. Springer-Verlag, Wien, N.Y.

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN DES LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG(1983):

Leitfaden Chlorkohlenwasserstoffe: Die wissenschaftlichen Grundlagen zum Verständnis des Verhaltens von CKW im Untergrund. Band 13, Stuttgart

(1985): Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe, 2. Auflage, Wasserwirtschaftsverwaltung Heft 13, Stuttgart

MINISTERIUM FÜR UMWELT DES LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG (1988a):

Altlasten-Handbuch. Teil 1: Altlasten-Bewertung. Verlag Hans-Curt Flemming, Stuttgart

(1988b) Altlasten-Handbuch. Teil 2: Untersuchungsgrundlagen. Verlag Hans-Curt Flemming, Stuttgart

- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ (HRSG.) (1987):
Erfahrungen bei der Sanierung der Sonderabfalldeponien. Gerolsheim und Sprendlingen, Vorträge eines Symposiums am 16.02.1987 in Mainz
- MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (1989):
Behandlung von Schadensfällen mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen CKW (LCKW-Erlaß). Erlaß des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg vom 2. März 1989
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, BADEN-WÜRTTEMBERG (o. J.):
Fortschreibung des Altlastenhandbuchs Baden-Württemberg, Stufe E₃₋₄ (in Vorbereitung)
- MOLITOR, N.; RIPPER, P. (1990):
Die Bodenluftspülung als Sanierungsmaßnahme. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD (Hrsg.): Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. - Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 9: 187-198, Universität Karlsruhe
- MOSER, H.; RAUERT, W. (1980):
Isotopenmethoden in der Hydrologie.- Lehrbuch der Hydrogeologie, Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart
- MÜCKENHAUSEN, E. (1985):
Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. DLG-Verlag, Stuttgart
- MULL, R. (1990):
Hydraulische Maßnahmen. In: WEBER, H.H.; NEUMAIER, H. (HRSG., 1993): Altlasten: Erkennen, Bewerten, Sanieren. Springer Verlag, Berlin
- MULL, R.; BATTERMANN, G.; BOOCHS, P. (1979):
Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser. DVWK, 13. Seminar, Eigenverlag des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover
- MÜLLER, CH. (1983):
Transmissivitätsmessungen mit dem Einschwingverfahren - Vergleichende Untersuchungen im vollkommenen und unvollkommenen Brunnen.- Ber. Geol.-Paläont. Inst. u. Mus. Ch.-Albrechts-Univ., 3: 105 S.; Kiel
- NAGRA (1992):
NTB 91-04 Grimsel Test Site; The radionuclide migration experiment - Overview of investigations 1985-1990.- NAGRA oder PSI-Bericht 120 (ISSN 1019-0643)
- NAHOLD, M.; GOTTHEIL, K. (1991):
CKW-Schadensfälle - Die Optimierung von Bodenluftabsaugungen. WLB Wasser, Luft und Boden, 11-12/91: 184-188, Verlag Technik GmbH, Berlin
- NAHRGANG, G.; FALCKE, K. (1954):
Modellversuche über die Strömungsvorgänge an Horizontalfilterbrunnen. GWF 4: 213-295
- NEUMAYR, V. (1981):
Verteilungs- und Transportmechanismen von chlorierten Kohlenwasserstoffen in der Umwelt, WaBoLu-Berichte 3: 24-40
- NEUMAYR, V. (1983):
Möglichkeiten und Grenzen der Erfassung von Untergrundverunreinigungen durch halogenierte Kohlenwasserstoffe.- DVGW-Schriftenr. Wasser, 36: 35-64; Frankfurt/Main

- NEUMAYR, V.; KRAUSE, I.; OTTENSTEIN, J. (1990):
Ausbreitungsverhalten von CKW im ungesättigten Bereich. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD:
Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. Schr. Angew. Geol., 9:
53-54, Universität Karlsruhe
- NICLAUSS, M. (1989):
Inventarisierung von Bodenkontaminationen auf Geländen mit ehemaliger Nutzung aus dem
Dienstleistungsbereich, UBA-Texte 16, Berlin
- NIELSEN, D. N. (HRSG.)(1991):
Practical handbook of ground water monitoring. 2. Aufl., Lewis Publ., USA
- NOLD (J. F. NOLD GMBH & CO.KG)(1989):
Nold-Brunnenfilterbuch. Stockstadt 1989 (Eigenverlag)
- NÖRING, F. (1953):
Geologische und hydrogeologische Voraussetzungen für Horizontalfilterbrunnen.- GWf 20:
605-612
- NORMANN, S. (1987):
Sorptionsverfahren. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Nr. 206: 7-1 bis 7-19, "Wasseraufberei-
tungstechnik für Ingenieure", ZfGW-Verlag Bonn
- OBERMANN, P.; CREMER, S. (1992):
Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Ent-
wicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens.- In: LANDESAMT FÜR WASSER UND
ABFALL NRW: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten 6, 127 S., Eigenver-
lag; Düsseldorf
- OTTOW, J. (1982):
Pestizide - Belastbarkeit, Selbstreinigungsvermögen und Fruchtbarkeit von Böden. - Land-
wirtsch. Forsch., 35(3/4): 238-256; Frankfurt/Main
- OTTOW, J. (1991):
Mikrobiologische und chemisch-physikalische Wechselwirkungen beim Abbau organischer
Schadstoffe in Böden. - Mitt. Dt. bodenkdl. Ges., 63: 19-26; Göttingen
- PAPADOPULOS, S.; BREDEHOEFT, J.; COOPER, H.H. (1973):
On the analysis of 'Slug Test' Data.- Water res. research 9/4: 1087-1089
- PFINGSTEN, W.; MULL, R. (1990):
Transportprozesse in Kluftgrundwasserleitern.- Deutsche gewässerkundl. Mitt. 34/4: 116-123
- PHILIP, R. D.; WALTER, G. R. (1992):
Prediction of flow and hydraulic head fields for vertical circulation wells. Ground Water, 30/5:
765-773
- PRINZ, H. (1991):
Abriß der Ingenieurgeologie. Enke Verlag, Stuttgart
- RAHM, H.; OVERATH, H. (1991):
Einsatz von Chelat-Kationenaustauschern. Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut
für Wasserchemie und Wassertechnologie, Mülheim (Ruhr), Band 5, S. 206-222
- REICHERT, J. K. (1987):
Entfernung anorganischer Mikroverunreinigungen. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 206
"Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure", ZfGW-Verlag Bonn, S. 14-1 bis 14-44

- REINECK, H.-E. (1990):
Kurzgefaßte Sedimentologie.- Clausthaler Tekton. Hefte, 27, Verlag Sven v. Loga; Köln
- REINERT, K. H.; RODGERS, J. H. (1987):
Fate and persistence of aquatic herbicides. - Rev. Env. Cont. Tox., 98: 61-98; New York
- RESPOLD, H.; RÜLKE, O. (1970):
Der Flußmesser, ein Gerät zur Bestimmung von Wasserzuflußmengen in verfilterten Brunnen. Reihe Geol. Jb., 98: 95-105, Hannover
- RETTENBERGER, G. (1982):
Forschungsbericht 103 02 207 Teil II: Untersuchung zur Entstehung, Ausbreitung und Ableitung von Zersetzungsgasen in Abfallablagerungen. Texte des Umweltbundesamtes 13, Berlin
- RICHTER, W.; LILLICH, W. (1975):
Abriß der Hydrogeologie. Schweizerbart, Stuttgart
- RIEPE, W. (1989):
Probenahmestrategien zur Erkundung von Bodenkontaminationen. gwf Gas Erdgas, 130(8), Verlag R. Oldenbourg, München
- RIETZLER, J. (1990):
In-Situ-Strippen: Kritische Analyse an Fallstudien. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD (Hrsg.):
Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. - Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 9: 305-328, Universität Karlsruhe
- RIPPEN, G. (1993):
Handbuch Umweltchemikalien.- 1-3, ecomed Verlag; Landsberg/Lech (ergänzbare s Handbuch)
- RÖMER, R.; NEUWIRTH, M. (BASF) (1988):
Zentrale Schwermetallfällanlage der BASF (AG) für Abwässer aus Rauchgaswäschen. BASF-Sonderdruck aus Verfahrenstechnik der mechanischen, thermischen, chemischen und biologischen Abwasserreinigung, Proceedings VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen, 17.-19. Oktober 1988, Baden-Baden
- ROSENKRANZ, D.; EINSELE, G.; HARRESS, H. M. (1988):
Bodenschutz. Ergänzbare s Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- ROTH, L. (1993):
Wassergefährdende Stoffe. ecomed Verlag, Landsberg/Lech
- ROTTGART, D.; STERGER, O. et al. (1993):
Anforderungen an den Umgang mit wassergefährdeten Stoffen.- IWS-Schriftenreihe 16, Erich Schmidt Verlag; Berlin
- SABLJIC, A. (1987):
On the prediction of soil sorption coefficients of organic pollutants from molecular structure: Application of molecular topology model. - Environ. Sci. Technol., 21 (4): 358-366, Washington
- SASS, I.; BAYER, H. J. (1993):
Horizontal Remediation Wells by Remote Sensed Drillings. In: ARENDT, F. et al. (1993)
- SASS, I.; BAYER, H.-J.; FINGBERG, U.; HÖTZL, H.; KLEISER, K. (1993):
Verlaufsgesteuerte horizontale und gebogene Brunnen, Feldversuchserfahrungen.- Proceedings des 2. Euro-Forums Altlasten, 30.11.-02.12.1993, Gesellschaft für umweltkompatible Prozeßtechnik, Saarbrücken, S. 391-402

- SASS, I.; FRANK, K.; BRUCKNER, F. (1993):
Comparison between Porous Polyethylen Filters and Conventional Slot-Screens in Soil Gas Extraction Wells. In: ARENDT, F. et al. (1993)
- SATTLER, K.:
Thermische Trennverfahren. Vogel Verlag, Würzburg
- SAXENA, A.; BARTHA, R. (1983):
Binding of 3,4-dichloraniline by humic acid and soil: Mechanism and exchangeability. - Soil Sci., 136: 111-116; New Brunswick
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1992):
Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart
- SCHENK, B.; WILKE, B.M. (1984):
Cyanidadsorption an Sesquioxiden, Tonmineralen und Huminstoffen. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkde., 147: 669-679; Weinheim
- SCHIEGG H. O. (1979):
Verdrängungssimulation dreier nicht mischbarer Fluide in poröser Matrix. Dissertation ETH Zürich 6278, Zürich
- SCHÖN, N. (1992):
Namensverzeichnis von Stoffen der Altstoff-Grunddatensätze die bis zum 2.7.1992 vorliegen.- UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox, 4(6): 343-346
- SCHMIDT, B. (1989):
Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) im Untergrund (Literaturstudie). Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 5, Universität Karlsruhe
- SCHMIDT, B. (1993):
Adsorption von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW) an organophilisierten Bentoniten. Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 26, Universität Karlsruhe
- SCHNEIDER, F. N.; OWENS, W. W. (1970):
Sandstone and Carbonate Two- and Three-Phase Relative Permeability Characteristics. Soc. of Petr. Eng. Journal, March 1970
- SCHÖTTLER, U. (1993):
Techniken zur ökologisch vertretbaren Grundwasserbewirtschaftung. DVGW-LAWA Kolloquium "Wassergewinnung und Ökologie", 02. - 03. März 1993 in Hamburg-Harburg
- SCHÖTTLER, U.; REMMLER, F. UND SCHLEGEL, W. (1991):
Erhaltung von Grundwasserständen durch künstliche Grundwasseranreicherung. Vortrag: Symposium Biotoppflege - Biotopentwicklung der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung - Landschaftsbau am 04. November 1991 in Bonn
- SCHREDELSEKER, F. (1987):
Enthärtung und Entsalzung. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Nr. 206 "Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure", ZfGW-Verlag Bonn, S. 15-1 bis 15-22
- SCHULER, G. (1973):
Über Durchlässigkeitsbestimmungen durch hydraulische Bohrlochversuche und ihre Ergebnisse in tertiären Flinsanden (Obere Süßwassermolasse) Süddeutschlands.- bbr 24/8: 291-295
- SCHWILLE, F. (1971):
Die Migration von Mineralöl in porösen Medien. gwf-wasser/abwasser 112, Teil1 6/1971 S. 307-311, Teil2 7/1971 S. 331-339, Teil3 9/1971 S. 465-472

- SCHWILLE F.; WEBER, D. (1991):
Modellversuche zur Schwerkraftausbreitung schwerer organischer Dämpfe in der lufthaltigen Zone (engl.). Schriftenreihe Angewandte Geologie 12: 153-211, Universität Karlsruhe
- SCHWILLE, F.; BERTSCH, W.; LINKE, R.; REIF, W.; ZAUTER, S. (1984):
Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in porösen und klüftigen Medien - Modellversuche .
Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch 46: 1-72, Koblenz
- SCHUBERT, H. (1972):
Untersuchungen zur Ermittlung von Kapillardruck und Zugfestigkeit von feuchten Haufwerken aus körnigen Stoffen. Dissertation Universität Karlsruhe
- SEIFERT, U.; SCHECKER, H.-G. (1993):
Selbsteinkapselung von organischen Schadstoffgemischen unterschiedlich flüchtiger Komponenten in Böden. - UWSF-Z.Umweltchem. Ökotox., 5 (2): 81-89; Landsberg
- SELLEY, R.S. (1988):
Applied Sedimentology. Academic Press, London, San Diego
- SHUMAN, L.M.; HARGROVE, W.L. (1985):
Effect of tillage on the distribution of manganese, copper, iron and zinc in soil fractions.- Soil Sci. Soc. Am. J., 49: 1117-1121
- SIGG, L.; STUMM, W. (1991):
Aquatiscche Chemie. Teubner-Verlag, Stuttgart
- SILLEN, L.G.; MARTELL, A.E. (1964):
Stability constants of metalion complexes.- Spec. Publ. Chem. Soc., 17: 754 S., London
- SMITH, J. A.; WITKOWSKI, P.; CHIOU, T. (1988):
Partition of Nonionic Organic Compounds in aquatic Systems. - Rev. Env. Cont. Tox., 103, 127-151, New York
- SMOLTCZYK, U. (Hrsg., 1982):
Grundbautaschenbuch Teil 1 (3. Aufl., 1980), Teil 2 (3. Aufl. 1982), Teil 3 (4. Aufl. 1992), Ernst und Sohn, Berlin
- SONTHEIMER, H. et al. (1985):
Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. Eigenverlag Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH)
- SONTHEIMER, H.; CRITTENDEN, J. C.; SUMMERS, R. S. (1988):
Activated Carbon for Water Treatment. Eigenverlag Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH)
- SPINDLER, P. (1983):
Grundlagen der Stoffübertragung bei der Wasserbelüftung. Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie und der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, 21: 21-60
- SPITZ, K.-H. (1985):
Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Inhomogenitäten und Dichteunterschieden. Mitt. Inst. f. Wasserbau, 60; Univ. Stuttgart
- STETTER, D.; OVERATH, H. (1991):
Einsatz von Fällung, Flockung und Filtration zur Entfernung von metallischen Spurenstoffen aus Wasser. Berichte aus dem Rheinisch-Westfälischen Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie, Mülheim (Ruhr), 5: 189-204

- STOBER, I. (1986):
Strömungsverhalten in Festgesteinsaquiferen mit Hilfe von Pump- und Injektionsversuchen.
Geol. Jb., Reihe C, Heft 42, Hannover
- STRAYLE, G. (1983):
Pumpversuche im Felsgestein. DVGW-Schriftenr. Wasser, 34: 305-325, Frankfurt
- STREBEL, O.; BÖTTCHER, J. UND KÖLLE, W. (1985):
Stoffbilanzen im Grundwasser eines Einzugsgebietes als Hilfsmittel bei Klärung und Prognose von Grundwasserqualitätsproblemen (Beispiel Fuhrberger Feld). Ztschr. Dt. Geol. Ges., Band 136, Heft 2, S. 533-541
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. (1981):
Aquatic Chemistry (2nd Ed.). Wiley & Sons, New York
- SUNITO, L.; SHIU, W.; MACKAY, D.; SEIBER, J.; GLOFELTY (1988):
Critical Reviews of Henry`s Law Constants for Pesticides. - Rev. Env. Cont. Tox., 103: 1-59;
New York
- TARSHISH, M. (1992):
Combined Mathematical model of flow in an aquifer-horizontal well system. Ground water, 6:
931-935
- THÜRACH, H. (1912):
Geologische Spezialkarte des Grossherzogtums Baden. Erläuterungen zu den Blättern Karlsruhe und Daxlanden. Herausgegeben von der grossherzoglich badischen geologischen Landesanstalt
- TIEFBAU-BERUFGENOSSENSCHAFT (Hrsg., 1989):
Fachtagung Altlastensanierung - Arbeiten in kontaminierten Bereichen. Sonderdruck Tagungsband, München
- TOUSSAINT, B. (1982):
Anforderungen an die Grundwasserbeobachtung heute. DGM 26, H. 4, S. 81-87, Koblenz
- TOUSSAINT, B. (1987):
Erfahrungen mit Eignungsprüfungen von Meßstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit. DGM, 31/1: 1-11, Koblenz
- TOUSSAINT, B. (1990):
Kritische Anmerkungen zur Plausibilität der Gehalte leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe in beprobten Umweltmedien.- In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD: Untergrundsanierung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen.- Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 9: 93-112, Universität Karlsruhe
- TRINKWASSERVERORDNUNG - TrinkwV (1990):
Trinkwasserverordnung vom 5. Dezember 1990, Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1990, Nr. 66, Teil I (S. 2612-2629)
- TUCKER, M. E. (1985):
Einführung in die Sedimentpetrologie. 1. Dt. Aufl. 1985, Enke-Verlag, Stuttgart
- UBA: siehe Umweltbundesamt
- UMWELTBUNDESAMT: (1982):
Abwasserreinigung. Leistungsübersicht der Anlagenhersteller in der Bundesrepublik Deutschland, Erich Schmidt Verlag
(Hrsg., 1985): Symposium kontaminierte Standorte und Gewässerschutz. Materialien 1/85 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag, Berlin/Aachen, Oktober 1984

- (1990): Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz (zusammenfassender Bericht der Teile 1 und 2), Berlin
- (1991a): Katalog wassergefährdender Stoffe. - Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe. LTwS-Nr. 12; UBA, Berlin
- (1991b): Überlegungen für ein stoffspezifisches Bewertungsschema für das Verhalten von wassergefährdenden Stoffen im Untergrund. LTwS-Nr. 25; UBA, Berlin
- (Hrsg., 1992): Wegweiser für Altlasten- und Bodensanierung. Reihe Materialien, Berlin, 1992

UMWELTMINISTERIUM UND SOZIALMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1993):
Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen (Stand 12.08.1993),
Erlaß vom 16.09.1993, AZ 32-8984.00 (UM)/AZ 57-8490.1.40 (SM), Stuttgart

SEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: (1989):
USEPA/540/2-89/054 Evaluation of Ground-Water Extraction Remedies. Summary Report
der U.S. Environmental Protection Agency, Washington

(1990): USEPA/600/2-90/011 Assessing UST corrective action technologies: Site assessment and selection of unsaturated zone treatment technologies. U.S. Environmental Protection Agency, Washington

(1991a): USEPA/540/2-91/003 Soil vapor extraction technology Reference Handbook. - U.S. Environmental Protection Agency; Washington

(1991b): USEPA/625/4-91/026 Site characterization for Subsurface Remediation. - Seminar Publication (Technology transfer) der Environmental Protection Agency, Washington

(1991c): PEDERSON, T.A.; CURTIS, J.T.: Soil Vapor Extraction Technology - Reference Handbook. EPA/540/2-91/003, Cincinnati

(1992): Superfund Innovative Technology Evaluation Program: Technology Profiles Fifth Edition, EPA/540/R-92/077 November 1992, Cincinnati

VAN DAM J. (1967):
Die Ausbreitung von Mineralöl in grundwasserführenden Schichten. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 11(1), S. 15-28

VDI-Richtlinien (VDI Verlag, Düsseldorf) (1993):
Fortschritte bei der thermischen, katalytischen, sorptiven und biologischen Abgasreinigung.
VDI-Berichte 1034
Abgasreinigung durch thermische Verbrennung. VDI-Richtlinie 2442
Abgasreinigung durch Absorption. VDI-Richtlinie 3675
Abgasreinigung durch Adsorption. VDI-Richtlinie 3674
Biologische Abluftreinigung - Biofilter. VDI-Richtlinie 3477
Biologische Abluftreinigung - Biowäscher. VDI-Richtlinie 3478
Katalytische Verfahren der Abgasreinigung. VDI-Richtlinien 3476

VERLAG NEUE WIRTSCHAFTSBRIEFE (1990):
Wichtige Umweltgesetze für die Wirtschaft. Herne/Berlin

VOB VERDINGUNGSORDNUNG FÜR BAULEISTUNGEN (1992):
Beuth Verlag, Berlin/Köln

VOGELANG, D. (1991):
Geophysik an Altlasten. Leitfaden für Ingenieure, Naturwissenschaftler und Juristen. Springer Verlag

VOICE, T. C.; RICE, C. P.; WEBER, W. J. JR (1983):
Effect of Solids Concentration on the Sorptive Partitioning of Hydrophobic Pollutants in Aquatic Systems. - Environ. Sci. Technol., 17 (9): 513-518; Washington

- VOIGT, H.D.; HÄFNER, F. (1981):
Einige analytische Lösungen für die Strömung zu Brunnen und Bohrungen.-Z. angew. Geol., 27/8: 356-362, Berlin
- WAGNER, H. (1992):
Hydraulische, hydrogeologische und chemische Untersuchungen im Rahmen des UVB-Forschungsvorhabens. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe
- WAGNER, J. F. (1988):
Mineralveränderungen bei der Migration von Schwermetalllösungen durch Tongesteine. Schr. Angew. Geol., Universität Karlsruhe, 4: 47-62, Karlsruhe
- WAGNER, J.-F. (1992):
Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Deponieabdichtungen. Ein Vergleich von Labor- und Geländestudien.- Schriftenreihe des Lehrstuhles für Angewandte Geologie, 22, Universität Karlsruhe
- WALLMANN (1986):
Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1986, S. 1530-1544
- WALTER, A.L.; FRIND, E.O.; BLOWES, D.W.; PTACEK, C.J.; MOLSON, J.W. (1992):
Modelling of multicomponent reactive transport in aquifers impacted by mine tailings effluents. Water resources Research (in Druck)
- WALZENBACH, J. (1991):
Mineralöle in Locker- und Festgesteinen - Untersuchungen zur Durchlässigkeit, Saugspannung und Kapillarität. Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 12: 1-152
- WARD 1990 (ED.):
Geotechnical and Environmental Geophysics. Vol. II: Environmental and Groundwater. Investigations in Geophysics, 5, Soc. of Exploration Geophysicists, Oklahoma, USA
- WARRELMANN, V. (1992):
Plangung, Ausschreibung und Begleitung von Sanierungsmaßnahmen. Handbuch der Altlastensanierung, 12. Lieferung, 6/92
- WASY (1993):
FeFlow.- Firmenunterlagen zum Programm; Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH, Waltersdorfer Str. 105, 12526 Berlin-Bohnsdorf, Germany
- WEBER, H.H.; NEUMAIER, H. (HRSG., 1993):
Altlasten: Erkennen, Bewerten, Sanieren. 2. Aufl., Springer Verlag, Berlin
- WEHRLE, K.; BRAUNS, J. (1994):
Bodenluftabsaugung bei CKW-Schadensfällen. Limitierungen des Stoffaustrages durch Stoffübergangsprozesse und Folgen für die Betriebsweise der Bodenluftabsaugung. Bericht über das 4. Statuskolloquium Projekt Wasser-Abfall-Boden, KfK-PWAB 15, S. 147-166
- WELP, G.; BRÜMMER, G. (1989):
Einfluß organischer Chemikalien auf die mikrobielle Aktivität in Böden. - Forschung und Beratung, R.C., 46: 174-196; Münster-Hiltrup
- WELZBACHER, U. (1993):
Neue Datenblätter für gefährliche Arbeitsstoffe nach der Gefahrstoffverordnung.- WEKA Fachverl. GmbH; Augsburg (ergänzbare Handbuch)

- WERNER, P.; RITTER, R. A. (1991):
Abbau und Biotransformation von leichtflüchtigen aliphatischen Halogenkohlenwasserstoffen in der Umwelt unter besonderer Berücksichtigung der Vorgänge im Untergrund. Studie für die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Nr. 70, Karlsruhe
- WESSLING, E.; KELDER, A. (1990):
Automatisierte Meßtechnik zur Steuerung, Überwachung und Optimierung von Bodenluftabsauganlagen, sowie Kontrolle von Grundwassersanierungen. In: BOCK, HÖTZL, NAHOLD: Untergrundsanie rung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen. Schr. Angew. Geol., 9: 389-402, Karlsruhe
- WHO (1984):
Guide lines for drinking water quality. Herausgeber: World Health Organization (WHO), Genf
- WIEDERHOLD, W. (1966):
Zur Hydraulik des Horizontalfilterbrunnens.- GWF 28: 782-891 und GWF 32: 888-891
- WOOD, L. W.; RHEE, G.-Y.; BUSH, B.; BARNARD, E. (1987):
Sediment desorption of PCB-Congeners and their bio-uptake by dipteran Larvae. - Water Res., 21 (8): 875-884; Oxford
- WYKOFF, R.D.; BOTSET, H.G. (1936):
The flow of gas-liquid mixtures through unconsolidated sands. Physics 7: 325-345; New York
- ZEIEN, H.; BRÜMMER, G. (1991):
Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen. - Ber. ökologische Forsch., 6: 63-91: Forschungszentrum Jülich
- ZENZ, T.; ZIPFEL, K. (1990):
Grundwassersanierung - Hydraulische Lösung mit Abschirmmaßnahmen. Entsorgungspraxis, 4: 154-158
- ZESCHMANN, E.-G. (1987):
Beurteilung und Sanierung ölverunreinigter Standorte. Ehningen bei Böblingen
- ZIECHMANN; W.; MÜLLER-WEGENER (1990):
Bodenchemie. BI-Wiss. Verlag, Mannheim
- ZIPFEL, K: (1985): Anwendung von Simulationsmodellen zur Ausbreitung von Schadstoffen in einem Uferfiltratwasserwerk mit künstlicher Grundwasseranreicherung. DVGW-Schriftenreihe Wasser 45: 277-295, Wirtschafts- und Verlagsges. Gas und Wasser mbH, Bonn
- ZIPFEL, K.; GELDNER, P. (1985):
Sanierung kontaminierter Standorte - Auswertung nationaler und internationaler Erfahrungen hinsichtlich der Anwendbarkeit in der Bundesrepublik Deutschland. Forschungsbericht 10203404 im Auftrag des Umweltbundesamtes, September 1985
- ZIPFEL, K. (1987a):
Untergrundausbreitung von Schadstoffen. In: THOMÉ-KOZMIENSKY (Hrsg.): Deponie-Ablagerung von Abfällen, S. 581-613, EF-Verlag, Berlin
- ZIPFEL, K. (1987b):
Auswirkungen der Gesamteinkapselung der Sonderabfalldeponie Gerolsheim, Auswertung des Grundwassermodells. In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ: Erfahrungen bei der Sanierung der Sonderabfalldeponie Gerolsheim und Sprendlingen, S. 25-38, Mainz

ZIPFEL, K. (1988):

Beispiele zur Simulation der Schadstoffausbreitung im Untergrund von Deponien. In "Fort-schritte der Deponietechnik 1988", (Hrsg. K.-P. Fehlau/K. Stief), Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 23, Erich Schmidt Verlag, Berlin

ZIPFEL, K. (1992):

Erfahrungen mit der Vorbereitung und Durchführung von Untergrundsanierungen. Beitrag zum Kongreß "Grundwassersanierung", Berlin, Februar 1991. In: IWS-Schriftenreihe, 15: 239-248, Berlin

ZÖTL, J. (1974):

Karsthydrogeologie. Springer Verlag, Wien, N.Y.

ZÜBLIN AG (1991):

In-Situ-Grundwasserreinigung System ZÜBLIN. Eigenverlag, Stuttgart

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1-1 Faziesverteilung am Beispiel eines alluvialen Sedimentbereiches.....	5
Abb. 2.1-2 Talbildungen am Rande des Rheingrabens (THÜRACH 1912) als Beispiel der Erstreckung und Verteilung alluvialer Sedimente	6
Abb. 2.1-3 Erscheinungsformen des unterirdischen Wassers (nach BUSCH, LUCKNER, 1974), das Korngerüst ist angedeutet.....	7
Abb.2.1-4 Benetzbarkeit eines hydrophilen (z. B. Glas) und eines hydrophoben (z. B. Kunststoff) Feststoffes im System Feststoff-Wasser-Luft.....	8
Abb. 2.1-5 Korngrößenverteilungen natürlich vorkommender Lockergesteine (Nr. 2, 3, 5, 6, 7, 9) und reiner Kornfraktionen (Nr. 1, 4, 8). Auf diese Sedimente (Schluff, Löß, fluviatile Sande und Kies) beziehen sich die Angaben in den Abbildungen 2.1-6 und 2.1-9.	11
Abb. 2.1-6 Durchlässigkeit k_w (bei 10° Grad und 20°Grad) bzw. Permeabilität K für einige Lockergesteine und die in Abb. 2.1-5 als Korngrößenverteilung dargestellten Böden.....	12
Abb. 2.1-7 Relative Durchlässigkeiten für Luft und Wasser bei Zweiphasenströmen (nach WYCKOFF, BOTSET 1936)	16
Abb. 2.1-8 Beziehung zwischen Wasserspannung (Matrixpotential), Sättigungsgrad und ungesättigter Durchlässigkeit $k_w(S_w)$ bei einem Sand, einem schluffigen Sand und einem Schluff.....	17
Abb. 2.1-9 Kapillarer Eintrittswiderstand für Luft in wassergesättigten Boden	19
Abb.2.1-10 Schema des Bodenwasserhaushaltes.	20
Abb. 2.1-11 Tiefenprofil der Bodenfeuchte und deren zeitlicher Variation nach BOHLEBER, 1992	21
Abb. 2.1-12 Längsprofil eines gespannten Grundwasserleiters.....	23
Abb. 2.1-13 Dreidimensionale Modellrechnung Einschaltung einer Kieslinse in einem sandigen Aquifer.....	25
Abb.2.1-14 Ganglinie von Grundwasserständen über 10 Jahre (BUSCH, LUCKNER, 1974). Angaben in cm unter Oberkante Gelände.....	26
Abb. 2.1-15 Stabilitätsfelder im System Fe-H-O-C-S bei 25° und 101.324 kPa	29
Abb. 2.1-16 Inhomogenitäten eines Porengrundwasserleiters. Die unterschiedlichen Betrachtungsebenen machen den Einfluß auf die hydrodynamische Dispersion deutlich (nach SPITZ, 1985; KOBUS, et al., 199_2).	31
Abb. 2.1-17 Schematische zweidimensionale Darstellung zur Transportgeschwindigkeit von Schadstoffen	32
Abb. 2.2-1 Mechanismen der Phasenübergänge.....	35
Abb. 2.2-2 Fließ- und Lösungseigenschaften flüssiger Schadstoffphasen	36
Abb. 2.2-3 Physiko-chemische Eigenschaften zur Abschätzung der Flüchtigkeit	39
Abb. 2.2-4 Henry-Konstanten in Abhängigkeit von der Temperatur (aus GRATHWOHL, 1989).....	41
Abb. 2.2-5 Beziehung zwischen Molekülstrukturen und mikrobiellem Abbau (nach HOWARD et al., 1978)	45
Abb. 2.2-6 Mechanismen für die Bindung von Schwermetallen.....	49
Abb. 2.2-7 Erste Hydrolysekonstante verschiedener Schwermetallkationen	50
Abb. 2.2-8 Chelatkomplexe von Kupfer bzw. Eisen mit Carboxyl- und phenolischen OH- Gruppen von Fulvosäuren sowie Beispiel für ein Kupfer-Diamin-Chelat (c) (aus SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992)	52

Abb. 2.3-1 Strömungsverhalten von flüssigen Schadstoffphasen	59
Abb. 2.3-2 Verteilungsmechanismen im Boden.....	60
Abb. 2.3-3 Relative Durchlässigkeiten für die drei nicht mischbaren Fluide Wasser (w), Luft (a) und Öl (ö) (nach BUSCH, LUCKNER, 1974).....	62
Abb. 2.3-4 Relative Durchlässigkeit für Öl und Wasser bei Zweiphasenströmen (nach VAN DAM, 1967).....	63
Abb. 2.3-5 Eintrag und Ausbreitung schwerer Gase im Boden.....	69
Abb. 2.3-6 Diffusion verschiedener leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe im wassergesättigten und -ungesättigten Bereich (nach GRATHWOHL, EINSELE, 1991).....	70
Abb. 2.3-7 Adsorption von Trichlorethen an verschiedenen organischen Materialien (nach GARBARINI, LION, 1986).....	74
Abb. 2.3-8 Berechnete Beziehung zwischen dem pH-Wert einer Lösung und dem prozentualen Anionenanteil von gelösten 2,4-D, 2,4,5-T und PCP (aus WELP, BRÜMMER, 1989)	76
Abb. 2.4-1 Adsorption verschiedener Schwermetalle durch frischgefälltes Fe-Oxid in Abhängigkeit vom pH (aus SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 1992).....	81
Abb. 2.4-2 Zunehmende Mobilität verschiedener Metalle in Abhängigkeit von der Bodenreaktion (nach BRÜMMER et al., 1991)	82
Abb. 2.4-3 Einfluß von pH-Wert und organischen Komplexbildnern auf die Löslichkeit von Kupfer und Zink in einem belasteten Sandboden (Cu_t 115 mg/kg;	82
Abb. 2.5-1 Darstellung und Auswertung von Daten eines Stufenpumpversuches für einen gespannten Grundwasserleiter mit dem Programm LEAKY (HANSTEIN, 1993).....	97
Abb. 2.5-2 Qualität einer Wasserprobe (nach NIELSEN, 1991).....	103
Abb. 2.5-3 Schadstoffaustrag während eines Säulenversuches.....	105
Abb. 2.5-4 Profil der Strömungsverhältnisse bei der Bodenluftabsaugung	107
Abb. 2.5-5 Tracerdurchgang in einer Kluftzone mit Bezeichnung charakteristischer Größen (nach HIMMELSBACH, 1993):.....	118
Abb. 3.2-1 Zustrom zum Einzelbrunnen unter idealen Bedingungen	122
Abb. 3.2-2 Oberflächennaher Brunnen im tiefreichend homogenen Untergrundbereich.....	123
Abb. 3.2-3 Oberflächennaher Brunnen im tiefenmäßig stark geschichteten Untergrundbereich	124
Abb. 3.2-4 Teilweise Erfassung einer Kontaminationsfahne durch einen Brunnen im Grundwasserabstrom	125
Abb. 3.2-5 Ausbreitung spezifisch unterschiedlich schwerer Versickerungen im Grundwasserbereich (aus DAMRATH et al., 1979).....	127
Abb. 3.2-6 Prinzipskizze Grundwasserentnahme zur Fassung einer Schadstofffahne (gelöst) im Grundwasser	130
Abb. 3.2-7 Absaugen einer aufschwimmenden flüssigen Phase (verändert nach MULL in WEBER, 1990).....	130
Abb. 3.2-8 Absaugen einer abgesunkenen flüssigen Phase (verändert nach MULL in WEBER, 1990).....	131
Abb. 3.2-9 Prinzipskizze horizontales Spülverfahren - Aufsicht	132
Abb. 3.2-10 Prinzipskizze vertikale Durchspülung - ungesättigter Bereich.....	133
Abb. 3.2-11Prinzipskizze vertikale Durchspülung eines belasteten Trennhorizontes	134
Abb. 3.2-12 Modelluntersuchung des Zu- und Abstromes im Bereich eines GZB (aus LFU, 1992).....	136
Abb. 3.2-13 Zustrom, Abstrom und Zirkulationsströmung beim GZB (verändert nach HERRLING et al., 1991)	137

Abb. 3.2-14 Anteil der Zirkulationsströmung am Brunnendurchsatz beim GZB (verändert nach HERRLING et al., 1991).....	138
Abb. 3.2-15 Abgrenzung des Zustrombereiches beim GZB im Grundwasserstrom mit und ohne Anisotropie (nach HERRLING et al., 1991).....	138
Abb. 3.3-1 Druckverteilung und Verlauf der Stromlinien im Vertikalschnitt durch einen Luftabsaugbrunnen	141
Abb. 3.3-2 Relative Durchlässigkeiten für Luft und Wasser als Funktion des wasser- bzw. luftgefüllten Porenanteils (charakteristischer Verlauf, k_{rel} Phasensättigung = 1)	143
Abb. 3.3-3 Prinzipskizze Bodenluftabsaugung	148
Abb. 3.3-4 Prinzipskizze Bodenluftabsaugung mit Luftzufuhr.....	148
Abb. 3.3-5 Prinzipskizze Bodenluftkreislaufführung (Variantenauswahl)	150
Abb. 3.3-6 Prinzipskizze in-situ Strippung	150
Abb. 3.3-7 Verfahrensprinzip koaxiale Grundwasserbelüftung (verändert nach GFS, 1992).....	152
Abb. 3.4-1 Kombination der Bodenluftabsaugung mit einer Grundwasserspiegelabsenkung.....	155
Abb. 3.4-2 Wasserstandsabsenkung mit Brunnen innerhalb einer vollständigen Abkapselung (nach KOBUS, RINNERT, 1983)	157
Abb. 3.4-3 Wasserstandsabsenkung innerhalb einer Abkapselung zur Verhinderung einer Aussickerung über eine schwach durchlässige Zwischenschicht, Schemaskizze (nach KOBUS, RINNERT, 1983)	157
Abb. 3.4-4 Erforderliche Entnahme aus einem Abschöpfbrunnen bei unterschiedlicher Teilabkapselung einer Deponie gegen Durchströmen des Grundwassers (nach ZENZ, ZIPFEL, 1990).....	159
Abb. 3.4-5 Betrieb einer kombinierten hydraulisch-biologischen Untergrundsanierung (nach BATTERMANN, WERNER, 1984)	159
Abb. 4.2-1 Zuströmung zum Einzelbrunnen in natürlicher Grundwasserströmung (nach DVWK 58/1, 1982)	162
Abb. 4.2-2 Erfassung einer flächenmäßigen Grundwasserkontamination durch kombinierten Einsatz von Einzelbrunnen und Brunnenreihe	163
Abb. 4.2-3 Modellmäßig untersuchte Zuströmung zu tiefendifferenzierten Brunnenanlagen im geschichteten Untergrund	165
Abb. 4.2-4 Zu- und Versickerung bei Gräben und Sickerleitungen (Prinzipskizze).....	169
Abb. 4.2-5 Modellmäßige Untersuchung der Zuströmung zu einem Graben im ungeschichteten und geschichteten Untergrund.....	170
Abb. 4.2-6 Sickerschlitzgraben am Wasserwerk Rasseln der Stadtwerke Mönchengladbach (nach HANTKE, RUTTEN, 1986).....	173
Abb. 4.2-7 Schemaskizze eines Unterdruckverdampfer-Brunnens (UVB) mit eingebauter Trennplatte und Pumpe (verändert nach Firmenprospekt der GfS mbH, 1992, IEG-Verfahren).....	175
Abb. 4.2-8 Hydro-Airlift-Brunnen der Ed. Züblin AG.....	176
Abb. 4.2-9 Fassung einer organischen Leichtphase mit einem Skimmersystem.....	179
Abb. 4.3-1 Bodenluftfassungsanlagen	181
Abb. 4.4-1 Kombiniertes Grundwasser- und Bodenluftbrunnen mit getrennten Luft- und Wasserpumpen (Prinzipskizze)	188
Abb. 4.4-2 Kombinierte Grundwasser- und Bodenluftfassung mit Tiefsaugefilter (Prinzipskizze)	189
Abb. 5.2-1 Lageplan des Versuchsfeldes (nach DVWK 98, 1991).....	196
Abb. 5.2-2 Schematischer Schnitt durch ein Versuchsfeld (nach DVWK 98, 1991).....	197
Abb. 5.2-3 Sanierung einer Grundwasserunreinigung durch Untergrundspülung (nach Zipfel, 1992)	198

Abb. 5.2-4 Zufluß zu einem vollkommenen Sickerschlitz im Grundwasser mit freier Oberfläche (nach HERTH, ARNDTS, 1985)	201
Abb. 5.2-5 Zufluß zu einem unvollkommenen Sickerschlitz im Grundwasser mit freier Oberfläche (nach HERTH, ARNDTS, 1985)	202
Abb. 5.2-6 Vertikalschnitt durch ein Sickerbecken (nach BMI, 1985)	204
Abb. 5.2-7 Leistung offener Sickerbecken (nach HANTKE, 1982 und BMI, 1985)	205
Abb. 5.2-8 Durchflußberechnung für einen GZB (nach HERRLING et al., 1991)	208
Abb. 5.2-9 Meßnetz-Vorschlag zur Überwachung und Kontrolle der Sanierung eines Grundwasserschadensfalles (nach LFU-BW, 1992)	210
Abb. 5.3-1 Beispiel eines Meßnetzes für einen Absaugversuch	216
Abb. 5.3-2 Platzierung eines Absaugbrunnens relativ zur Lage der Verschmutzung (nach DVWK, 1991)	218
Abb. 5.3-3 Beispiele vertikaler Anordnung von Absaugeinrichtungen angepaßt an örtliche Verhältnisse (nach DVWK, 1991)	219
Abb. 5.3-4 Auswirkung der Anordnung eines Lufteinblasbrunnens (horizontaler Fall) bei versiegelter Geländeoberfläche	220
Abb. 5.3-5 Vertikalebener Beispielfall für die Anordnung eines Luftzufuhrbrunnens	220
Abb. 5.3-6 Typische Konfiguration einer Bodenluftabsauganlage (verändert nach PRANTNER, o. J.)	224
Abb. 5.3-7 Beispiel eines Meßnetzes für sanierungsbegleitende Untersuchungen	225
Abb. 5.3-8 Idealtypische zeitliche Entwicklung der Stoffausträge	227
Abb. 5.3-9 Beispielhafte Entwicklung der Stoffausträge bei einem intermittierenden Brunnenbetrieb	228
Abb. 6.2-1 Auswahl von Wasserreinigungsverfahren	230
Abb. 6.3-1 Vergleich der Löslichkeiten von Metallhydroxiden und Metallsulfiden als Funktion des pH-Wertes	235
Abb. 6.3-2 Gleichung nach Holluta und Eberhardt. Gültig für Wasser im pH-Bereich 7.0 bis 7,5 und Temperatur ≤ 20 °C für Enteisung bis auf einen Restgehalt um 0,1 mg/l Fe	237
Abb. 6.5-1 Durchbruchskurven für Huminstoffe und Trichlorethen	249
Abb. 6.5-2 Adsorptionsisothermen leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe an Aktivkohle (H 71). K_F und n sind Konstanten der Adsorptionsisothermengleichung	250
Abb. 6.5-3 Durchbruchskurven für verschiedene Chlorkohlenwasserstoffe in einem Aktivkohlefilter	251
Abb. 6.5-4 Durchbruchskurven für Trichlorethen bei unterschiedlichen Filterzulaufkonzentrationen (Schütthöhe 2,5 m, Filtergeschwindigkeit 11 m/h)	252
Abb. 6.5-5 1,1,1-Trichlorethanadsorption an unterschiedlichen Aktivkohlen	253
Abb. 6.5-6 Entfernung von Herbiziden aus Emwasser durch einstufige Pulverkohledosierung (Aktivkohle GW)	254
Abb. 6.5-7 Beispiele für Geschwindigkeitskonstanten für die Direktreaktion von O_3 mit gelösten organischen Stoffen	257
Abb. 7.2-1 Beladungsdiagramm und Stoffbilanz für einen Stripper	260
Abb. 7.3-1 Adsorptionsisothermen an Aktivkohle (Desorex K 47) bei 20 °C und Luft als Trägergas (Quelle: Lurgi Aktivkohle GmbH, Frankfurt/Main)	262
Abb. 7.3-2 Beladungszustand und Verlauf der Adsorptionszone in einem vertikal durchströmten Adsorber	263
Abb. 7.3-3 Schematisches Verfahrensfliessbild einer adsorptiven Abluftaufbereitung ohne Regeneriereinrichtung	266

Abb.7.3-4 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Aktivkohle-Adsorptionsanlage zur Abluftreinigung mit Stoffrückgewinnung bei geringer Wasserlöslichkeit	267
Abb. 7.4-1 Isothermen bei physikalischer Absorption	270
Abb. 7.4-2 Trennaufwand bei der physikalischen Absorption	271
Abb. 7.4-3 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Abluftwäsche mit Regenerierung der Waschflüssigkeit und Rückgewinnung der organischen Verbindungen	274
Abb. 7.5-1 Restkonzentration an organischem Kohlenstoff als Funktion von Temperatur und Verweilzeit bei der thermischen Verbrennung KW-haltiger Abluft.....	278
Abb. 7.5-2 Vereinfachtes Fließbild einer thermischen Abluftreinigungsanlage	279
Abb. 7.6-1 Umsatz als Funktion der Temperatur bei verschiedenen Raumgeschwindigkeiten an einem Wabenkörper-Katalysator zur Reinigung KW-haltiger Abluft	282
Abb. 7.6-2 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer katalytischen Abluftreinigungsanlage ..	284
Abb. 7.7-1 Konzentrationsverlauf und Transportwiderstände bei der biologischen Abluftreinigung.....	287
Abb. 7.7-2 Grundvorgänge bei der biologischen Stoffumwandlung.....	287
Abb. 7.7-3 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Biofilter-Anlage zur Abluftreinigung...	288
Abb. 7.7-4 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Biowäscher-Anlage zur Abluftreinigung	290
Abb. 7.7-5 Vereinfachtes Verfahrensfliessbild einer Tropfkörper-Anlage zur Abluftreinigung	291
Abb. 8.1-1 Ablaufschema zur praktischen Vorgehensweise	298
Abb. 8.3-1 Diagramm zur Kostenwirksamkeitsabschätzung	311

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1-1 Dichten und Viskositäten von Wasser und Luft zwischen 0 °C und 30 °C	14
Tab. 2.2-1 Emission von Schwermetallen aufgeschlüsselt nach Industriezweigen (nach FELLEBERG, 1992).....	47
Tab. 2.2-2 Relative Stabilitätskonstanten als log K einiger Metall-Huminstoff-Komplexe (nach ZIECHMANN, MÜLLER-WEGENER, 1990)	52
Tab. 2.2-3 Löslichkeitsprodukte verschiedener Schwermetallverbindungen in Wasser bei 25 °C (nach MATTHESS, 1990b)	54
Tab. 2.3-1 Diffusionskoeffizienten (cm ² /s) verschiedener Verbindungen in Ton, Festgesteinen, Sand und Boden (nach GRATHWOHL, 1992)	71
Tab. 2.5-1 Geophysikalische Methoden und Anwendungsbereiche.....	113
Tab. 2.5-2 Anwendungsbereiche unterschiedlicher Bohrlochmeßtechniken	115
Tab. 3.2-1 Beispielhafte Einflüsse des Untergrunds auf die Anwendbarkeit von Sanierungssystemen.....	123
Tab. 3.2-2 Beispielhafte Einflüsse der Kontaminationseigenschaften auf die Auswahl und Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen	126
Tab. 3.3-1 Eignung pneumatischer Sanierungsverfahren bei Verunreinigungen mit ausgewählten schadensrelevanten Stoffgruppen.....	146
Tab. 4.5-1 Vergleichende Betrachtung der Sanierungsverfahren	190
Tab. 4.5-2 Kosten einer kombinierten hydraulischen und pneumatischen Sanierung.....	192
Tab. 5.2-1 Leistungs- und Kostenübersicht verschiedener Versickerungs-(Infiltrations-)Anlagen (nach SCHÖTTLER et al., 1991) im mittleren Leistungsbereich bei mittleren Grundwasserleiter-Bedingungen	206
Tab. 5.2-2 Beispielhafte hydraulische Leistungsdaten eines GZB in einheitlichem Untergrund (nach dem Diagramm in Abb. 5.2-8).....	208
Tab. 5.2-3 Auswirkung verschiedener Faktoren auf den Sanierungsverlauf.....	212
Tab. 6.2-1 Auswahl größerer Firmen zur Abwasserreinigung (aus UMWELTBUNDESAMT, 1982), ohne Anspruch auf Vollständigkeit.....	232
Tab. 6.2-2 Anfragedaten	233
Tab. 6.3-1 Verfahren zur Entfernung von Spurenmetallen	234
Tab. 6.4-1 Membranverfahren	240
Tab. 6.4-2 Effizienz verschiedener Verfahren zur Entfernung organischer Störstoffe	242
Tab. 6.5-1 Verhalten leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe bei der Aufbereitung (nach BALDAUF, 1983)	246
Tab. 7.3-1 Eigenschaften einiger technischer Adsorbentien nach Herstellerangaben.....	265
Tab. 7.4-1 Kennwerte einiger organischer Waschflüssigkeiten (nach Angaben Hoechst AG und Bayer AG).....	273
Tab. 7.8-1 Entscheidungsmatrix zur groben Verfahrensbewertung	294
Tab. 7.8-2 Projektdaten zur Anfrage an Anlagenbauer und wesentliche Inhalte dessen Angebotes	295
Tab. 7.8-3 Anbieter für Abluftaufbereitungsanlagen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit)..	296
Tab. 8.3-2 Entscheidungsmatrix zur nicht-monetären Verfahrensbeurteilung (Beispiel)	308

Indexverzeichnis

A

- abgedeckte Gräben..... 171
- Abluftaufbereitung
- Abluftwäsche 273
 - Absorptionsverfahren 269, 272
 - Adsorptionsverfahren 261, 264, 265
 - Aktivkohle-Adsorptionsanlage 266
 - Anbieter für Abluftaufbereitungsanlagen 295
 - Beladungsdiagramm und Stoffbilanz für einen Stripper..... 259
 - Bewertung..... 268, 275
 - Biofilter-Anlage 286, 287
 - biologische Abluftreinigung 285, 286
 - Biowäscher-Anlage..... 288, 290
 - hydraulische in-situ Bodensanierung 259
 - katalytische Abluftaufbereitung..... 280
 - katalytische Abluftreinigungsanlage. 283
 - physikalische Adsorption..... 269
 - pneumatische in-situ Bodensanierung 258
 - Projektdatei 294
 - technische Adsorbentien..... 262, 265
 - thermische Abluftaufbereitung 276
 - thermische Abluftreinigungsanlage .. 278
 - Tropfkörper-Anlage 289, 290
 - Verfahrensbewertung..... 294
 - Vergleichende Verfahrensbewertung 293
 - vertikal durchströmter Adsorber..... 263
 - Wabenkörper-Katalysator 281
 - Waschflüssigkeiten 272, 273
- Absaugbrunnen 217
- Abstandsgeschwindigkeit 12
- Adsorptionsaffinität 75
- Adsorptionswasser..... 9
- Aggregation 75
- Altlastenerkundung
- Allgemeines 87
 - Aufschlüsse - Schürfe, Sondierungen, Bohrungen 91
 - Bodenprobenahme 92
 - Bohrlochgeophysik 114
 - Bohrlochmeßtechnik..... 114
 - Gasprobenahme und Bodenluftmessung 109
 - geophysikalische Methoden..... 112
 - geophysikalische Untersuchung..... 111
 - hydraulische Untersuchung und Feldversuche 95
 - Laboruntersuchung..... 98
 - Markierungsversuch (Tracer)..... 115
 - pneumatische Untersuchung und Feldversuche 104
 - pneumatische Laboruntersuchung..... 104
 - Umweltindikatoren 115
 - Wasserprobenahme und Messungen vor Ort 100
- Altlastensanierung
- Abfallrecht 317
 - Anbieter..... 191
 - Arbeitsschutzmaßnahmen 323
 - Ausführungsplanung 319
 - Ausschreibung..... 324
 - Baurecht 316
 - Bearbeitungsschritte..... 297
 - beschränkte Ausschreibung..... 325
 - Beweissicherung 332
 - Bodenluftabsaugung mit einer Grundwasserspiegelabsenkung 155
 - Bodenluftabsaugung und Grundwasserentnahme 155
 - Bodenluftabsaugung, Reichweitenbestimmungen 105
 - Entscheidungsmatrix zur nicht-monetären Verfahrensbeurteilung. 307
 - Entwurfs- und Genehmigungsplanung 315
 - Erkundung und Planung..... 87
 - Firmenanfragen 305
 - freihändige Vergabe 325
 - Genehmigung von hydraulischen Verfahren 317
 - Genehmigung von pneumatischen Anlagen 318
 - Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag 312
 - Grundlagenermittlung 301
 - hydraulisch/pneumatische Verfahren 154
 - hydraulisch-biologische Sanierung ... 159
 - hydraulische und Einkapselungsverfahren 156
 - hydraulische Verfahren 119, 320, 331

Immissionsschutzrecht.....	316	Schwermetalle.....	80
koaxiale Grundwasserbelüftung	189	AQUA-23.....	183
kombinierte pneumatische und hydraulische Verfahren.....	119	Aquifer	10
kombinierter Grundwasser- und Bodenluftbrunnen	187, 188	artesisch gespanntes Grundwasser	10
Kosten.....	191, 309	Aufheizung.....	186
Kostenwirksamkeitsabschätzung	311	Aufschlüsse - Schürfe, Sondierungen, Bohrungen.....	91
Leistungsbeschreibung	326	B	
Leistungsbeschreibung und Vergabe von hydraulischen und pneumatischen in- situ Sanierungsverfahren	328	benetzbare Oberflächen.....	20
Literatur	333	Boden	
meßtechnische Überwachung	322	Benetzbarkeit	8
Naturschutzrecht.....	317	Bodenwasser	9
nicht-monetäre Beurteilung	306	Durchlässigkeit.....	11
öffentliche Ausschreibung	324	Durchlässigkeit für Luft.....	14
pneumatische Untersuchung und Feldversuche	104	Durchlässigkeit für Wasser	10
pneumatische Laboruntersuchung	104	Durchlässigkeit für Wasser und Luft ..	15
pneumatische Sanierungsanlagen	321	Durchlässigkeitsbeiwert.....	10
pneumatische Verfahren	119, 331	Festgesteine.....	4
pneumatische Verfahren und Mikrobiologie	153	geologischer Aufbau des Untergrundes	4
pneumatische Verfahren und Ozonierung	153	gesättigte Zone	9
praktische Vorgehensweise	297	Grund- und Stauwasser	9
Prüfung und Wertung von Angeboten	330	Lockergesteine	4
Sanierung	331	relative Durchlässigkeiten für Luft und Wasser.....	16
Sanierungsentscheidung	313	Transportvorgänge	30
Sanierungsziele.....	303	ungesättigte und gesättigte Bodenzone .	7
Sekundärtechniken.....	321	ungesättigte Zone	9
Transportbestimmungen	317	unterirdisches Wasser	7
Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB).....	156	Bodenfeuchte	20
Untergrundspülung	198	Bodenluftabsaugung	
Vakuumbrunnen	188	Abdichtung von Luftfassungs- und - zufuhranlagen.....	222
Verfahrensgruppen und Kombinationen	119	Abfallrecht	317
Verfahrenskombinationen	332	Abluftwäsche	273
Verfahrensvorauswahl	304	Absaugbrunnen	217
vergleichende Betrachtung	190	Absorptionsverfahren.....	272
Vorversuche.....	314	absorptive Abluftaufbereitung	269
Wasserrecht	316	Adsorptionsverfahren.....	264
Wasserreinigungsverfahren	229	adsorptive Abluftaufbereitung ..	261, 265
Wellpoint-Verfahren.....	155	Aktivkohle-Adsorptionsanlage	266
Anionen	26	Allgemeines106, 147, 148, 150, 152, 184	
anorganische Stoffe		Anbieter.....	191
Allgemeines	34	Anbieter für Abluftaufbereitungsanlagen	295
		Anordnung von Absauganlagen.....	217
		Arbeitsschutzmaßnahmen	323
		Ausführungsplanung	319
		Ausschreibung und Vergabe	324
		Auswertung	226

Baurecht.....	316	Kosten	191, 309
Bearbeitungsschritte	297	Kostenwirksamkeitsabschätzung	311
begleitende Untersuchungen zur		Leistungsbeschreibung.....	326
Effektivitäts- und Erfolgskontrolle	224	Leistungsbeschreibung und Vergabe von	
beispielhafte Anordnung der		hydraulischen und pneumatischen in-	
Systemkomponenten.....	223	situ Sanierungsverfahren.....	328
beschränkte Ausschreibung	325	Leitungen	223
Betriebsweise und Effektivität.....	227	Literatur.....	333
Beweissicherung	332	Luftabsaugbrunnen.....	141
Bewertung.....	268	Lufteinblasung in den gesättigten	
Biofilter-Anlage.....	286, 287	Bereich (in-situ Strippung).....	150
biologische Abluftreinigung	285, 286	Luftströmung.....	108
Biowäscher-Anlage.....	288, 290	mathematische Modellmethoden	216
Bohrbrunnen	221	mehrfache Verfilterung	222
Brunnen mit Spezialfiltern /		Meßintervalle	226
Bodenluftkreislaufführung / koaxiale		Meßnetz.....	225
Grundwasserbelüftung	221	Meßnetz für einen Absaugversuch....	215
Brunnen ohne		Meßparameter	225
Filterkiesschüttung/Rammbrunnen	221	Meßsystem	225
Dimensionierung bzw.		meßtechnische Überwachung.....	322
Betriebsparameter der Aggregate und		Naturschutzrecht	317
sonstiger Systemkomponenten	223	nicht-monetäre Beurteilung.....	306
Druckluftaggregat	185	öffentliche Ausschreibung	324
Durchführung.....	215	physikalische Absorption.....	269
Einflußfaktoren und		Planung und Betrieb.....	213
Anwendungsgrenzen.....	142	Planung und Einrichtung.....	215
Entscheidungsmatrix zur nicht-		pneumatische Sanierungsanlagen.....	321
monetären Verfahrensbeurteilung	307	pneumatische Verfahren	331
Entwurfs- und Genehmigungsplanung		praktische Vorgehensweise.....	297
.....	315	Prüfung und Wertung von Angeboten	
Erfolgskontrolle	226	330
Explosionsschutz	224	Reichweite.....	218
Firmenanfragen.....	305	Reichweitenbestimmungen	105
freihändige Vergabe.....	325	Sanierungsdurchführung	331
Genehmigung von hydraulischen		Sanierungsentscheidung.....	313
Verfahren	317	Sanierungsziele	303
Genehmigung von pneumatischen		Saug- und Druckluftaggregat	223
Anlagen.....	318	Saugaggregat	184
Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag		Seitenkanalverdichter.....	184
.....	312	Sekundärtechniken	321
Grundlagenermittlung.....	301	Strömungsverhältnisse	106
horizontale Fassung	222	technische Adsorbentien	262, 265
hydraulische Verfahren.....	320, 331	thermische Abluftaufbereitung	276
Immissionsschutzrecht.....	316	thermische Abluftreinigungsanlage ..	278
intermittierender Brunnenbetrieb.....	228	Transportbestimmungen.....	317
katalytische Abluftaufbereitung.....	280	Tropfkörper-Anlage	289, 290
katalytische Abluftreinigungsanlage.	283	typische Konfiguration einer	
koaxiale Grundwasserbelüftung	152	Bodenluftabsauganlage	224
kombinierte Grundwassererfassungs-		Vakuumbrunnen.....	188
und Bodenluftabsaugbrunnen	187, 188	Vakuumpumpen.....	184

Ventilatoren	184	Brunnen	
Verfahren mit Luftzufuhr (Bodenluftspülung, Bodenluftkreislaufführung)	148	Allgemeines	199
Verfahrenskombinationen	332	Bauformen.....	166
Verfahrensvorauswahl	304	Bohrbrunnen.....	167
vergleichende Betrachtung	190	Einzelbrunnen	162
vertikal durchströmter Adsorber.....	263	Erfassungsbreite	161
Vorversuche.....	314	kleinkalibrige Brunnen.....	166
Vorversuche - Reichweitenbestimmung	214	Nutzung als Infiltrationsorgane.....	167
Wabenkörper-Katalysator	281	Schachtbrunnen.....	166
Wasserrecht	316	tiefendifferenzierte Brunnenanlagen .	164
Wirkungsweise	140	untere Kulmination	162
zeitliche Entwicklung der Stoffausträge	227	vollkommener Einzelbrunnen.....	161
Bodenluftabsaugung mit einer Grundwasserspiegelabsenkung.....	155	Wirkungsweise und Anwendungsmöglichkeiten.....	161
Bodenluftabsaugung und Grundwasserentnahme.....	155	Zustrom	161
Bodenluftfassungsanlagen		C	
AQUA-23	183	Cyanide	
Bohrbrunnen	182	Allgemeines	57
Brunnen ohne		Cyanokomplexe	85
Kiesschüttung/Rammbrunnen	181	freisetzbare Cyanide.....	85
Doppelmantelfilter.....	182	komplexe Cyanide.....	58
horizontale Fassung	183	physiko-chemische Eigenschaften	57
mehrfache Verfilterung.....	183	Verhalten.....	85
Polyethylen	183	Verwendung	57
Spezialfilter.....	182	Cyanokomplexe	85
Übersicht.....	181	D	
Bodenluftströmung	141	Dampfdruck	
Bodenprobe		Allgemeines	39
Probennahme	92	Doppelmantelfilter	182
Bodenwasser		Dreiphasenströmung	61
Adsorptionswasser	9	Druckflußregeleinrichtungen	185
Allgemeines	9	Drucklufteinpressung	154
Eintrittskapillardruck	9	Druckmeßgeräte/Vakuummanometer ...	185
Gravitationspotential	9	Durchflußmeßgeräte.....	185
Haftwasser	9	Durchlässigkeit	
Kapillardruck	9	Abstandsgeschwindigkeit.....	12
kapillare Steighöhe	9	Allgemeines	11
Kapillarwasser	9	Festgesteine	13
Matrixpotential (auch Wasserspannung oder Saugspannung).....	9	Filtergeschwindigkeit.....	12
Bodenwasserhaushalt.....	19	Lockergesteine	11
Bohrbrunnen	167	Luft im wassergesättigten Boden	18
Bohrlochgeophysik		nutzbarer Porenanteil	12
Allgemeines	114	Permeabilität	13
Bohrlochmeßtechnik.....	114	relative Durchlässigkeiten für Luft und Wasser.....	16
		Sättigungsgrad.....	15
		Speicherkoeffizient	12
		Transmissivität.....	12
		Durchlässigkeit für Luft.....	14
		Durchlässigkeit für Wasser	10

Durchlässigkeit für Wasser und Luft.....	15	Grundwasser, Transportvorgänge	
Durchlässigkeitsbeiwert		Allgemeines	30
Allgemeines	10	hydrodynamische Dispersion	30
E		hydrodynamische Prozesse	30
Einhausung	186	Konvektion.....	30
Eintrittskapillardruck	9	mechanische Dispersion.....	30
Entnahmebrunnen	199	molekulare Diffusion	30
Erfassungsbreite.....	161	Retardation.....	31
F		Transportgeschwindigkeit von	
Filtergeschwindigkeit	12, 23	Schadstoffen.....	32
Filtration		Grundwasserbeschaffenheit	
Allgemeines	30	Allgemeines	26
Finite-Differenzen	24	Anionen.....	26
Finite-Elemente	24	gelöste Gase	26
Fließgeschwindigkeit.....	23	geochemische Reaktionen.....	27
G		geochemische Rechenmodelle	29
Gasprobenahme und Bodenluftmessung		Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht.....	28
.....	109	Kationen.....	26
gelöste Gase.....	26	pH-Wert	28
gelöste oder suspendierte organische		Pufferkapazität	28
Substanzen.....	75	Redoxpotential	28
geophysikalische Untersuchung		Sättigungsindex.....	28
Allgemeines	111, 112	spezifische elektrische Leitfähigkeit ...	27
Geoschockverfahren	154	Temperatur	27
Geringleiter (Aquitard)	10	undissoziierte Stoffe.....	26
gesättigte Zone.....	9	Grundwasserhaushalt	
gespanntes Grundwasser.....	10	Grundlagen.....	19
Gräben und Leitungen		Grundwasserhydraulik	
abgedeckte Gräben.....	171	Grundlagen.....	22
Allgemeines	201	Grundwasserleiter	
Bauformen	170	Allgemeines	10
Horizontalbrunnen	171	gespannt	22
offene Gräben	170	Grundwasserneubildungsrate	22
Prinzipskizze.....	168	Grundwassersanierung	
Sickerleitungen/Dränagen.....	171	1,1,1-Trichlorethan.....	252
Sickerschlitzgraben.....	172	Abfallrecht	317
Versickerung über Gräben und		Absaugen einer abgesunkenen flüssigen	
Leitungen	172	Phase	130
Gravitationspotential	9	Absaugen einer aufschwimmenden	
Grenzflächenspannung	8	flüssigen Phase.....	130
Grundwasser		aerobe Verfahren.....	244
Aquifer.....	10	Aktivkohle.....	247
artesisch gespanntes Grundwasser.....	10	Aktivkohle zur Metallentfernung.....	239
Geringleiter (Aquitard)	10	Aktivtonerde zur Metallentfernung...	238
gespanntes Grundwasser.....	10	anaerobe Behandlung konzentrierter	
Grund-/Stauwasserspiegel	9	Abwässer.....	245
Grundwasserleiter	10	Anbieter.....	191
Leakage-Effekt.....	10	Anfragedaten	232
Nichtleiter (Aquicluden).....	10	Anlagen und betriebstechnische	
Stockwerksgliederung.....	10	Bedingungen	125

Anordnung hydraulischer Anlagen... 198	Grundlagenermittlung 301
anorganische Schadstoffe 234	Grundwasserströmungsverhältnisse.. 124
anorganische und organische Schadstoffe 240	Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB) 134, 174, 206
Anwendungsgrenzen..... 128	Herbizide..... 253
Arbeitsschutzmaßnahmen..... 323	horizontale Spülung 132
Ausführungsplanung..... 319	Huminstoffe und Trichlorethen..... 248
Ausschreibung und Vergabe..... 324	hydraulisch-biologische Sanierung ... 159
Baurecht..... 316	hydraulische und Einkapselungsverfahren 156
Bearbeitungsschritte 297	hydraulische Verfahren 320, 331
begleitende Untersuchungen und Erfolgskontrolle 209	Hydro-Airlift-Brunnen (HAB) .. 174, 176
beschränkte Ausschreibung 325	Hydrologie..... 124
Beschreibung 160	Immissionsschutzrecht 316
Betrieb und Effektivität 211	Infiltration 203
Beweissicherung 332	Infiltrationsbrunnen..... 200
Bodenluftabsaugung und Grundwasserentnahme..... 155	Ionenaustauschverfahren..... 237
Brunnen 199	koaxiale Grundwasserbelüftung..... 152
Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) 250	kombinierte Grundwassererfassungs- und Bodenluftabsaugbrunnen 187, 188
Effektivität..... 212	Kontaminationsfahne 125
Effizienz verschiedener Verfahren ... 241	Kosten 191, 309
Einflüsse der Kontaminationseigenschaften..... 126	Kostenwirksamkeitsabschätzung 311
Einflüsse des Untergrunds 122	leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW, CKW)..... 246, 249
Einflußfaktoren und Anwendungsgrenzen..... 122	Leistungsbeschreibung 326
Einlaufphase 211	Leistungsbeschreibung und Vergabe von hydraulischen und pneumatischen in- situ Sanierungsverfahren..... 328
Einzelbrunnen und Brunnenreihe 163	Literatur..... 333
Entnahmebrunnen 199	Luftinblasung in den gesättigten Bereich (in-situ Strippung)..... 150
Entnahmeverfahren..... 128	mathematische Modellmethoden 197
Entscheidungsmatrix zur nicht- monetären Verfahrensbeurteilung 307	Membranverfahren..... 240
Entwurfs- und Genehmigungsplanung 315	Meßeinrichtungen 209
ergänzende Maßnahmen 140	Meßnetz-Vorschlag..... 209
Fällungs- und Flockungsverfahren ... 235	Meßprogramm..... 210
Firmen zur Abwasserreinigung..... 231	meßtechnische Überwachung..... 322
Firmenanfragen..... 305	Naturschutzrecht 317
Flockung 243	nicht-monetäre Beurteilung..... 306
freihändige Vergabe..... 325	oberflächennaher Brunnen 123
Genehmigung von hydraulischen Verfahren 317	öffentliche Ausschreibung 324
Genehmigung von pneumatischen Anlagen..... 318	organische Wasserinhaltsstoffe..... 245
Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag 312	Oxidationsverfahren..... 254
Gräben und Leitungen 201	Oxidationsverfahren/Reduktionsverfahre n..... 239
Gräben und Sickerleitungen (Prinzipiskizze)..... 168	Ozonbehandlung 255
	Ozonverfahren..... 256
	Phasenfassungssysteme..... 178

pneumatische Sanierungsanlagen	321	Allgemeines	23
pneumatische Verfahren	331	dreidimensionale Modellrechnung.....	24
praktische Vorgehensweise	297	Finite-Differenzen.....	24
Prinzipskizze horizontales		Finite-Elemente.....	24
Spülverfahren.....	132	Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB)	
Prinzipskizze in-situ Strippung.....	150	Allgemeines	134, 174, 206
Prinzipskizze vertikale Durchspülung		Anwendbarkeit.....	139
.....	133	Brunnendurchsatz.....	137
Prüfung und Wertung von Angeboten		Durchflußberechnung.....	207
.....	330	Einschränkungen der Anwendbarkeit	139
Pumpen zur Wasserentnahme.....	178	hydraulische Grundvorgänge	134
Sanierungsdurchführung.....	331	hydraulische Leistungsdaten	208
Sanierungsentscheidung	313	Hydro-Airlift-Brunnen (HAB) ..	174, 176
Sanierungsverlauf	211	Modelluntersuchung.....	135
Sanierungsziele	303	Unterdruck-Verdampfer-Brunnen	
Scavenger - bzw. Schwimmer-Systeme		(UVB).....	174, 175
.....	179	Verfahrens- und Reinigungsprinzip ..	139
Sekundärtechniken.....	321	H	
Sickerbecken.....	204	Haftwasser.....	9
Sickerflächen und Sickerbecken.....	173	Henry-Konstante	
Sickerschlitz im Grundwasser ..	201, 202	Allgemeines	40
Skimmersysteme.....	178	Horizontalbrunnen	171
sonstige Anlagenteile.....	180	Hydraulik	
Spülverfahren (Infiltration und		Grundlagen.....	19
Entnahme).....	131	hydraulisch-biologische Sanierung	159
Spurenmetalle	234	hydraulische Sanierungsverfahren	
Stripverfahren	245	Absaugen einer abgesunkenen flüssigen	
Transportbestimmungen	317	Phase	130
Trichlorethen	251	Absaugen einer aufschwimmenden	
Unterdruck-Verdampfer-Brunnen		flüssigen Phase.....	130
(UVB)	156, 174, 175	Allgemeines	119, 154, 156, 158
Untergrundspülung	198	Anlagen und betriebstechnische	
Vakuumbrunnen	188	Bedingungen	125
Verfahrenskombinationen	332	Anordnung hydraulischer Anlagen ...	198
Verfahrensprinzip koaxiale		Anwendungsgrenzen.....	128
Grundwasserbelüftung	152	begleitende Untersuchungen und	
Verfahrensvorauswahl	304	Erfolgskontrolle	209
vergleichende Betrachtung	190	Beschreibung.....	160
Versickerungs-(Infiltrations-)Anlagen		Betrieb und Effektivität.....	211
.....	205	Brunnen.....	199
Versuchsfeld	196, 197	Effektivität	212
vertikale Spülung	132	Einflüsse der	
Vorversuche.....	195, 314	Kontaminationseigenschaften	126
Wasserrecht	316	Einflüsse des Untergrunds	122
Wasserreinigungsverfahren	229	Einflußfaktoren und	
Wellpoint-Verfahren.....	155	Anwendungsgrenzen.....	122
Wirkungsweise	120	Einlaufphase.....	211
Zustrom zum Einzelbrunnen	121	Einzelbrunnen und Brunnenreihe.....	163
Zuströmung zu einem Graben	169	Entnahmebrunnen	199
Grundwasserströmung, Modellierung		Entnahmeverfahren	128

ergänzende Maßnahmen	140	I	
Gräben und Leitungen	201	Infiltration	203
Gräben und Sickerleitungen (Prinzipskizze)	168	Infiltrationsbrunnen.....	200
Grundwasserströmungsverhältnisse .	124	K	
Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB)	134, 174, 206	Kapillardruck	9
horizontale Spülung	132	kapillare Steighöhe.....	9
Hydro-Airlift-Brunnen (HAB)..	174, 176	kapillarer Eintrittswiderstand.....	18
Hydrologie	124	Kapillarwasser.....	9
Infiltration	203	Kationen	26
Infiltrationsbrunnen	200	kleinkalibrige Brunnen.....	166
Kontaminationsfahne.....	125	kombinierte pneumatische und hydraulische Verfahren	119
mathematische Modellmethoden	197	Konvektion.....	30
Meßeinrichtungen	209	Kühlung.....	186
Meßnetz-Vorschlag	209	L	
Meßprogramm	210	Laboruntersuchung.....	98
oberflächennaher Brunnen.....	123	Leakage-Effekt.....	10
Phasenfassungssysteme	178	Leitungen	186
Prinzipskizze horizontales Spülverfahren.....	132	Literatur	
Prinzipskizze vertikale Durchspülung	133	Altlastensanierung.....	333
Pumpen zur Wasserentnahme.....	178	Grundwassersanierung	333
Sanierungsverlauf	211	Sanierungsverfahren, hydraulische ...	333
Scavenger - bzw. Schwimmer-Systeme	179	Sanierungsverfahren, in-situ	333
Sickerbecken.....	204	Sanierungsverfahren, kombinierte	333
Sickerflächen und Sickerbecken.....	173	Sanierungsverfahren, pneumatische..	333
Sickerschlitz im Grundwasser ..	201, 202	Lösungs- und Austauschprozesse	30
Skimmersysteme.....	178	Lösungsvermittler	75
sonstige Anlagenteile.....	180	Luft im wassergesättigten Boden	18
Spülverfahren (Infiltration und Entnahme).....	131	Luftabsaugbrunnen.....	141
Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB)	174, 175	Luftdurchlässigkeit.....	143
Untergrundspülung	198	Lufteintritt in einen wassergesättigten Boden	18
Versickerungs-(Infiltrations-)Anlagen	205	Luftfeuchtmeßgeräte	185
Versuchsfeld	196, 197	Luftkühler.....	186
vertikale Spülung	132	Luftzufuhranlagen	184
Vorversuche.....	195	M	
Wirkungsweise	120	Makroporen.....	20, 75
Zustrom zum Einzelbrunnen	121	Matrixpotential (auch Wasserspannung oder Saugspannung).....	9
Zuströmung zu einem Graben	169	mechanische Dispersion.....	30
hydraulische Untersuchung und Feldversuche	95	Meß- und Regel- bzw. Steuerungstechnik	185
Hydro-Airlift-Brunnen (HAB).....	174, 176	molekulare Diffusion	30
hydrodynamische Dispersion.....	30	N	
hydrodynamische Prozesse	30	Nichtleiter (Aquicluden)	10
		nutzbares Porenvolumen.....	12
		Nutzporenraum	20
		O	
		Oberflächenabdichtung	
		Allgemeines	186

Oberflächenspannung	37	relative Durchlässigkeit.....	61, 62
offene Gräben	170	Schadstoffgemische	38, 40
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient .	38	Stoffübergang.....	39
organische Stoffe		Strömungsverhalten	59
Abbau.....	44	Toxizität	46
Abbauverhalten im Boden	78	unpolare Verbindungen.....	72
Adsorption	42	Verhalten im Untergrund	59
Adsorption von Trichlorethen	73	Verteilung und Ausbreitung flüchtiger	
Adsorptionskinetik	77	Stoffe.....	66
Adsorptionsverhalten.....	66	Verteilungsmechanismen im Boden ...	60
Allgemeines	33, 34	Verwendung	34
Ausbreitung in der Gasphase	42	Viskosität	60
Benetzungseigenschaften.....	60	Wassergefährdungsklasse (WGK)	46
Bioverfügbarkeit	79	Zweiphasenströmung	62
Bodenlösung	75	P	
Dampfdruck	39	Permeabilität	13
Desorption	44	Phasenfassungssysteme.....	178
Dichte.....	36, 60	pneumatische Verfahren	
Diffusionskoeffizienten	42	Abdichtung von Luftfassungs- und -	
diffusive Ausbreitung über die		zufuhranlagen.....	222
Bodenluft	68	Absaugbrunnen	217
dissoziationsfähige Moleküle	43	Allgemeines	119
dissoziationsunfähige Moleküle	43	Anordnung von Absauganlagen.....	217
Dreiphasenströmung	61	Aufheizung.....	186
Eintrag und Ausbreitung schwerer Gase		Ausbau von Bodenluftfassungsanlagen	
im Boden.....	68	und Luftzufuhranlagen.....	221
Fließ- und Lösungseigenschaften	35	Auswertung	226
Fließeigenschaften	35, 60	begleitende Untersuchungen zur	
Flüchtigkeit.....	39	Effektivitäts- und Erfolgskontrolle	224
Gefügeeigenschaften.....	75	beispielhafte Anordnung der	
Gehalt an organischem Kohlenstoff		Systemkomponenten	223
(Koc-Wert).....	43	Beschreibung.....	180
Gehalt und Struktur	73	Betriebsweise und Effektivität	227
gelöste organische Chemikalien	72	Bodenluftabsaugung.....	147
Henry-Konstante.....	40	Bodenluftfassungsanlagen.....	181
kinematische Viskosität.....	36	Bohrbrunnen.....	221
Lösungseigenschaften.....	37	Brunnen mit Spezialfiltern /	
MAK-Werte (maximale		Bodenluftkreislaufführung / koaxiale	
Arbeitsplatzkonzentrationen).....	46	Grundwasserbelüftung	221
mikrobieller Abbau.....	45	Brunnen ohne	
mischbare Flüssigkeiten	65	Filterkiesschüttung/Rammbrunnen	221
nicht mischbare Fluide.....	64	Dimensionierung bzw.	
Oberflächenspannung	37	Betriebsparameter der Aggregate und	
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient		sonstiger Systemkomponenten.....	223
.....	38	Druckflußregeleinrichtungen	185
pedogene Faktoren des Stoffaustausches		Drucklufteinpressung	154
.....	67	Druckmeßgeräte/Vakuummanometer	185
Phasenübergänge	35	Durchflußmeßgeräte.....	185
physiko-chemische Eigenschaften	34	Durchführung	215
polare organische Verbindungen	76	Eignung	145

Einflußfaktoren und	
Anwendungsgrenzen.....	142
Einhausung	186
Erfolgskontrolle	226
Explosionsschutz	224
Feldversuche	104
Geoschockverfahren	154
horizontale Fassung	222
intermittierender Brunnenbetrieb.....	228
koaxiale Grundwasserbelüftung	152
Kühlung	186
Laboruntersuchung	104
Leitungen	186, 223
Luftabsaugbrunnen	141
Lufteinblasung in den gesättigten	
Bereich (in-situ Strippung)	150
Luftfeuchtmeßgeräte	185
Luftkühler	186
Luftzufuhranlagen.....	184
mathematische Modellmethoden	216
mehrfache Verfilterung.....	222
Meß- und Regel- bzw.	
Steuerungstechnik.....	185
Meßintervalle.....	226
Meßnetz für einen Absaugversuch ...	215
Meßparameter	225
Meßsystem.....	225
Oberflächenabdichtung.....	186
Planung und Betrieb	213
Planung und Einrichtung	215
Prinzipskizze Bodenluftabsaugung 147,	
148	
Prinzipskizze Bodenluftkreislauführung	
.....	149
Prinzipskizze in-situ Strippung.....	150
Probenahmestellen zur Entnahme von	
Luftproben	185
Reichweite	218
Saug- und Druckluftaggregat....	184, 223
Schalldämpfer.....	186
Seitenkanalverdichter	184
sonstige Verfahren	153
typische Konfiguration einer	
Bodenluftabsauganlage.....	224
Vakuumpumpen.....	184
Ventilatoren	184
Verfahren mit Luftzufuhr	
(Bodenluftspülung,	
Bodenluftkreislauführung)	148
Verfahrensprinzip koaxiale	
Grundwasserbelüftung	152
Vorversuche - Reichweitenbestimmung	
.....	214
Wasserabscheider.....	186
Wasserkühler.....	186
Wirkungsweise.....	140
zeitliche Entwicklung der Stoffausträge	
.....	227
pneumatische Verfahren und	
Mikrobiologie	153
pneumatische Verfahren und Ozonierung	
.....	153
Porenanteil	8
Porengrundwasserleiter.....	31
Probenahmestellen zur Entnahme von	
Luftproben.....	185
Pumpen zur Wasserentnahme	178
R	
Randwinkel der Benetzbarkeit.....	8
Redoxverhältnisse	
Schwermetalle.....	83
relative Durchlässigkeit.....	16, 61, 62, 143
Retardation.....	31
S	
Sanierungsverfahren, hydraulische	
Abfallrecht	317
Absaugen einer abgesunkenen flüssigen	
Phase	130
Absaugen einer aufschwimmenden	
flüssigen Phase.....	130
Anbieter.....	191
Anlagen und betriebstechnische	
Bedingungen	125
Anordnung hydraulischer Anlagen ...	198
Anwendungsgrenzen.....	128
Arbeitsschutzmaßnahmen	323
Ausführungsplanung	319
Ausschreibung und Vergabe	324
Baurecht	316
Bearbeitungsschritte.....	297
begleitende Untersuchungen und	
Erfolgskontrolle	209
beschränkte Ausschreibung.....	325
Beschreibung.....	160
Betrieb und Effektivität.....	211
Beweissicherung	332
Brunnen.....	199
Effektivität	212

Einflüsse der Kontaminationseigenschaften.....	126	nicht-monetäre Beurteilung.....	306
Einflüsse des Untergrunds	122	oberflächennaher Brunnen	123
Einflußfaktoren und Anwendungsgrenzen.....	122	öffentliche Ausschreibung	324
Einlaufphase	211	Phasenfassungssysteme.....	178
Einzelbrunnen und Brunnenreihe	163	pneumatische Sanierungsanlagen.....	321
Entnahmebrunnen	199	pneumatische Verfahren	331
Entnahmeverfahren.....	128	praktische Vorgehensweise.....	297
Entscheidungsmatrix zur nicht- monetären Verfahrensbeurteilung	307	Prinzipskizze horizontales Spülverfahren	132
Entwurfs- und Genehmigungsplanung	315	Prinzipskizze vertikale Durchspülung	133
ergänzende Maßnahmen	140	Prüfung und Wertung von Angeboten	330
Firmenanfragen.....	305	Pumpen zur Wasserentnahme	178
freihändige Vergabe.....	325	Sanierungsdurchführung	331
Genehmigung von hydraulischen Verfahren	317	Sanierungsentscheidung.....	313
Genehmigung von pneumatischen Anlagen.....	318	Sanierungsverlauf.....	211
Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag	312	Sanierungsziele	303
Gräben und Leitungen	201	Scavenger - bzw. Schwimmer-Systeme	179
Gräben und Sickerleitungen (Prinzipskizze).....	168	Sekundärtechniken	321
Grundlagenermittlung.....	301	Sickerbecken	204
Grundwasserströmungsverhältnisse .	124	Sickerflächen und Sickerbecken	173
Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB)	134, 174, 206	Sickerschlitz im Grundwasser... 201, 202	
horizontale Spülung	132	Skimmersysteme	178
hydraulische Verfahren.....	320, 331	sonstige Anlagenteile	180
Hydro-Airlift-Brunnen (HAB)..	174, 176	Spülverfahren (Infiltration und Entnahme).....	131
Hydrologie	124	Transportbestimmungen.....	317
Immissionsschutzrecht.....	316	Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB).....	174, 175
Infiltration	203	Untergrundspülung.....	198
Infiltrationsbrunnen	200	Verfahrenskombinationen.....	332
Kontaminationsfahne.....	125	Verfahrensvorauswahl	304
Kosten.....	191, 309	vergleichende Betrachtung.....	190
Kostenwirksamkeitsabschätzung	311	Versickerungs-(Infiltrations-)Anlagen	205
Leistungsbeschreibung	326	Versuchsfeld.....	196, 197
Leistungsbeschreibung und Vergabe von hydraulischen und pneumatischen in- situ Sanierungsverfahren	328	vertikale Spülung	132
Literatur	333	Vorversuche	195, 314
mathematische Modellmethoden	197	Wasserrecht.....	316
Meßeinrichtungen	209	Wasserreinigungsverfahren.....	229
Meßnetz-Vorschlag	209	Wirkungsweise.....	120
Meßprogramm	210	Zustrom zum Einzelbrunnen.....	121
meßtechnische Überwachung	322	Zuströmung zu einem Graben.....	169
Naturschutzrecht.....	317	Sanierungsverfahren, in-situ Abfallrecht	317
		Anbieter.....	191
		Arbeitsschutzmaßnahmen	323
		Ausführungsplanung	319

Ausschreibung und Vergabe.....	324	pneumatische Verfahren und	
Baurecht.....	316	Ozonierung.....	153
Bearbeitungsschritte	297	praktische Vorgehensweise.....	297
beschränkte Ausschreibung	325	Prüfung und Wertung von Angeboten	
Beweissicherung	332	330
Bodenluftabsaugung mit einer		Sanierungsdurchführung	331
Grundwasserspiegelabsenkung.....	155	Sanierungsentscheidung.....	313
Bodenluftabsaugung und		Sanierungsziele	303
Grundwasserentnahme.....	155	Sekundärtechniken.....	321
Entscheidungsmatrix zur nicht-		Transportbestimmungen.....	317
monetären Verfahrensbeurteilung	307	Unterdruck-Verdampfer-Brunnen	
Entwurfs- und Genehmigungsplanung		(UVB).....	156
.....	315	Vakuumbrunnen.....	188
Erkundung und Planung	87	Verfahrensgruppen und Kombinationen	
Firmenanfragen.....	305	119
freihändige Vergabe.....	325	Verfahrenskombinationen.....	332
Genehmigung von hydraulischen		Verfahrensvorauswahl	304
Verfahren	317	vergleichende Betrachtung.....	190
Genehmigung von pneumatischen		Vorversuche	314
Anlagen.....	318	Wasserrecht.....	316
Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag		Wasserreinigungsverfahren.....	229
.....	312	Wellpoint-Verfahren	155
Grundlagenermittlung.....	301	Sanierungsverfahren, kombinierte	
hydraulisch/pneumatische Verfahren	154	Abfallrecht	317
hydraulisch-biologische Sanierung...	159	Anbieter.....	191
hydraulische und		Arbeitsschutzmaßnahmen	323
Einkapselungsverfahren.....	156	Ausführungsplanung	319
hydraulische Verfahren.....	119, 320, 331	Ausschreibung und Vergabe	324
Immissionsschutzrecht.....	316	Baurecht	316
koaxiale Grundwasserbelüftung	189	Bearbeitungsschritte.....	297
kombinierte Grundwassererfassungs-		beschränkte Ausschreibung.....	325
und Bodenluftabsaugbrunnen	187, 188	Beweissicherung	332
kombinierte pneumatische und		Bodenluftabsaugung mit einer	
hydraulische Verfahren.....	119	Grundwasserspiegelabsenkung	155
Kosten.....	191, 309	Bodenluftabsaugung und	
Kostenwirksamkeitsabschätzung.....	311	Grundwasserentnahme	155
Leistungsbeschreibung	326	Entscheidungsmatrix zur nicht-	
Leistungsbeschreibung und Vergabe von		monetären Verfahrensbeurteilung	307
hydraulischen und pneumatischen in-		Entwurfs- und Genehmigungsplanung	
situ Sanierungsverfahren	328	315
Literatur	333	Firmenanfragen	305
meßtechnische Überwachung	322	freihändige Vergabe.....	325
Naturschutzrecht.....	317	Genehmigung von hydraulischen	
nicht-monetäre Beurteilung	306	Verfahren	317
öffentliche Ausschreibung	324	Genehmigung von pneumatischen	
pneumatische Sanierungsanlagen	321	Anlagen	318
pneumatische Verfahren	119, 331	Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag	
pneumatische Verfahren und		312
Mikrobiologie	153	Grundlagenermittlung	301
		hydraulisch/pneumatische Verfahren	154

hydraulisch-biologische Sanierung... 159	Auswertung 226
hydraulische und	Baurecht 316
Einkapselungsverfahren..... 156	Bearbeitungsschritte..... 297
hydraulische Verfahren..... 320, 331	begleitende Untersuchungen zur
Immissionsschutzrecht..... 316	Effektivitäts- und Erfolgskontrolle 224
koaxiale Grundwasserbelüftung 189	beispielhafte Anordnung der
kombinierte Grundwassererfassungs-	Systemkomponenten 223
und Bodenluftabsaugbrunnen 187, 188	beschränkte Ausschreibung..... 325
Kosten..... 191, 309	Beschreibung..... 180
Kostenwirksamkeitsabschätzung..... 311	Betriebsweise und Effektivität..... 227
Leistungsbeschreibung 326	Beweissicherung 332
Leistungsbeschreibung und Vergabe von	Bodenluftabsaugung..... 147
hydraulischen und pneumatischen in-	Bodenluftfassungsanlagen..... 181
situ Sanierungsverfahren 328	Bohrbrunnen..... 221
Literatur 333	Brunnen mit Spezialfiltern /
meßtechnische Überwachung 322	Bodenluftkreislauführung / koaxiale
Naturschutzrecht..... 317	Grundwasserbelüftung 221
nicht-monetäre Beurteilung 306	Brunnen ohne
öffentliche Ausschreibung 324	Filterkiesschüttung/Rammbrunnen 221
pneumatische Sanierungsanlagen 321	Dimensionierung bzw.
pneumatische Verfahren 331	Betriebsparameter der Aggregate und
praktische Vorgehensweise 297	sonstiger Systemkomponenten..... 223
Prüfung und Wertung von Angeboten	Druckflußregleinrichtungen 185
..... 330	Drucklufteinpressung 154
Sanierungsdurchführung..... 331	Druckmeßgeräte/Vakuummanometer 185
Sanierungsentscheidung 313	Durchflußmeßgeräte..... 185
Sanierungsziele 303	Durchführung 215
Sekundärtechniken..... 321	Eignung 145
Transportbestimmungen 317	Einflußfaktoren und
Vakuumbrunnen 188	Anwendungsgrenzen 142
Verfahrenskombinationen 332	Einhausung..... 186
Verfahrensvorauswahl 304	Entscheidungsmatrix zur nicht-
vergleichende Betrachtung 190	monetären Verfahrensbeurteilung. 307
Vorversuche..... 314	Entwurfs- und Genehmigungsplanung
Wasserrecht 316 315
Wasserreinigungsverfahren 229	Erfolgskontrolle 226
Wellpoint-Verfahren..... 155	Explosionsschutz 224
Sanierungsverfahren, pneumatische	Firmenanfragen 305
Abdichtung von Luftfassungs- und -	freihändige Vergabe..... 325
zufuhranlagen 222	Genehmigung von hydraulischen
Abfallrecht..... 317	Verfahren 317
Absaugbrunnen 217	Genehmigung von pneumatischen
Anbieter 191	Anlagen 318
Anordnung von Absauganlagen 217	Geoschockverfahren..... 154
Arbeitsschutzmaßnahmen..... 323	Gesamtbeurteilung/Sanierungsvorschlag
Aufheizung 186 312
Ausbau von Bodenluftfassungsanlagen	Grundlagenermittlung 301
und Luftzufuhranlagen..... 221	horizontale Fassung..... 222
Ausführungsplanung..... 319	hydraulische Verfahren 320, 331
Ausschreibung und Vergabe..... 324	Immissionsschutzrecht..... 316

intermittierender Brunnenbetrieb.....	228	Schalldämpfer	186
koaxiale Grundwasserbelüftung	152	Seitenkanalverdichter.....	184
Kosten.....	191, 309	Sekundärtechniken	321
Kostenwirksamkeitsabschätzung.....	311	sonstige Verfahren	153
Kühlung	186	Transportbestimmungen.....	317
Leistungsbeschreibung	326	typische Konfiguration einer	
Leistungsbeschreibung und Vergabe von		Bodenluftabsauganlage	224
hydraulischen und pneumatischen in-		unterstützende Maßnahmen	153
situ Sanierungsverfahren	328	Vakuumpumpen.....	184
Leitungen	186, 223	Ventilatoren.....	184
Literatur	333	Verfahren mit Luftzufuhr	
Luftabsaugbrunnen	141	(Bodenluftspülung,	
Lufteinblasung in den gesättigten		Bodenluftkreislaufführung).....	148
Bereich (in-situ Strippung)	150	Verfahrenskombinationen.....	332
Luftfeuchtmeßgeräte.....	185	Verfahrensprinzip koaxiale	
Luftkühler	186	Grundwasserbelüftung	152
Luftzufuhranlagen.....	184	Verfahrensvorauswahl	304
mathematische Modellmethoden.....	216	vergleichende Betrachtung.....	190
mehrfache Verfilterung.....	222	Vorversuche	314
Meß- und Regel- bzw.		Vorversuche - Reichweitenbestimmung	
Steuerungstechnik.....	185	214
Meßintervalle.....	226	Wasserabscheider.....	186
Meßnetz	225	Wasserkühler.....	186
Meßnetz für einen Absaugversuch ..	215	Wasserrecht.....	316
Meßparameter	225	Wasserreinigungsverfahren.....	229
Meßsystem.....	225	Wirkungsweise.....	140
meßtechnische Überwachung	322	zeitliche Entwicklung der Stoffausträge	
Naturschutzrecht.....	317	227
nicht-monetäre Beurteilung	306	Sättigungsgrad.....	8
Oberflächenabdichtung.....	186	Saug- und Druckluftaggregat	184
öffentliche Ausschreibung	324	Scavenger - bzw. Schwimmer-Systeme	179
Planung und Betrieb	213	Schachtbrunnen.....	166
Planung und Einrichtung	215	Schalldämpfer	186
pneumatische Sanierungsanlagen	321	Schwermetalle	
pneumatische Verfahren	331	Adsorption.....	81
praktische Vorgehensweise	297	Allgemeines	47, 80
Prinzipskizze Bodenluftabsaugung147,		anorganische Komplexe.....	49
148		Bindung.....	48
Prinzipskizze Bodenluftkreislaufführung		Bindungsformen im Boden	57
.....	149	Bodenlösung.....	48
Prinzipskizze in-situ Strippung.....	150	Bodenreaktion	81
Probenahmestellen zur Entnahme von		Chelatkomplexe	52
Luftproben	185	Diffusion	56
Prüfung und Wertung von Angeboten		EH-pH-Stabilitätsfeld-Diagramme	55
.....	330	Emission.....	47
Reichweite	218	Grundwasser.....	48
Sanierungsdurchführung.....	331	Hydrolysekonstante.....	50
Sanierungsentscheidung	313	Hydroxide und Salze.....	53
Sanierungsziele.....	303	Löslichkeit.....	82
Saug- und Druckluftaggregat....	184, 223	Löslichkeitsprodukte.....	53

Löslichkeitsverhalten	48	Verdünnung.....	30
Metall-Huminstoff-Komplexe	51	Versickerung über Gräben und Leitungen	
metallorganische Komplexe	51, 56	172
mikrobielle Aktivität	83	Versickerungs-(Infiltrations-)Anlagen..	205
Mobilität	81	vollkommener Brunnen.....	161
physiko-chemische Eigenschaften	48	W	
Reaktionen mit der Feststoffphase	55	Wasserabscheider.....	186
spezifische Adsorption	56	Wasseraufbereitung	
umwelttoxikologische Bedeutung	48	1,1,1-Trichlorethan.....	252
unspezifische Adsorption	55	aerobe Verfahren.....	244
Verhalten	80	Aktivkohle.....	247
Verwendung.....	47	Aktivkohle zur Metallentfernung.....	239
Seitenkanalverdichter	184	Aktivtonerde zur Metallentfernung...	238
Sickerbecken.....	173, 204	anaerobe Behandlung konzentrierter	
Sickerflächen	173	Abwässer.....	245
Sickerleitungen/Dränagen.....	171	Anfragedaten.....	232
Sickerschlitz im Grundwasser	201, 202	anorganische Schadstoffe.....	234
Sickerschlitzgraben.....	172	anorganische und organische	
Skimmersysteme.....	178	Schadstoffe.....	240
Speicherkoeffizient.....	12	Chlorkohlenwasserstoffe (CKW).....	250
spezifische elektrische Leitfähigkeit.....	27	Effizienz verschiedener Verfahren....	241
Stockwerksgliederung.....	10	Fällungs- und Flockungsverfahren....	235
Stoffe und ihre Eigenschaften		Firmen zur Abwasserreinigung	231
Allgemeines	33	Flockung.....	243
anorganische Verbindungen	34	Herbizide.....	253
organische Verbindungen	33	Huminstoffe und Trichlorethen.....	248
T		Ionenaustauschverfahren.....	237
Transmissivität	12	leichtflüchtige	
Transportgeschwindigkeit von		Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW,	
Schadstoffen	32	CKW).....	246, 249
Transportvorgänge		Membranverfahren.....	240
Allgemeines	30	organische Wasserinhaltsstoffe.....	245
hydrodynamische Dispersion.....	30	Oxidationsverfahren.....	254
hydrodynamische Prozesse	30	Oxidationsverfahren/Reduktionsverfahre	
Konvektion	30	n.....	239
mechanische Dispersion	30	Ozonbehandlung	255
molekulare Diffusion.....	30	Ozonverfahren.....	256
Retardation.....	31	Spurenmetalle	234
U		Stripverfahren.....	245
undissoziierte Stoffe	26	Trichlorethen.....	251
ungesättigte Bodenzone	9, 20	Wasserreinigungsverfahren.....	229
Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB)		Wassergehalt	8
Allgemeines	156, 174, 175	Wasserkühler.....	186
Verfahren	156	Wasserprobe	
untere Kulmination	162	Messungen vor Ort.....	100
Untergrundspülung	198	Wasserreinigungsverfahren	
V		1,1,1-Trichlorethan.....	252
Vakuumbrunnen	188	aerobe Verfahren.....	244
Vakuumpumpen.....	184	Aktivkohle.....	247
Ventilatoren	184	Aktivkohle zur Metallentfernung.....	239

Aktivtonerde zur Metallentfernung ..	238	leichtflüchtige	
anaerobe Behandlung konzentrierter		Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW,	
Abwässer	245	CKW)	246, 249
Anfragedaten.....	232	Membranverfahren.....	240
anorganische Schadstoffe	234	organische Wasserinhaltsstoffe.....	245
anorganische und organische		Oxidationsverfahren.....	254
Schadstoffe	240	Oxidationsverfahren/Reduktionsverfahre	
Auswahl	229	n.....	239
Chlorkohlenwasserstoffe (CKW)	250	Ozonbehandlung	255
Effizienz verschiedener Verfahren ..	241	Ozonverfahren.....	256
Fällungs- und Flockungsverfahren ...	235	Spurenmetalle	234
Firmen zur Abwasserreinigung.....	231	Stripverfahren.....	245
Flockung	243	Trichlorethen.....	251
Herbizide	253	Wellpoint-Verfahren	155
Huminstoffe und Trichlorethen	248	Z	
Ionenaustauschverfahren	237	Zweiphasenströmung	62

Anhang

A1 Datenblätter organischer und anorganischer Chemikalien

Die Daten in den Datenblättern wurden gewissenhaft aus verschiedenen Quellen zusammengetragen. Bei der Benutzung der Datenblätter ist zu beachten, daß die Daten zwischen den ausgewerteten Quellen variieren können. Die Variationen können durch folgende Faktoren verursacht sein:

- Meßfehler. Jede Messung, so auch die Messung von chemischen und physikalischen Eigenschaften hat einen bestimmten Meßfehler.
- methodische Unterschiede. Die Meßergebnisse sind abhängig von der gewählten Versuchseinrichtung
- unterschiedliche Randbedingungen.

Erhebliche Varianten konnten vornehmlich bei den Angaben zum Henry-Koeffizient festgestellt werden. Die Werte werden häufig dimensionslos angegeben. Die Umrechnung dieser Werte erfolgte nach den Gleichungen, die in Kap. 2.2.1 vorgestellt wurden. Die Werte erlauben eine orientierende Abschätzung der Flüchtigkeit organischer Chemikalien. Es gilt auch hier zu beachten, daß das Verhalten einer Chemikalie letztendlich nicht allein aus einer physiko-chemischen Anlage abgeleitet werden kann.

Verwendete Abkürzungen:

MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
WGK	Wassergefährdungsklasse
Pow oder Kow	n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (meist durch log Pow bzw. log Kow ausgedrückt)



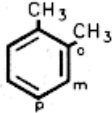

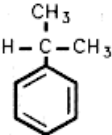
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)

	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)					
	MKW bestehen aus einem Gemisch gesättigter Kohlenwasserstoffe (n-Alkane) mit unterschiedlichen Beimengungen heterocyclischer und aromatischer Verbindungen.					
	Die Charakterisierung der Mineralöle erfolgt über die Siedeanalyse. Daraus ergibt sich folgende Fraktionierung:					
	C₄ und leichter	C₅ - C₁₀ Benzin	C₁₁ - C₁₂ Petroleum	C₁₃ - C₁₇ Gasöle	C₁₈ - C₂₅ leichte Schmieröle	C₂₆ - C₃₈ schwere Schmieröle
molare Masse [g/mol]						
Toxizität	narkotische Wirkung, Reizung der Augen und Schleimhäute steigt mit zunehmender Kettenlänge, Methan und Ethan besitzen eine sehr geringe Eigentoxizität					
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]						
WGK						
charakterist. Eigenschaften	Die gesättigten KW (Hauptbestandteile der MKW) sind farblose Substanzen, deren flüssige Vertreter benzin- bzw. petroleumartig riechen. Sie sind unpolar und somit mit Wasser nicht mischbar (hydrophob) und in Wasser nur gering löslich. Die Zustandsform der N-Alkane bei 20°C:					
	gasförmig	flüssig (C ₅ - C ₁₆)			fest (> C ₁₇)	
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	steigt mit steigender Molekülmasse CH ₄ : -182					
Siedepunkt 1 atm [°C]	< 35	35 - 180	180 - 230	230 - 305	305 - 405	405 - 515
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	Flüchtigkeit sinkend mit zunehmender Kettenlänge					
Henry-Koeff.		340				
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	Dampfdichte < = Luft	leichter als Wasser außer seltenen Ausnahmen langkettiger Rückstandskomponenten				
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	steigt mit zunehmender Kettenlänge					
Oberflächensp. [N/m] (20°C)		0,65 · 10 ⁻³				
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	Wasserlöslichkeit sinkt mit zunehmender Kettenlänge					
log Pow	linearer Anstieg mit zunehmender Kettenlänge pro CH ₂ -Gruppe um ca. 0,54 (BIENERT et al 1993) CH ₄ : 1,10 ; C ₂ H ₆ : 1,75 ; C ₅ H ₁₂ : 3,34					
Flammpkt. [°C]	steigt mit zunehmender Molekülmasse					
untere/obere Explosionsgrenze [Vol.%]	leicht entzündlich, bilden mit Luftsauerstoff explosive Gemische z.B. CH ₄ 5/15 Vol.-%					
Abbaubarkeit	Unter aeroben Bedingungen mikrobieller Abbau über Alkohole und Aldehyde zu Fettsäuren Niedermolekulare Kohlenwasserstoffe (C ₁ - C ₉) wirken auf viele Mikroorganismen toxisch, so daß sie nur begrenzt abbaubar sind. KW mit mittleren Kettenlängen (C ₁₀ - C ₂₀) sind dagegen gut abbaubar, da sie die Zellmembranen nicht mehr schädigen aber von den Zellen noch aufgenommen werden können. Hochmolekulare KW (> C ₂₀) können nicht mehr ohne weiteres von den Mikroben aufgenommen werden und sind somit schwer abbaubar.					
Verhalten im Untergrund	Adsorption an organischer Substanz, Adsorption steigt mit zunehmender Kettenlänge, Alkane mit hohem Dampfdruck und geringer Viskosität relativ mobil, länger-kettige Alkane besitzen dagegen ausgeprägte Tendenz zur Geo- und Bioakkumulation					
Verwendung	Rohöl (C ₁ - C ₃₈)					
		Vergaserkraftstoff	Diesel, Heizöl	Diesel, Heizöl, Schmieröl	Schmieröl, Schneidöl	
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Raffinerien, Umschlagplätze, Leckagen von Tanks und Leitungen, Schrottplätze, metallverarbeitende Industrie					
		Tankstellen	Tankstellen	Tankstellen		

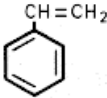
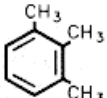
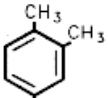
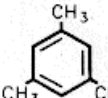
Mineralölprodukte

	Mineralölprodukte					
	Sammelbegriff für die aus mineralischen Rohstoffen (Erdöl, Braun- und Steinkohle, Holz, Torf) gewonnenen Destillatprodukte, die aus Gemischen eines relativ breiten Spektrums von Kohlenwasserstoffen (Paraffine, Naphthene, Aromaten) mit meist geringen Anteilen an Heteroatomen (N, O, S) und Spuren weiterer Elemente wie Vanadium, Nickel und Natrium bestehen. Diese Kohlenwasserstoffe reichen vom einfachsten Vertreter, dem Methan (CH ₄), bis hin zum Asphaltmolekül (M > 10 000).					
	Vergaserkraftstoffe	Düsenkraftstoffe		Dieselmotorkraftstoffe	Heizöle	
	Benzin im engeren Sinne	Flugturbinen Kerosin Jet A	Flugturbinen Benzin Jet B		leichtes Heizöl	schweres Heizöl
charakterist. Eigenschaften	Gemisch aus 150 Kohlenwasserstoffen mit 5 - 12 C-Atomen, wasserhelle Flüssigkeiten, charakt. Benzingeruch, leicht flüchtig, sehr feuergefährlich. Zusätze: Bleitetraethyl, Farbstoffe, Antiklopfmittel	Alkane 75 - 80% und Aromaten 20 - 25% mit nur geringen Anteilen an leichtflüchtigen Komponenten, Schwefel max. 0,3%. Kältestabil (Zusatz von Anti-Icingmittel)		schwer entflammbare Flüssigkeit mit uneinheitlicher Zusammensetzung. Zusätze: Fließverbesserer, Tenside, Entschäumer, z.T. Qualmverminderer	helle niedrigviskose Flüssigkeit aus Erdöldest. im Bereich der Gasöl- und Kerosinfraction. Zusätze: Furfurol, roter Farbstoff	braun bis schwarzes hochviskoses Öl aus Rückstandsölen der Erdöldestillation. enthält Schwefel (1,8%) und Asche (0,1%)
Toxizität	hängt im wesentlichen vom Gehalt an Aromaten und anderen Zusätzen ab					
WGK						
Siedepunkt 1 atm [°C]	40 - 200 meist 80-130	160 - 250	100 - 280	> 150 - 360		
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	340					
Henry-Koeff.						
Dichte [g/cm ³] (bei 15°C)	0,7 - 0,78	0,715	0,845	0,815 - 0,845	0,86	1
kin. Viskosität [m ² /s] (20°C)	0,56 - 0,57 · 10 ⁻⁶	1,6 - 1,7 · 10 ⁻⁶	0,9 · 10 ⁻⁶	3,0 - 4,0 · 10 ⁻⁶	3,0 - 5,7 · 10 ⁻⁶	3 · 10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	21 · 10 ⁻³	25 · 10 ⁻³	25 · 10 ⁻³	25 · 10 ⁻³	25 · 10 ⁻³ bis 27 · 10 ⁻³	
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	100 - 250	40 - 60	80 - 200	5 - 20	5 - 20	< 10
log Pow						
Flammpkt. [°C]	< - 20	< 40	< 0	> 55	> 55	65 - 100
Stockpunkt [°C]	< - 40			- 10 (Sommer) - 20 (Winter)	0 bis - 20	10 bis - 40
untere/obere Explosionsgrenze [Vol. %]	0,6/7,6	0,6/7		0,6/0,6		
Abbaubarkeit	Stabilität steigt mit Gehalt an aromatischen und heterozyklischen Verbindungen. Abbauprodukte: stabile Heteroverbindungen, Asphaltene, Phenole, Naphthole und andere Derivate mit polaren Substituenten.					
Verhalten im Untergrund	Mobilität sinkt mit zunehmender Kettenlänge und dem Gehalt an aromatischen Verbindungen. Sorption an Böden steigt mit zunehmendem Gehalt an organischem Kohlenstoff					
Verwendung	Motorkraftstoff	Turbinenmotoren und Strahltriebwerke der zivilen Luftfahrt		Treibstoff für Dieselfahrzeuge und stationäre Dieselmotoren	Brennstoff für Heizanlagen	Brennstoff für Heizanlagen im industriellen Bereich
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Tankstellen, Raffinerien	Betankungsanlagen auf Flughäfen, Raffinerien		Tankstellen, Tanklager, Raffinerien	Tankanlagen, Raffinerien	Tankanlagen, Leitungssysteme, Raffinerien

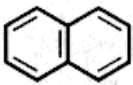
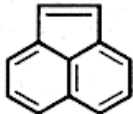
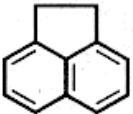
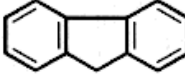
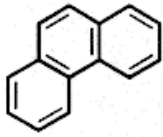
BTXE-Aromate Teil 1

BTXE-Aromaten		Unter dem Begriff BTXE sind die einkernigen Aromaten Benzol, Toluol, Xylol und Ethylxylol zusammengefaßt. Die Verbindungen unterscheiden sich durch die Art, Zahl und Stellung ihrer Methyl- und Ethyl-Substituenten. Verzweigt (Cumol), ungesättigt (Styrol) und dreifach methylsubstituierte Verbindungen ergänzen diese Gruppe.					
Teil 1							
	Benzol	Methylbenzol [Toluol]	Dimethylbenzol [Xylol]			Ethylbenzol	Isopropylbenzol [Cumol]
molare Masse [g/mol]	78,11	92,13	106,16			106,16	120,2
Toxizität	karzinogen	nicht karzinogen, schädigen das Zentralnervensystem und die Sinnesorgane				reizend, betäubend	
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	III A1	100/380	100/400			100/400	50/245
WGK	3	2	2			1	1
charakterist. Eigenschaften	farblose, leicht flüchtige, wenig polare, leicht entflammbare, brennbare (Kategorie A1) Flüssigkeiten						
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	5,53	-95,0	-25,2	-47,8	-13,3	-94,98	-96
Siedepunkt 1 atm [°C]	80	110,8	144	139	138	136,2	152
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	10 000	2 900	660-800	500-700	860	920	500
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)	557	668	366	487	512	881	1 519
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,879	0,872	0,88	0,86	0,86	0,867	0,862
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	0,654·10 ⁻³	0,586·10 ⁻³	0,62 - 0,81 ·10 ⁻³			0,678·10 ⁻³	0,79·10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	28,9·10 ⁻³	30,9·10 ⁻³	30,7	30,1	28,8	29,5·10 ⁻³	
			·10 ⁻³ (15,6 °C)				
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	1 770 - 1 780	530	175 - 198			866	73 (25 °C)
log Pow	1,8-2,1	2,39	3,13	3,2	3,18	3,15	
Flammpkt. [°C]	-11	4 - 6	17	23,2	25	15	31
untere/obere Explosionsgrenze [Vol. %]	1,4 / 6,7		1,0 / 6,0	1,1 / 7,0		1,0 / -	
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	aerob mikrobiell gut abbaubar: oxidative Hydrolyse mit anschließender o- oder m- Ringspaltung zu den Säuren als Zwischenprodukte, die dann schrittweise mineralisiert werden. Der anaerobe Abbau ist möglich, verläuft aber sehr langsam.						
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der Wasserlöslichkeit und der Flüchtigkeit besitzen BTXE eine relativ hohe Mobilität. Die Sorption an Böden ist abhängig vom Gehalt an organischem Kohlenstoff. Bei massiven Bodenverunreinigungen sind Kontaminationen des Grundwassers nicht auszuschließen.						
Verwendung	zur Herstellung von Styrol, Phenol, Cyclohexan	Lösungsmittel, Kraftstoffkomponente, Benzolherstellung	Lösungsmittel, Kraftstoffkomponente		Lösungsvermittler, Styrolherstellung	überwiegend zur Synthese von Phenol	
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	im Umfeld von Erdölraffinerien, Erdölumschlagplätzen (Hafen), Gaswerksgeländen und Tankstellen						

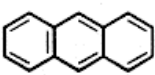
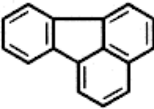
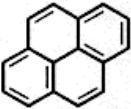
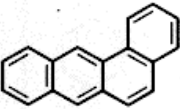
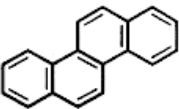
BTXE-Aromate Teil 2

	BTXE-Aromaten			
Teil 2	Unter dem Begriff BTXE sind die einkernigen Aromaten Benzol, Toluol, Xylol und Ethylxylol zusammengefaßt. Die Verbindungen unterscheiden sich durch die Art, Zahl und Stellung ihrer Methyl- und Ethyl-Substituenten. Verzweigt (Cumol), ungesättigt (Styrol) und dreifach methylsubstituierte Verbindungen ergänzen diese Gruppe			
				
	Styrol [Vinylbenzol, Phenylethylen]	1,2,3 - Trimethyl- benzol [Hemellitol Hemimelliten]	1,2,4- Trimethyl- benzol [Pseudocumol]	1,3,5 - Trimethyl- benzol [Mesitylen]
molare Masse [g/mol]	104,1	120,2	120,2	120,2
Toxizität	reizend, schädigt Zentralnervensystem			
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	20/85		nicht festgelegt	
WGK	2			2
charakterist. Eigenschaften	angenehm süßlicher Geruch, an Luft schnelle Oxidation	flüssig	flüssig	flüssig
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	- 30,36	- 25,0	- 44,1	- 44,7
Siedepunkt 1 atm [°C]	145,15	169 - 175,5	169,2	164,7
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	660	2 900	270	248
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)	223		446	1 511
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,9059	0,88	0,88	0,864
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	0,781·10 ⁻³		0,894·10 ⁻³ (15°C)	0,813·10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	32,3·10 ⁻³		31,8·10 ⁻³	29,4·10 ⁻³ (15 °C)
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	250	63,5 (25 °C)	57,6	20
log Pow	3,4	3,55	3,65	3,4 - 4,1
Flammpkt. [°C]	32		50	45 - 48
untere/obere Explosions- grenze [Vol.%]	1,1 / 6,1		0,9 - 1,1 / 6,4 - 7,0	
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	aerob mikrobiell gut abbaubar: oxidative Hydrolyse mit anschließender o- oder m- Ringspaltung zu den Säuren als Zwischenprodukte, die dann schrittweise mineralisiert werden. Der anaerobe Abbau ist möglich, verläuft sehr langsam.			
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der Wasserlöslichkeit und der Flüchtigkeit besitzen BTXE eine relativ hohe Mobilität. Die Sorption an Böden ist abhängig vom Gehalt an organischem Kohlenstoff. Bei massiven Bodenverunreinigungen sind Kontaminationen des Grundwassers nicht auszuschließen.			
Verwendung	Synthese von Polystyrol	Vorstufe für die Synthese von migrationsbeständigen Weichmachern, Farbstoffen und Pharmazeutika		UV-Stabilisatoren, Bestandteil von Lösemitteln in Farben und Lacken
Auftreten in Altlasten (Emissions- quellen)	im Umfeld von Erdölraffinerien, Erdölumschlagplätzen (Hafen), Gaswerksgeländen und Tankstellen			

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 1

	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 1				
	PAK bestehen aus zwei oder mehreren aneinandergelagerten aromatischen 5- oder 6-Ringen, wobei sich immer zwei Ringe zwei Kohlenstoffatome teilen. Es resultieren eine große Zahl von Verbindungen, die sich je nach Art, Zahl und Anordnung der aromatischen Ringe und der Substituenten unterscheiden. In dieser Tabelle sind 16 ausgewählte PAK aufgeführt, die aufgrund ihrer großen Verbreitung und ihres Gefährdungspotentials in die sogenannte EPA-Liste aufgenommen wurden.				
					
	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen [1,8-Dihydroacenaphthen]	Fluoren	Phenanthren
molare Masse [g/mol]	128	152	154	166	178
Toxizität	akut toxisch gegenüber Wasserorganismen, nicht karzinogen				
MAK-Wert [mg/m ³]	10/50				
WGK	2		2	2	
charakterist. Eigenschaften	charakteristischer Geruch		weiß, kristallin	fest (Blätter oder Flocken)	monokline Plättchen
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	80	92	95 - 97	116	101
Siedepunkt 1 atm [°C]	218	265	278 - 280	293	340
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	7,2		0,31 (bei 25°C)	0,1 (bei 20°C)	14·10 ⁻³
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (25°C)	47		12,9	2,03	2,9
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,15		1,19	1,2	0,98 - 1,18
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	30	16,1	3,47	1,84	1,3
log Pow	3,35	4,07	4,33	4,19	4,46 - 4,63
Koc	1 300		2 580 - 4 600	5 835 - 7 300	23 000
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Für das relativ gut wasserlösliche Naphthalin wird ein aerober mikrobieller Abbau beobachtet, der aber bereits bei den 3 Ringen durch die schlechtere Wasserlöslichkeit eingeschränkt ist. PAK mit mehr als 5 Ringen werden nach bisherigen Kenntnissen nicht mehr von Mikroben angegriffen. Produkte: Säuren, H ₂ O, CO ₂				
Herkunft	Da PAK hauptsächlich bei der Verbrennung (Hochtemperaturpyrolyse) fossiler Brennstoffe entstehen, sind sie ubiquitär verbreitet. Daneben werden sie auch während der Niedrig- und Mitteltemperaturdiagenese bei der Entstehung fossiler Brennstoffe gebildet. So enthält Steinkohlenhochtemperaturteer im Mittel 10% Naphthalin. Die direkte Biosynthese der PAK durch Mikroben und Pflanzen ist von untergeordneter Bedeutung.				
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der relativ hohen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit haben die niederen PAK nur mäßige Tendenz zur Bio- und Geoakkumulation.				
Verwendung	Phthalsäureanhydrid Farbstoffe, Gerbstoffe, Insektizide		Farbstoffe, Plaste, Fungizide	Farbstoffe, fl. Scintillatoren, thermopl. Harze, Pharmazeutika	Farbstoffe, Weichmacher
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Im Umfeld von Kokerei- und Gaswerksgeländen, Ölraffinerien, Müllverbrennungsanlagen und Aktivkohleherstellern				

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 2

	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 2				
	PAK bestehen aus zwei oder mehreren aneinandergelagerten aromatischen 5- oder 6-Ringen, wobei sich immer zwei Ringe zwei Kohlenstoffatome teilen. Es resultieren eine große Zahl von Verbindungen, die sich je nach Art, Zahl und Anordnung der aromatischen Ringe und der Substituenten unterscheiden. In dieser Tabelle sind 16 ausgewählte PAK aufgeführt, die aufgrund ihrer großen Verbreitung und ihres Gefährdungspotentials in die sogenannte EPA-Liste aufgenommen wurden.				
					
	Anthracen	Fluoranthen [1,2-Benzacenaphthen, Idryl]	Pyren	1,2-Benzanthracen [Benzo(a)-anthracen]	Chrysen [1,2-Benzophenanthren]
molare Masse [g/mol]	178	202	202	228	228
Toxizität	akut toxisch gegenüber Wasserorganismen, nicht karzinogen	aufgrund geringer Wasserlöslichkeit nicht mehr akut toxisch gegenüber Wasserorganismen, aber zum Teil stark karzinogen			karzinogen
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]		IIIA2 krebserzeugend	5 / 15		IIIA2 krebserzeugend
WGK					3
charakterist. Eigenschaften	farblos, schwach gelblich, fest	gelbe, nadel-förmige Kristalle, Plättchen	Prismen oder hellgelbe Blättchen	farblos bis grün fluoreszierend	farblose Plättchen, bläulich fluoreszierend
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	218	110	150	167	254
Siedepunkt 1 atm [°C]	314	375	393	435	448
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	10 ⁻³	0,7·10 ⁻³	0,7·10 ⁻³	25·10 ⁻⁶	0,08
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (25°C)	4,5	1,2	0,9	0,56	48,7
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,24	1,18	1,27	1,28 - 1,35	
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	0,07	0,22 - 0,26 (bei 25°C)	0,16 - 0,26	0,014 (bei 25°C)	0,002
log Pow	3,35	4,97	4,33	4,19	4,46 - 4,63
Koc	26 000	31 000 - 52 000	44 000		
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Für das relativ gut wasserlösliche Naphthalin wird ein aerober mikrobieller Abbau beobachtet, der aber bereits bei den 3 Ringen durch die schlechtere Wasserlöslichkeit eingeschränkt ist. PAK mit mehr als 5 Ringen werden nach bisherigen Kenntnissen nicht mehr von Mikroben angegriffen. Produkte: Säuren, H ₂ O, CO ₂				
Herkunft	Da PAK hauptsächlich bei der Verbrennung (Hochtemperaturpyrolyse) fossiler Brennstoffe entstehen, sind sie ubiquitär verbreitet. Daneben werden sie auch während der Niedrig- und Mitteltemperaturdiagenese bei der Entstehung fossiler Brennstoffe gebildet. So enthält Steinkohlenhochtemperaturteer im Mittel 10% Naphthalin. Die direkte Biosynthese der PAK durch Mikroben und Pflanzen ist von untergeordneter Bedeutung.				
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit und der kleinen Henry-Koeffizienten sind diese PAK durch eine hohe Bio- und Geoakkumulationstendenz geprägt.				
Verwendung	Anthrachinon, Szintillatorsbst.	Fluoreszenz- und Küpenfarbstoffe, Radikalfänger, Pharmazeutika	Fluoreszenz- und Küpenfarbstoffe, Radikalfänger	keine kommerzielle Verwendung	UV-Filter, Sensibilisatoren, Farbstoffe
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Im Umfeld von Kokerei- und Gaswerksanlagen, Ölraffinerien, Müllverbrennungsanlagen und Aktivkohleherstellern				


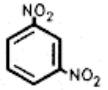

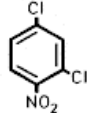

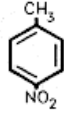
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 3

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Teil 3		PAK bestehen aus zwei oder mehreren aneinandergelagerten aromatischen 5- oder 6-Ringen, wobei sich immer zwei Ringe zwei Kohlenstoffatome teilen. Es resultieren eine große Zahl von Verbindungen, die sich je nach Art, Zahl und Anordnung der aromatischen Ringe und der Substituenten unterscheiden. In dieser Tabelle sind 16 ausgewählte PAK aufgeführt, die aufgrund ihrer großen Verbreitung und ihres Gefährdungspotentials in die sogenannte EPA-Liste aufgenommen wurden.					
		2,3-Benzfluor-anthen [Benzo(b)fluor-anthen]	8,9-Benzfluor-anthen [Benzo(k)fluor-anthen]	1,2-Benzpyren [Benzo(a)-pyren]	Indeno (1,2,3,c,d) [o-Phenylen-pyren]	1,2,5,6-Di-benzanthracen [Dibenzo(a,h)-anthracen]	6,7-Benz-erylen [Benzo(g,h,i)-perylene]
molare Masse [g/mol]		252	252	252	276	278	276
Toxizität		stark karzinogen		extrem stark karzinogen	karzinogen	extrem stark karzinogen	
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]				IIIA2 krebserzeugend			
WGK				3	2		
charakterist. Eigenschaften		farblose, nadelförmige Kristalle	gelbe, nadelförmige Kristalle	gelblich, kristallin	gelb, nadelförmig, grünlich fluoreszierend		
Schmelzpunkt 1 atm [°C]		168	217	177 - 179	163	262	273
Siedepunkt 1 atm [°C]			480	496		524	
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)		0,63·10 ⁻⁴	0,67·10 ⁻⁴	0,67·10 ⁻⁴	1·10 ⁻⁷	1,3·10 ⁻⁸	
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)				3,39·10 ⁻²	0,79	1,44·10 ⁻³	
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)							
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)		1,22·10 ⁻³	0,55·10 ⁻³	0,005 (bei 22°C)	0,062	0,0005	0,0003
log Pow		6,57	6,84	4,33	4,19	4,46 - 6,39	7,23
Koc				4 500 000			
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Für das relativ gut wasserlösliche Naphthalin wird ein aerober mikrobieller Abbau beobachtet, der aber bereits bei den 3 Ringen durch die schlechtere Wasserlöslichkeit eingeschränkt ist. PAK mit mehr als 5 Ringen werden nach bisherigen Kenntnissen nicht mehr von Mikroben angegriffen. Produkte: Säuren, H ₂ O, CO ₂						
Herkunft	Da PAK hauptsächlich bei der Verbrennung (Hochtemperaturpyrolyse) fossiler Brennstoffe entstehen, sind sie ubiquitär verbreitet. Daneben werden sie auch während der Niedrig- und Mitteltemperaturdiagenese bei der Entstehung fossiler Brennstoffe gebildet. So enthält Steinkohlenhochtemperaturteer im Mittel 10% Naphthalin. Die direkte Biosynthese der PAK durch Mikroben und Pflanzen ist von untergeordneter Bedeutung.						
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit und der kleinen Henry-Koeffizienten sind diese PAK durch eine hohe Bio- und Geoakkumulationstendenz geprägt.						
Verwendung				keine kommerzielle Verwendung			
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Im Umfeld von Kokerei- und Gaswerksanlagen, Ö Raffinerien, Müllverbrennungsanlagen und Aktivkohleherstellern						







Phenole (auch Hydrobenzole)

	Phenole (auch Hydroxybenzole)					In den Phenolen ist die OH-Gruppe im Unterschied zu den Alkoholen direkt an einen aromatischen Ring gebunden.
	Phenol	ortho- Kresol	meta- Kresol	para- Kresol	Pentachlorphenol [PCP]	
molare Masse [g/mol]	94,11	108,14			266,34	229,12
Toxizität	Leber- und Nierenschäden	Leber- und Nierenschäden, Schleimhautveränderungen			Leber- und Nierenschäden, chron. Bronchitis	Pikrinsäurestaub erzeugt Dermatitis und Ödeme
MAK-Wert [mg/m ³]	19	22			0,5	0,1
WGK	2	2			3	2
charakterist. Eigenschaften	Sind kristallin und in Wasser mit saurer Reaktion lösliche Stoffe (z.B. mit NO ₂ -Gruppe als Substituent wird die Säurestärke von Mineralsäuren erreicht). Löslich in Alkoholen, Ether u. a. organ. Lösemitteln. Phenol, Kresol sind wasserdampflich, charakteristischer Geruch					
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	3 40,9 (ultrarein)	31	12	36	189	122
Siedepunkt 1 atm [°C]	182	191	202	202	310 (Zersetz.)	> 300 (Explos.)
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	45	35	5,9	5,3	0,0011	
Henry-Koeff. [Pa·m ³ /mol] (25°C)	84,2·10 ⁻³	153,6·10 ⁻³	104,1·10 ⁻³	89,2·10 ⁻³	128,8·10 ⁻³	1,8·10 ⁻³
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,07	1,047	1,303	1,034	1,974 (bei 22°C)	1,69
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	11,4·10 ⁻³					
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	40,9·10 ⁻³					
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	92 000	24 500	23 000	19 400	19	mäßig löslich in heißem Wasser
log Pow	1,48	1,95	1,98	1,93	5,25	2,03
Koc	44	22	35	49	8 200	
pKa (25 °C)	9,89				5,25	
Flammpkt. [°C]	79	81	86			150
untere/obere Explosionsgrenze [Vol%]	0,3/2,4	1,5/58	1,0/45	1,0/45		
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Brenzcatechin, o-Chinin, Dicarbonsäure, Essigsäure, CO ₂ , rascher Abbau unter natürlichen Bedingungen	Transformationsprodukte: Methylbrenzcatechin, Hydroxybenzoesäure, leicht biologisch abbaubar			anaerob im Boden Tetrachlorphenole, über Tri- und Dichlorphenole zu Chlorphenol abgebaut, biol. Abbau zu Pentachlor-anisol (sehr mobil)	anaerob: mikrobielle Transformation zu 2-Amino-4,6-dinitrophenol
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der Wasserlöslichkeit in aquatischen Systemen und im Boden sehr mobil.				Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit ist eine Bio- und Geoakkumulation zu erwarten	
Verwendungen	Klebstoffe, Leime für Spanplatten, Herstellung von Polymeren (Phenolharzen), Desinfektionsmittel, chemische Grundstoffe, Antioxidantien, Farbstoffe, Bestandteil im Mineralöl				Holzschutzmittel, Pharmaindustrie, Herbizide, Desinfektionsmittel	Farbstoffherst., Explosivstoff, Beizmittel in der Textil- und Lederindustrie
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Pyrolyse von Epoxyharzen, Verwendung als Grund-Chemikalie, Bestandteil von Kohle- und Steinkohlenteer Ausgasen aus Spanplatten, Entstehen bei der unvollständigen Verbrennung von Kraftstoffen				Ausdampfen und Auswaschen aus Holz, Holzverarbeitende Industrie, Leder- und Textilindustrie	

(Chlor-)-Nitrobenzole und -toluole

	(Chlor-) Nitrobenzole und -toluole					
	mittelsiedende aromatische Kohlenwasserstoffe, in denen ein oder mehrere H-Atome des Benzols (Toluols) durch eine Nitro-Gruppe (NO ₂) ersetzt sind.					
						
	Nitrobenzol	1,3-Dinitrobenzol	Chlor-4-Nitrobenzol	1,3-Dichlor-4-Nitrobenzol	2-Nitrotoluol	4-Nitrotoluol
molare Masse [g/mol]	123,11	168,11	157,56	192	137,3	137,3
Toxizität	sehr toxisch, Blutgift		sehr toxisch, Blutgift, Reizung von Haut und Schleimhäuten, Leber und Nierenschäden		toxisch, Reizung der Augen und Atemwege, Schädigung des zentralen Nervensyst., Leber, Niere	
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	1/5	III B	1		5/30	5/30
WGK	2	3	2		2	
charakterist. Eigenschaften	farblose Flüssigkeit, Geruch nach Bittermandel	farblose Kristalle wasser-dampfflüchtig, bei Erhitzung nitrose Gase	gelbliche Kristalle,	gelbliche Masse	gelbliches Öl, odr. farbloses Kristall,	farbloses Kristall,
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	5,8	90	83,6	33	-10	51,3
Siedepunkt 1 atm [°C]	210,6	302	242	258	222	239
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	26	0,027	1,9	1,33	19,5	13
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol]	2,4	0,03		1,36	6,1	5,2
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,204	1,57	1,52 (18°C)	1,5 (15°C)	1,16	1,28
dyn. Viskosität						
Oberflächensp.						
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	1 900	530	200 (17-25°C)	188	440	345
log Pow	1,85	1,5	2,53	2,8 - 3,1	2,3	2,41
Koc						
Flammpkt. [°C]	88	130	127	130	100	106
untere/obere Explosionsgrenze [Vol.%]	1,8/					
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	mittl. Persist., mikrob. Abbau zu 4-Aminoph., 4-Nitrophenol, Phenylhydroxilamin	aerob hohe Persistenz in Abwasser Bildung von 3-Nitroanilin	mittlere Persistenz, mikrobieller Abbau zu Nitrophenol		mikrobielle Nitroreduktion über instabile Hydroxylamine zu Aminen und Hydroxilierung zu Kresolen	
Verhalten im Untergrund	relativ hohe Mobilität, Sorption erfolgt im wesentlichen an organischem Kohlenstoff					
Verwendung	Anilin- und Sprengstoffherstellung	Zwischenprodukt zur Phendiamin- und 1,3-Nitroanilin-Herstellung, Verunreinigung in TNT	Herstellung von Azo- und Schwefelfarbstoffen, Pharmaka und Fungiziden	Herstlg. von Vulkanisationsbeschl., Desinfektionsmitteln, Fungiziden, Farbstoffen	Herstellung von Farb- und Kunststoffen, Pharmazeutika, Riechstoffen und Sprengstoffen (TNT)	
Auftreten in Altlasten (Emissionsqu.)	chemische Industrie und Rüstungsaltlasten		chemische Industrie, Textilindustrie, Holz- und Papierindustrie		chemische Industrie und Rüstungsaltlasten	

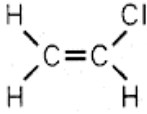
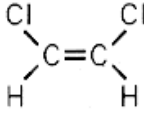
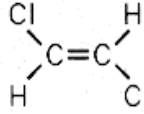
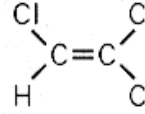
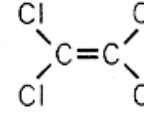
Aromatische Amine und Heterocyclen

	Aromatische Amine				Heterocyclen	
	aromatische Verbindungen, in denen ein oder mehrere H-Atome durch eine Aminogruppe (NH ₂) ersetzt sind.				cyclische Verbindungen mit ringbildenden Atomen aus zwei verschiedenen Elementen	
						
	o-Chloranilin	o-Nitroanilin	Anilin	o-Toluidin	Tetrahydrofuran	Pyridin
molare Masse [g/mol]	127,57	138,1	93	107,16	72,11	79,10
Toxizität	hautreizend, Blut- und Nervengift	Kreislauf- und leberschädigend	starke Augenreizung, vegetative Störungen; Blutgift	starke Blutgifte, Hautresorption, mögliche Karzinogenität	narkotische Wirkung der Dämpfe	Augen- und Hautreizungen, leber- und nieren-schädigend
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]		1/6	8	III A2	200/590	15
WGK		2	2	2	1	2
charakterist. Eigenschaften	hochsiedende viskose polare Flüssigkeiten mit basischem Charakter, löslich in organischen Lösemitteln				flüssig, flüchtig, ätherähnlicher Geruch	flüssig, farblos; schwache Base; scharfer, stech. Geruch
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	-2 bis -14	71,5 - 72	- 6	- 28 bis - 30	- 108	- 42,0
Siedepunkt 1 atm [°C]	209	270 Zersetzung	184,4	200 - 203	66	115
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	20	0,0063	60	100		2 000
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] _{20°C}	0,32 - 0,5	0,114	0,15			0,46
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,21	1,14	1,022	0,989 - 1,008	0,889	0,982
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)			4,4 · 10 ⁻³			0,95 · 10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)			3,22 · 10 ⁻³			38 · 10 ⁻³
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	5130	1 212 (25°C)	34 000	1 700	vollständig mischbar	vollständig mischbar
log Pow	1,76 - 1,99	1,85	0,95			0,95
Koc-Wert			225			7
pKa-Wert			4,58			5,19
Flammpunkt	90 - 130	167	70	87	- 17	17
untere/obere Explgr. [Vol-%]			70/90		1,5/12	1,7/10,6
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	aerob: mikrobielle Transformation möglich	mikrobiell schwer abbaubar	Brenzcatechin mikrobiell gut abbaubar	stabiles Abbauprodukt von Nitrotoluolen	mittlere Persistenz	Transformation durch versch. Mikroorganism.
Verhalten im Untergrund	relativ hohe Mobilität infolge geringer sorptiver Bindungen im Boden					
Verwendungen		Zwischprodukt für die Pestizidherstellung	Farbherst., Pharmaind., Gummiherst., Herbizid, Fotochemikalie	Farbstoffe, Vulkanisationsbeschleuniger, Textilhilfsmittel	Lösemittel und Zwischenprodukt bei der Kunststoffherstellung	Lösungsmittel, Farbenherstellung, Insektizid
Auftreten in Altlasten (Emissionsqu.)	Abbauprodukte von Pestiziden			Rüstungsaltlasten	Kunststoffverarbeitende Industrie	industrielle Abwässer

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) Teil 1

	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) Teil 1					
	Unter dem Begriff LCKW sind im Allgemeinen chlorierte, gesättigte und ungesättigte C ₁ - und C ₂ -Kohlenwasserstoffe zusammengefaßt. Es dominieren Dichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Tri- und Tetrachlorethen, die alle als Lösungsmittel mengenmäßig sehr große Verwendung finden.					
	Dichloromethan [Methylenchlorid]	Trichloromethan [Chloroform]	Tetrachloromethan [Tetra]	1,2-Dichlorethan	1,1,1-Tri-chlorethan	1,1,2,2- Tetra-chlorethan
molare Masse [g/mol]	85	119,5	154	98,96	133,5	167,85
Toxizität		Verdacht auf karzinogenes Potential		Karzinogen		
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	100/360	10/50	10/65	III A2	200/1080	1/7
WGK	2	2/3	3		3	
charakterist. Eigenschaften	farblose, nicht brennbare, leichtflüchtige, wenig viskose, schwere, wenig polare bis unpolare Flüssigkeiten					
Schmelzpunkt, 1 atm [°C]	-5,1	-111	-22,9	-25	-32	- 42,5
Siedepunkt, 1 atm [°C]	40	61,7	76,5 - 77	83,7	74,1	145,5
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	47 300 - 48 100	20 600 - 21 100	12 000 - 12 300	8530	12 800 - 14 000	680
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20-25°C)	304	486	2 330	99,3	1 823	39,4
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,3266	1,48	1,59	1,25	1,34	1,6
dyn. Viskosität [Pa s] (20°C)	0,42 · 10 ⁻³	0,58 · 10 ⁻³	0,97 · 10 ⁻³		0,87 · 10 ⁻³	1,7 · 10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	26,5 - 28 · 10 ⁻³	27,1 · 10 ⁻³	27,0 · 10 ⁻³		26 · 10 ⁻³	36,0 · 10 ⁻³
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	16 700 -20 000	5 600 - 7 300	1 160	8 600	1 300 - 4 400	2 900 (25°C)
log Pow	1,25	1,95	2,6	1,79	2,46	2,66
Koc	25	134	24 - 160	30,2	49	79 - 118
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	LCKW sind mikrobiell nur mäßig abbaubar. Der Abbau (schrittweise Dechlorierung) verläuft bei den hochchlorierten Verbindungen bevorzugt anaerob, bei den niederchlorierten bevorzugt aerob. Es entstehen langlebige und zum Teil hochtoxische Zwischenprodukte wie 1,1-Dichlorethen, Cis, Vinylchlorid.					
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der hohen Dampfdrücke und der mäßigen bis guten Wasserlöslichkeit sehr mobil. Ihre hohe Dichte bedingt eine rasche Verfrachtung in tiefere Bodenschichten. Sorption an Böden erfolgt in Abhängigkeit des Gehaltes an organischem Kohlenstoff.					
Verwendung	Lösungsmittel, Kunststoffe	Lösungsmittel	Lösungsmittel		Lösungsmittel	
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	chemische Industrie				siehe Tri- und Tetrachlorethen	

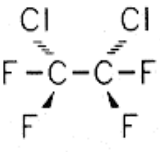
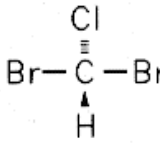
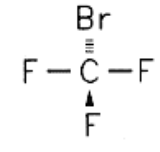
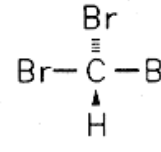
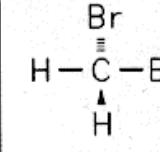
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) Teil 2

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) Teil 2		Unter dem Begriff LCKW sind im Allgemeinen chlorierte, gesättigte und ungesättigte C ₁ - und C ₂ -Kohlenwasserstoffe zusammengefasst. Es dominieren Dichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Tri- und Tetrachlorethen, die alle als Lösungsmittel mengenmäßig sehr große Verwendung finden.			
					
	Chlorethen [Vinylchlorid]	1,2-cis-Dichlorethen [Cis]	1,2-trans-Dichlorethen [Trans]	Trichlorethen [Tri]	Tetrachlorethen [Per]
molare Masse [g/mol]	62,5	97	97	131,5	166
Toxizität	karzinogen				
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	-/ IIIA1	200/790	200/790	50/270	50/345
WGK	2	3	3	3	3
charakterist. Eigenschaften	leichtentzündlich, brennbar, süßlicher Geruch	farblose, nicht brennbare, leichtflüchtige, wenig viskose, schwere, wenig polare bis unpolare Flüssigkeiten mit charakteristischem Geruch			
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	- 153,8	- 87	- 50	- 73	- 19
Siedepunkt 1 atm [°C]	- 13,4	60,3	47,5	87	121
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	309 200 - 340 000	22 000 - 23 400	34 800	7 700 - 8 000	1 870 - 1 900
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20-25°C)	1 850 - 2 800 (bei 15 °C)	536	512	1 013	841
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,91	1,28	1,27	1,46	1,62
dyn. Viskosität [Pa s] (20°C)	0,21 · 10 ⁻³	0,47 · 10 ⁻³	0,92 · 10 ⁻³	0,58 · 10 ⁻³	0,87 · 10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)		24 · 10 ⁻³	24 · 10 ⁻³	32 · 10 ⁻³	32 · 10 ⁻³
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	1 100 - 9 500 (bei 15 °C)	800	600	1 000 - 1 100	100 - 200
log Pow	1,4 - 2,4			2,3	2,6
Koc	22 - 704		59	126 - 800	240 - 360
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	LCKW sind mikrobiell nur mäßig abbaubar. Der Abbau (schrittweise Dechlorierung) verläuft bei den hochchlorierten Verbindungen bevorzugt anaerob, bei den niederchlorierten bevorzugt aerob. Es entstehen langlebige und zum Teil hochtoxische Zwischenprodukte wie 1,1-Dichlorethen, Cis, Vinylchlorid.				
Verhalten im Untergrund	Aufgrund der hohen Dampfdrücke und der mäßigen bis guten Wasserlöslichkeit sehr mobil. Ihre hohe Dichte bedingt eine rasche Verfrachtung in tiefere Bodenschichten. Sorption an Böden erfolgt in Abhängigkeit des Gehaltes an organischem Kohlenstoff.				
Verwendung	Herstellung von Polyvinylchlorid	Lösungsmittel	Lösungsmittel	Lösungsmittel	Lösungsmittel
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Abbauprodukte von Tri- und Tetrachlorethen	Abbauprodukte von Tri- und Tetrachlorethen		Chemische und metallverarbeitende Industrie, chemische Reinigungen, Tierkörperbeseitigungsanlagen	



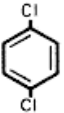
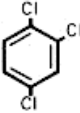
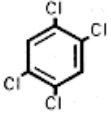
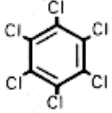
Gemischthalogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, Halone) Teil 1

	Gemischthalogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, Halone) Teil 1				
	FCKW sind fluorierte und chlorierte (seltener bromierte), gesättigte C ₁ - und C ₂ -Verbindungen und stellen 95% aller technisch hergestellten Fluorverbindungen dar. Halone sind bromierte und fluorierte, gesättigte C ₁ - und C ₂ -Verbindungen. Dreifach halogensubstituierte Methane heißen auch Haloforme.				
	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \equiv \\ \text{F}-\text{C}-\text{Cl} \\ \uparrow \\ \text{Cl} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \equiv \\ \text{F}-\text{C}-\text{F} \\ \uparrow \\ \text{Cl} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \equiv \\ \text{F}-\text{C}-\text{F} \\ \uparrow \\ \text{F} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \equiv \\ \text{F}-\text{C}-\text{F} \\ \uparrow \\ \text{H} \end{array}$	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{Cl} \\ \diagdown \quad \diagup \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{C}-\text{F} \\ \uparrow \quad \uparrow \\ \text{F} \quad \text{F} \end{array}$
	Trichlorfluormethan [Freon-, Frigen-, R-11]	Dichlordifluormethan [Freon-, Frigen-, R-12]	Chlortrifluormethan [Freon-, Frigen-, R-13]	Chlordifluormethan [Freon-, Frigen-, R-22]	1,1,2-Trichlor-1,2,2-Trifluorethan [Freon-, Frigen-, R-113]
molare Masse [g/mol]	137,4	123,0	104,5	86,5	187,5
Toxizität	wenig toxisch				
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	1 000/5 600	1 000/5 000	1 000/4 330		500/3 800
WGK	2	1			2
charakterist. Eigenschaften	farblose Gase oder leicht bewegliche Flüssigkeit, unbrennbar, hohe Dampfdichte, hohe spezifische Verdampfungsenthalpie				
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	- 111	- 158	- 181	- 160	- 33
Siedepunkt 1 atm [°C]	23,7	- 29,8	- 81,1	- 40,8	47,7
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	89 000	566 900	3 177 000	917 000	36 400
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)	9 013	22 654			24 847
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,490	1,328	0,924		1,582
dyn. Viskosität [Pa s] (20°C)	0,42 · 10 ⁻³				0,7 · 10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	18,8 · 10 ⁻³	9 · 10 ⁻³		9 · 10 ⁻³	17,9 - 19 · 10 ⁻³
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	1.300	2.800			170
log Pow	2,3	2,0			3,16
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	hohe thermische und chemische Stabilität, führen zum katalytischen Abbau der Ozonschicht				
Verhalten im Untergrund	hohe Mobilität infolge hoher Flüchtigkeit und guter Wasserlöslichkeit. Mobilität sinkt mit zunehmendem Grad der Halogenierung.				höhere Bio- und Geoakkumulation im Vergleich zu halogenierten Methanen
Verwendung	Treibmittel für: Aerosole, Sprüh- und Schaumprodukte, Kältemittel, schonende Lösungs- und Entfettungsmittel				
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	im Umfeld von Abfalldeponien (Kühlschränke, Spraydosen)				

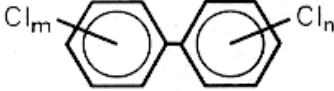
Gemischthalogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, Halone) Teil 2

	Gemischthalogenierte Kohlenwasserstoffe (FCKW, Halone)				
	FCKW sind fluorierte und chlorierte (seltener bromierte), gesättigte C ₁ - und C ₂ -Verbindungen und stellen 95% aller technisch hergestellten Fluorverbindungen dar. Halone sind bromierte und fluorierte, gesättigte C ₁ - und C ₂ -Verbindungen. Dreifach halogensubstituierte Methane heißen auch Haloforme.				
					
	1,2-Dichlor-tetrafluormethan [Freon-114, Frigen-114, R-114]	Dibromchlor-methan	Trifluorbrom-methan [R13B1, Halon 1301]	Tribrommethan [Bromoform]	1,2-Dibrom-methan
molare Masse [g/mol]	171,0	208,3	148,9	252,7	187,88
Toxizität				karzinogen	haut- und schleimhautreizend
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	1 000/7 000		1 000/6 100		III A2
WGK					
charakterist. Eigenschaften	farblose Gase oder leichtbewegliche Flüssigkeiten, nicht brennbar			Flüssigkeit mit chloroformartigem Geruch	
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	- 94		- 168	8,3 - 9,2	9,8
Siedepunkt 1 atm [°C]	3,8	120	- 59	149,5	131,4
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	182 000	2 000		640	1 470
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)					62
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)		2,45	1,53	2,9 (30°C)	2,18
dyn. Viskosität [Pa s] (20°C)					
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	13 · 10 ⁻³				38,85 · 10 ⁻³
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)		4 000		1 100	4 000
log Pow					1,9
Abbauprodukte und Abbaubarkeit		Der anaerobe mikrobielle Abbau verläuft schneller als bei den entsprechenden chlorierten Verbindungen			langsamer Abbau
Verhalten im Untergrund	hohe Mobilität infolge hoher Flüchtigkeit und hoher Wasserlöslichkeit				
Verwendung	siehe Teil 1	Feuerlöschmittel	Feuerlöschmittel	Kunststoffe, Pharmazeutika	Zusatz in Bleibenzin
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	im Umfeld von Abfalldeponien (Kühlschränke, Spraydosen)			unsachgemäße Trinkwasserchlorung	

Chlorbenzole

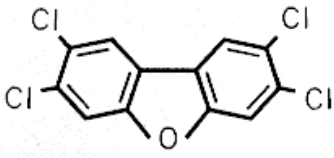
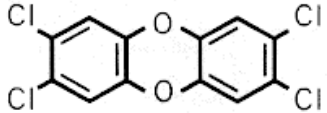
	Chlorbenzole					
	Sammelbezeichnung für einfach und mehrfach chlorierte Benzole					
						
	Chlorbenzol	1,2-Dichlorbenzol	1,4-Dichlorbenzol	1,2,4-Trichlorbenzol	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	Hexachlorbenzol
molare Masse [g/mol]	112,56	147		181,45	215,9	285
Toxizität	Dämpfe haben narkotische Wirkung	Dämpfe sind stark Atemwege und Augen reizend		leber- und nieren-schädigend	blutbild-schädigend, hautreizend	Anreicherung im Fettgewebe, Leberschäden
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	50/230	50/300	75/450	5/40		
WGK		2	2	3		3
charakterist. Eigenschaften	wenig bis unpolare Flüssigkeiten oder Feststoffe, wenig wasserlöslich, gut löslich in organischen Lösemitteln					
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	- 45,2	- 17,6	54	16,05	141	229
Siedepunkt 1 atm [°C]	132,2	180,4	174	213,5	245	322 - 326
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	1 173	140	155	215	< 133,3	1,1 - 1,7 · 10 ⁻³
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol]	640	193	240 - 340	108,4		48,6
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,10	1,306	1,504 (25°C)	1,456	1,86 (22°C)	22,08 (23,6°C)
dyn. Viskosität [Pa s] (20°C)		1,324 · 10 ⁻³		2,07 · 10 ⁻³		
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	33,3 · 10 ⁻³	40 · 10 ⁻³		39,1 · 10 ⁻³		
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	488	134 - 154	68,9	36	0,24	3,2 - 5,0 · 10 ⁻³
log Pow	2,8	3,3 - 3,7	3,37 - 3,40	4,21	4,9	5,0 - 6,92
Koc	152	316 - 4 000		4 300		10 000 - 1 000 000
Flammpkt. [°C]	2,8	66	65	110	155	243
untere/obere Explosionsgrenze [Vol. %]	1,3 / 11	2,2 / 12		2,5/5,0		
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Persistenz in Umweltmedien steigt mit dem Chlorierungsgrad, mikrobieller Abbau zu Chlorphenolen möglich					
Verhalten im Untergrund	Mobilität sinkt mit dem Chlorierungsgrad infolge abnehmender Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit; Sorption an Böden steigt mit dem Gehalt an organischer Substanz					
Verwendung	Lösemittel, Zwischenprodukt bei Kosmetik- und Pharmaprod., Phenol-, Anilin- und DDT-Synthese	Zwischenprodukt bei der Farbenherstellung und Herbizidsynthese, Lösemittel		Lösemittel, Dielektrikum, Zwischenprodukt in der chemischen Industrie	Zwischenprodukt bei Herstellung von 2,4,5-Trichlorphenol	Fungizid, Holzschutzmittel
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Chemische Industriestandorte, Holzindustrie und landwirtschaftliche Nutzflächen (HCB)					

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle (PCB) 		Es gibt insgesamt 209 Einzelverbindungen (Isomere). Sie liegen meist als schwertrennbare Gemische mit Cl-Gehalten von 30 - 60% vor.				
	2,4,4'- Trichlor- biphenyl (Nr. 28)*	2,2',5,5'- Tetrachlor- biphenyl (Nr. 52)*	2,2',4,5,5'- Pentachlor- biphenyl (Nr. 101)*	2,2',3,4,4',5'- Hexachlor- biphenyl (Nr. 138)*	2,2',4,4',5,5'- Hexachlor- biphenyl (Nr. 153)*	2,2',3,4,4',5,5'- Heptachlor- biphenyl (Nr. 180)*
molare Masse [g/mol]	257,6	292,0	326,4	360,0		395,3
Toxizität	Im Tierexperiment nachgewiesene Karzinogenität. Anreicherung im menschlichen Fettgewebe und Muttermilch; beim Menschen festgestellte Placentapassage mit nachfolgender Akkumulation im bzw. Schädigung des fetalen Organismus					
MAK-Wert [mg/m ³]	42% Cl-Gehalt: 1 [mg/m ³] 54% Cl-Gehalt: 0,5 [mg/m ³]					
WGK	3					
charakterist. Eigenschaften	In reiner Form farblos, kristallin. Als technische Produkte: farblose, viskose Flüssigkeiten (aufgrund von Verunreinigungen: häufig Dioxine und Furane), lipophile (unpolare) Eigenschaften, hohe thermische Stabilität und Beständigkeit gegenüber Säuren und Alkalien, mit zunehmendem Chlorierungsgrad sinkt die Polarität der Verbindung.					
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	57 - 58	87	77		103 - 104	
Siedepunkt 1 atm [°C]						
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	Die Flüchtigkeit vermindert sich mit zunehmendem Chlorierungsgrad					
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)	26,7	24,1	18,1	7,6	10,0	3,2
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	In Abhängigkeit von der anteilmäßigen Zusammensetzung an Isomeren variiert die Dichte zwischen 1,18 und 1,50					
dyn. Viskosität [Pa s] (20°C)	Die Viskosität steigt mit zunehmendem Chlorierungsgrad					
Oberflächensp. [N/m] (20°C)						
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	Geringe Wasserlöslichkeit, die mit dem Chlorierungsgrad abnimmt					
log Pow	0,1432	0,1126	0,0144	0,0073	0,0091	0,0039
Koc	5,22 - 10,44					
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Höher chlorierte Isomere sind durch eine hohe Stabilität, Bio- und Geoakkumulationstendenz charakterisiert. Ein Abbau findet sowohl mikrobiell als auch photochemisch (durch UV) statt.					
Verhalten im Untergrund	Die Persistenz hochchlorierter PCBs ist sehr viel größer als die niedrigchlorierter Verbindungen. Böden mit viel organischer Substanz und Ton, in denen PCBs z.T. in einer vor dem Abbau geschützten Form gebunden sind, weisen nur geringe Abbauraten auf.					
Verwendungen	Dielektrikum (Isolatorflüssigkeit) in Transformatoren und Kondensatoren, Kühlmittel, Hydraulikflüssigkeit, Weichmacher für Lacke und Klebstoffe, Zusatzstoff bei der Gummierstellung, Imprägniermittel für Holz und Papier, Formulierungshilfsmittel für Pestizide					
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Herstellung von Kunststoffen, Maschinenbau, Elektrotechnik, Bergbau, Holzverarbeitung, Papierherstellung 1970 max. Produktion: 70 000 [t/a], seit 1983 in der Bundesrepublik verboten					

* Einteilung in Nummern nach Ballschmiter und Zell

Chlordibenzofurane und Chlordibenzodioxine

	Chlordibenzofurane und Chlordibenzodioxine	Bezeichnung für zweifach ungesättigte sechsgliedrige Ringsysteme mit einem oder zwei Sauerstoff-Atomen im Ring. Diese Stoffgruppe besteht aus 210 verschiedenen Einzelsubstanzen.
		
	2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran [Tetrachlordiphenylenoxid]	2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-1,4-dioxin [SEVESO-Gift]
molare Masse [g/mol]	305,96	321,97
Toxizität	extrem toxisch! Die Toxizitäten der verschiedenen Einzelsubstanzen wird in Form sogenannter Toxizitätsäquivalente (TE) auf 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-1,4-dioxin bezogen.	
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]		III A2
WGK	1	1
charakterist. Eigenschaften	farblose, kristalline Feststoffe, kaum löslich in Wasser, erhöhte Löslichkeit in organischen Lösemitteln (z.B. Mineralöl)	
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	227 - 228	305
Siedepunkt 1 atm [°C]		900
Dampfdruck [Pa] (bei 25°C)	$3 \cdot 10^{-4} - 9 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-4} - 6,7 \cdot 10^{-5}$
Henry-Koeff. [Pa·m ³ /mol] (25°C)		$2,9 \cdot 10^{-3}$
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)		1,83
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	fest	fest
Oberflächensp. [N/m] (20°C)		
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	$0,42 \cdot 10^{-3}$ (bei 22,7°C)	$0,5 \cdot 10^{-3}$
log Pow	6,3 - 9,4	6,8 - 9,0
Koc	158 000 (berechnet)	330 000 - 470 000 (berechnet)
Flammpkt. [°C]		
untere/obere Explosions- grenze [Vol. %]		
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	mikrobiell extrem schlecht abbaubar	
Verhalten im Untergrund	Aufgrund geringer Wasserlöslichkeit, niedrigem Dampfdruck und starker Adsorption an organisches und anorganisches Material gering mobil. In geringem Umfang erfolgt Co-Transport mit organischen Schadstoffphasen wie Mineralöle. Verfrachtung dioxinkontaminierter Bodenpartikeln durch Wind und Oberflächenabfluß.	
Verwendung	keine kommerzielle Verwendung	keine kommerzielle Verwendung
Auftreten in Altlasten (Emissions- quellen)	entsteht in Spuren bei der technischen Herstellung von Polychlorphenol, als Verunreinigung in zahlreichen Produkten	ubiquitäre Verbreitung. Entsteht bei Verbrennungsvorgängen in der Natur (Brandrodung, Gewitter), im Kfz-Verkehr und bei der Müllverbrennung (bei 300 - 600 °C aus chlorierten Benzolen, Phenolen, PCB, PVC). Herstellung und Verwendung kontaminierter Produkte (PCB, Chlorphenole, Chlorbenzole, Hexachlorophen, Pentachlorphenol, 2,4,5-Trichlorphenol und 2,4,5-Trichlorphenoessigsäure)

Ketone, Aldehyde

	Ketone		Aldehyde		Ketone und Aldehyde enthalten die polare Carbonylgruppe, die für die chemischen Eigenschaften verantwortlich ist	
	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{R}'-\text{C}-\text{R}'' \end{array}$		$\begin{array}{c} \text{O} \\ \diagup \\ \text{R}-\text{C} \\ \diagdown \\ \text{H} \end{array}$			
	2-Butanon [Methylethylketon, MEK]	4-Methyl-2-pentanon [Methylisobutylketon, MIBK]	Methanal [Formaldehyd]	Ethanal [Acetaldehyd]	Hexanal [Capronaldehyd]	Benzaldehyd [Bittermandelöl]
molare Masse [g/mol]	72,12	100,16	30,03	44,05	100,16	106,13
Toxizität	Haut- und Schleimhautreizungen	Haut- und Augenreizung, mögl. Leber- und Nierenschäden	geringe bis starke Reizung der Schleimhäute	Augen- und Schleimhautreizung, mögl. Karzinogenität	reizt Augen und Atemwege, die Dämpfe sind narkotisierend	mindergiftig
MAK [mg/m ³]	590	400	1,2	90		
WGK	1	1	2	1		1
charakterist. Eigenschaften	flüssig, farblos acetonalähnlicher Geruch	flüssig, farblos, mit organ. Lösungsmitteln unbegrenzt mischbar	gasförmig, farblos, durchdringend nach Heu, Stroh riechend	gasförmig, farblos, durchdringend fruchtiger Geruch	flüssig, oxidiert u. polymerisiert leicht bei Anwesenheit von Säurespuren	nach Bittermandel riechend
	sehr schwierig zu oxidieren, die niedrigen Vertr. sind in polaren Lösungsmitt. löslich		die niedrigen Vertreter sind sehr gut wasserlöslich und löslich in den gebräuchlichen organischen Solventien, leicht oxidierbar			
	brennbar, leicht entzündlich					
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	- 86,4	- 83,5	- 92	- 123	- 56	- 56
Siedepunkt 1 bar [°C]	79,6	116	- 20	20,5	131	179
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	10 200	2 000	442 000	100 500	1 200	100 (26°C)
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] 20°C	19,2	39	0,02			
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,805	0,798	0,815 (- 20°C)	0,783 (18°C)	0,833	1,08
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	0,42 · 10 ⁻³ (15°C)	0,59 · 10 ⁻³		0,22 · 10 ⁻³		
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	24,6 · 10 ⁻³			21,2 · 10 ⁻³		
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	290 000	19 000	vollständig mischbar		wenig mischbar	3000
log Pow	0,36	1,1	0 (berechnet)	2,7		
Koc-Wert	1,4	0,79				
Flammpkt. [°C]	-1	14	32 - 86	-58	32	64
untere/obere Explgr. [Vol%]	2,1/13	1,2/8	7,0/73	4,0/55		1,4/
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	im Menschen Metabolismus zu 2-Butanol, 3-Hydroxy-2-butanon und 2,3-Butandiol		biolog. Mineralisierung über Ameisensäure, sowie Ethanol (aerobe Bed.)	in Luft schnelle Oxidation unter Bildung von Alkylhydroperoxiden, Wasserstoffperoxid, Peroxyacetylnitrat, Essigsäure, Formaldehyd, Methylnitrat, CO ₂		reagiert mit Luftsauerstoff langsam zu Benzoesäure
Verhalten im Untergrund	hohe Mobilität					
Verwendungen	Lösungsmittel, Ausgangsstoff zur synth. Prod. von: Farbstoffen, Pharmaka, Schädlingsbekämpfungsmittel, Kunststoffe; meist produzierte industr. Chemikalie		Syntheserohstoff für Kunststoffe, Kunstharze, Leime, Desinfektionsmittel, Pharmazeutika, Pflanzenschutzmittel			
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Grundwasser, Sickerwasser von Deponien		Ausgasen aus Spanplatten und Schäumen; Emission aus Kfz-Abgasen	Emission aus Kfz-Abgasen; Nebenprodukt der meisten Oxidationen von Kohlenwasserst.		

Ester, Glykolalkohole und -ether

	Ester $\text{R}-\text{C} \begin{array}{l} \text{O} \\ // \\ \text{O}-\text{R}' \end{array}$		Die Säurederivate sind wegen der C=O - Gruppe polare Verbindungen	Glykol-Alkohole	Glykol-Ether
	Essigsäure-ethylester [Ethylacetat]	Essigsäure-butylester [n-Butylacetat]		1,2-Ethandiol [Ethylenglykol]	Bis-(2-methoxy-ethyl)-ether [Diglykoldimethylether]
molare Masse [g/mol]	88,12	116,16		62,07	134,17
Toxizität	augenreizend gering toxisch			Reizung der Augen und Atemwege	
MAK-Wert [mg/m ³]	1 400	950		26	
WGK	1	1		1	
charakterist. Eigenschaften	flüssig, farblos, duftend, wohlriechend	bildet acetrop siedendes Gemisch		sirupartige Flüssigkeit, hygroskopisch und leicht entzündlich	angenehm riechend reagiert mit oxidierend wirkenden Stoffen
	löslich in polaren und unpolaren Lösungsmitteln (je nach Kettenlänge), hydrolisieren leicht				
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	- 83,6	- 77		-13	-64
Siedepunkt 1 bar [°C]	77,1	126		197	160
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	9 200	1 300		7,9	230 - 400
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (25°C)	17			5 · 10 ⁻³	0,041
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,901	0,882		1,11	0,95
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	0,455 · 10 ⁻³	0,69 · 10 ⁻³ (25°C)		23 · 10 ⁻³	1,1 - 2 · 10 ⁻³
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	23,95 · 10 ⁻³				2,7 · 10 ⁻²
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	77 000	23 000 (25°C)		vollkommen löslich	vollkommen löslich
log Pow	0,69			1,36	0,36
pKa-Wert					
Koc-Wert	2				
Flammpunkt [°C]	- 4	29		119	60
untere/obere Explosionsgrenze [Vol%]	2,1/11,5	1,2/7,5		0,9/15,5	1,4/
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Essigsäure, Ethanol durch Hydrolyse			gut abbaubar über Oxalat zu Kohlendioxid	
Verhalten im Untergrund	hohe Mobilität aber geringe Persistenz			hohe Mobilität aber geringe Persistenz	
Verwendungen	Herstellung von Alkydharze für Lacke, Polyester, Chemiefasern, Aromen, Lösungsmittel, Weichmacher			Gefrierschutz- und Enteisungsmittel	Lösemittel für Farbstoffe, Lacke und Druckfarben
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Deponien			z.B. im Grundwasser-einzug von Flughäfen	

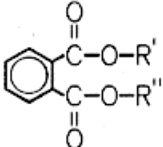
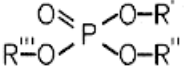
Alkohole

	Alkohole $R-OH$ $(R = C_n H_{2n+1})$					
	Methanol	Ethanol	2-Propanol	2-Methyl-1-propanol [iso-Butanol]	3-Methyl-1-butanol [iso-Amylalkohol]	2-Ethyl-1-hexanol [Isooctanol]
molare Masse [g/mol]	32,04	46,07	60,10	74,12	88,15	130,23
Toxizität	Erbinden, Neuritis		100 ml gefährlich	Dämpfe reizen Augen und Atemwege Dämpfe sind narkotisierend	Dämpfe sind stark gesundheitsschädlich	Dämpfe reizen Augen und Atmungsorgane
MAK-Wert [mg/m ³]	260	1 900	980	300	360	
WGK	1	0	1	1	1	2
charakterist. Eigenschaften	flüssig, farblos, süßlich, alkoholartig	flüssig, farblos, charakterist. süß, würzig, alkoholisch	flüssig, farblos, scharf	bildet aceotrop siedendes Gemisch	flüssig, farblos	farblos, gelblich, ölig
	niedermolekulare Vertreter sind löslich in polaren Lösungsmitteln, höhermolekulare Vertreter in unpolaren Lösungsmitteln, brennbar, leicht entzündlich					
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	- 93,9 oder - 97,8	- 117	- 86 bis - 89,5	- 108	- 117	- 76
Siedepunkt 1 bar [°C]	64,5	78,4	82,4	108	132	183,5
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	12 400	5 800	4 300	1 200	300	36
Henry-Koeff. [Pa m ³ /mol] (20°C)	0,34	0,34	0,32			
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,791	0,789	0,785	0,806	0,813	0,834
dyn. Viskosität [Pa·s](20°C)	0,597 · 10 ⁻³	1,20 · 10 ⁻³	2,86 · 10 ⁻³ (15°C)	6,68 · 10 ⁻³		10
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	22,61 · 10 ⁻³	22,75 · 10 ⁻³	21,7 · 10 ⁻³			
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	vollständig mischbar			95	25 000	kaum löslich
log Pow	0,1	0,32				
untere/obere Explgr. [Vol%]	5,5/26,5	3,3/19	2,9/12	1,2/10,9	1,2/9,0	0,55/5,34
Flammpkt. [°C]	11	12	12	27	43	75
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	Formaldehyd und Ameisensäure als Oxidationsprodukte					
Verhalten im Untergrund	hohe Mobilität, geringe Persistenz					
Verwendungen	Lösungsmittel, Extraktionsmittel, Brennstoff, organische Grundchemikalie zur weiteren Verwendung, Herstellung von Farben, Ausgangsstoff für Weichmacher und Tenside, Methanol: wichtiges Grundprodukt der organ. Chemie				Lösungs- und Extraktionsmittel, Verwendung zur organischen Synthese, Nebenprodukt der alkoholischen Gärung (Fuselöle), 2-Ethyl-1-hexanol: vor allem als Weichmacher, zur Herst. von Tensiden und als Entschäumer	
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Sickerwasser von Deponien					

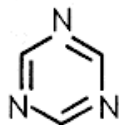
Carbonsäuren und Chlorcarbonsäuren

Carbonsäuren und Chlorcarbonsäuren		Carbonsäuren sind organische Säuren mit einer oder mehreren charakteristischen Carboxylgruppen. Aliphatische Monocarbonsäuren mit Kettenlängen von C ₄ bis C ₂₄ heißen auch Fettsäuren. Chlorcarbonsäuren sind Chlorderivate der Carbonsäuren.						
	Methan-säure [Ameisen-säure, acidum formicum]	Ethan-säure [Essig-säure]	Propan-säure [Propion-säure]	Butan-säure [Butter-säure]	Ethandi-säure [Oxal-säure, Kleesäure]	Chlor-ethan-säure [Chlor-essigsäure]	Dichlor-ethan-säure [Dichlor-essigsäure]	Trichlor-ethan-säure [Trichlor-essigsäure]
molare Masse [g/mol]	46,03	60,03	74,08	88,10	90	94,5	128,9	163,4
Toxizität	nicht toxisch, zeigen allerdings reizende und ätzende Wirkung							
MAK-Wert [ppm]/[mg/m ³]	5/9	10/25	10/30					
WGK	1	1	1	1	1	2	1	1
charakterist. Eigenschaften	farblose Flüssigkeit mit stechendem Geruch, selbstentzündlich, hygroskopisch, fettlösend			unangenehmer Geruch	farblose Prismen	oxidierende Säuren, Zersetzung beim Erhitzen und Bildung von toxischen Gasen		
Schmelzpunkt 1 atm [°C]	8,4	16,55	- 20,8	- 5,5	101,5		13,5	59,2
Siedepunkt 1 atm [°C]	100,7	118,2	141,4	164,1		189,4	194,5	197,6
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	4 330	1 570	667 (28°C)		4 · 10 ⁻²			
Henry-Koeff.								
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,2247 (20°C)	1,0492	0,9934	0,9629	1,653	1,404	1,564	
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)								
Oberflächensp. [N/m] (20°C)	39,7 · 10 ⁻³	27,4 · 10 ⁻³	26,7 · 10 ⁻³					
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	mit Wasser mischbar				95 000	> 8 · 10 ⁵	86 300	1,2 · 10 ⁶
Pow								
pK _A	3,75	4,76		4,82	1,25 u. 4,29	2,86	1,30	0,7
Flammpkt. [°C]	69	40	54					
untere/obere Explgr. [Vol%]	14/33	3,3/22	2,1/12	2,0/10		8/		
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	aerob mikrobiell sehr gut abbaubar, dienen den Mikroorganismen als Energiequelle, Produkte: CO ₂ und H ₂ O						Oxalat, Glyoxalat	
Verhalten im Untergrund								
Verwendung	Koagulationsm. f. Latex		Farbstoffe		Reduk-tionsmittel, Textil-färbung	Herstlg. v. Carboxymethyl-cellulose, Pflan-zenschutzmittel, Weichmacher, Indigo	technisch ohne große Bedeutung	
	Textil-färbung, Konservie-rungsmittel	Lösungs-mittel	Pflanzen-schutzm., Konservie-rungsmittel	Kunststoffe Weich-macher				
	Pharmazeutika							
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	ubiquitär, sie entstehen in biochemischen Prozessen (oft lediglich intermediär)					Abbauprodukte der CKW		

Weichmacher (Phthalate, Phosphorsäureester)

Weichmacher	Phthalate (=Phthalsäureester)		Phosphorsäureester	
		 <p>sind die von der 1,2-Benzoldicarbonsäure abgeleiteten Ester</p>		 <p>sind die Ester der Phosphorsäure</p>
	Di-(n-butyl)phthalat	Di-(2-ethylhexyl)-phthalat [DEHP]	Triphenylphosphat	Trimethyl-phosphat
molare Masse [g/mol]	278,34	390,56	326,29	124,08
Toxizität	akute Toxizität im allgemeinen gering, gegenüber sehr hohen Expositionen: Placentapassage und die Passage der Blut-Hirn-Schranke, bei Tierversuchen Karzinogenität nachgewiesen		50 - 100 mg wirken tödlich	
MAK-Wert [mg/m ³]		10		karzinogen III B
WGK	2	2		
charakterist. Eigenschaften	flüssig, farblos, wasserunlöslich, schwer flüchtig, löslich in Lipoiden (unpolare Verbindungen)		flüssig, farblos	
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	- 35	- 50	48 - 50	- 78
Siedepunkt 1 bar [°C]	340	385	247 (bei 1 500 Pa)	111
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	0,0026	0,0013	130 (193°C)	
Henry-Koeff. [Pa·m ³ /mol] (25°C)	123,9 · 10 ⁻³	44,5 · 10 ⁻³		
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,046 - 1,048	0,984	1,268 (60°C)	1,052
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)	19 - 22 · 10 ⁻³	81,4 · 10 ⁻³		
Oberflächensp. [N/m] (20°C)		32,2 · 10 ⁻³		
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	12	0,029	0,01 (34°C)	reagiert heftig mit Wasser
log Pow	4,61	4,48		
Koc	1 140 - 2 100	12 000		
pK _A				
Flammpkt. [°C]		190	207	
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	anaerob hohe Persistenz, aerob mikrobieller Abbau über Monoester zu Phthalsäure möglich, starke Temperaturabhängigkeit		werden im Boden relativ schnell zu ungiftigen Substanzen abgebaut	
Verhalten im Untergrund	Bio- und Geoakumulation zu erwarten		geringe Bio- und Geoakumulation infolge geringer Persistenz	
Verwendungen	Weichmacher in: Kunststoffen (zu 25% in PVC), Lacken, Papierbeschichtung, Dispersionen	Weichmacher in : Kunststoffen (zu 90% in PVC), Lacken; Entschäumer bei der Papierherstellung	Schädlingsbekämpfungsmittel, Weichmacher, Flammschutzmittel, Methylierungsmittel	
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	Bildung bei der therm. Zersetzung von Polyvinylidenchlorid, Verbrennung in Großfeuerungsanlagen	als Abfall in Deponien, 1600 t/a Gesamteintrag, Anreicherung in Sedimenten, Müllverbrennung, unkontrollierte Verbrennung		

Pestizide Teil 1

Pestizide Teil 1	S- Triazine (Stickstoff-Heterocyclen)				Harnstoffderivate	
	Atrazin	Propazin	Simazin	Terbutylazin	Diuron	Methabenzthiazuron
	[2-Chloro-4(ethylamino)-6-(isopropylamino)-s-triazin]	[2-Chlor-4,6-diisopropylamino-s-triazin]	[2-Chloro-4,6-bis(ethylamino)-s-triazin]	[4-Ethylamino-6-tert.-butylamino-2-chlor-s-triazin]	[3-(3,4-Dichlorphenyl)-1,1-dimethylharnstoff]	[1-(Benzthiazol-2yl)-1,2-dimethylharnstoff]
	 (Grundkörper)					
molare Masse [g/mol]	215,69	229,7	201,7	229,7	233,1	221,3
charakterist. Eigenschaften	fest, kristallin, schwach basisch, löslich in Alkohol, Ether u.a. organischen Lösungsmitteln				apolar, nicht ion-aktiv	
Toxizität						
MAK-Wert [mg/m ³]	2					
WGK	2		2	2		
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	174	212 - 214	225 - 227	177 - 179	158 - 159	119 - 120
Siedepunkt 1 bar [°C]	nicht destillierbar				180	
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	0,04 · 10 ⁻³ bis 0,14 · 10 ⁻³		8,2 · 10 ⁻⁷		2,7 · 10 ⁻⁵ (30°C)	1,3 · 10 ⁻⁴
Henry Koeff. [Pa·m ³ /mol] (25°C)	1,3 · 10 ⁻³		3,2 · 10 ⁻⁵			
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	ca. 1,2					
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)						
Oberflächensp. [N/m] (20°C)						
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	45	5 - 9 (20-30°C)	5 (20°C)	5 - 8,5	42 (25°C)	60
log Pow	2,65		3,0			
Koc	149 - 216		284-501			
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	biologisch schwer abbaubar bedingt durch relativ große Stabilität gegenüber phys. u. chem. Transformation	relativ stabil 75-100% Abbau in 4-18 Monaten	schwer biolog. abbaubar; über biolog. Transformationsprodukte liegen keine Informationen vor		hohe Persistenz	
Verhalten im Untergrund	Stabilität und Wasserlöslichkeit schließen bei Bodenkontamination Bodenmigration und Grundwasserunreinigung nicht aus					
Verwendungen	Herbizide mit breitem Wirkungsspektrum. Verwendung vor allem im Getreide- und Maisanbau					
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	nachgewiesen im Grund- und Trinkwasser, Fließgewässer; auf Deponien, Diuron findet Verwendung bei der DB zur Gleisenträufung (seit 1925) [ca. 220 t Wirkstoffe werden jährlich ausgebracht] Seit 01.10.89 darf Trinkwasser in der BRD nicht mehr als 0,1 µg/l eines einzelnen Wirkstoffes enthalten oder die Summe der Wirkstoffe 0,5 µg/l nicht überschreiten. Erhebliches Gefährdungspotential durch großflächige Verbreitung über direkte Zufuhr					

Pestizide Teil 2

Pestizide	Andere halogenierte Verbindungen			
	Lindan [γ -Hexachlorcyclohexan]	Bromacil [5-Brom-3-sec.-butyl-6-methyluracil]	Dichlorbenil [2,6-Dichlorbenzotrinitril]	MCPA [4-Chlor-o-tolyloxyessigsäure]
Teil 2				
molare Masse [g/mol]	290,83	261,1	172,0	200,6
Toxizität	giftig, Gefahr der Hautresorption, Leber- und Nierenschäden			
MAK-Wert [mg/m ³]	0,5			
WGK	3			
charakterist. Eigenschaften	weiß-bräunl., kristalliner Feststoff (als technische Produkte mit α - u. β -Isomeren verunreinigt), apolar, nicht ion-aktiv	apolar, nicht ion-aktiv	apolar, nicht ion-aktiv	ion-aktiv kristallin, phenolartiger Geruch
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	112,5	158 - 159	145 - 146	118 - 119
Siedepunkt 1 bar [°C]	323,4			
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	0,003			
Henry Koeff. [Pa·m ³ /mol] (25°C)	284,9 · 10 ⁻³		233,0 · 10 ⁻³	
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	1,85			
dyn. Viskosität [Pa·s] (20°C)				
Oberflächensp. [N/m] (20°C)				
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	6,3		18	8 250
log Pow	3,63		43,7	2,110
Koc	640 - 2 630		912	
Abbauprodukte und Abbaubarkeit	anaerober Boden: langsame Transformation möglich		stabil gegen Photolyse, Hydrolyse und mögliche Oxidation	relativ geringe Persistenz, 75 - 100% Abbau in 1 - 4 Wochen
Verhalten im Untergrund	vorwiegend in den obersten Bodenschichten durch organische Substanz gebunden			relativ mobil
Verwendungen	Insektizid gegen Bodenschädlinge und rindenbewohnende Forstschädlinge, Mittel zur Saatgutbehandlung, Holzschutzmittel	Herbizid zur totalen Unkrautbekämpfung auf Nichtkulturland	Herbizid gegen Unkräuter im Obst- und Weinbau	Herbizid gegen Unkräuter im Getreideanbau und Grünland
Auftreten in Alllasten (Emissionsquellen)	Rückstände der Insektizide, Ausgasen aus Holz, im Grund- und Trinkwasser nachgewiesen, wird seit 1984 in der BR Deutschland nicht mehr produziert	in Gleisanlagen der DB (seit 1925 verwendet), im Grund- und Trinkwasser nachgewiesen	im Grund- und Trinkwasser nachgewiesen	in Gleisanlagen der DB (seit 1925 verwendet), im Grund- und Trinkwasser nachgewiesen
Gefährdungspotential durch großflächige Verbreitung, Seit 01.10.89 darf Trinkwasser in der BRD nicht mehr als 0,1 µg/l eines einzelnen Wirkstoffes enthalten oder die Summe der Wirkstoffe 0,5 µg/l nicht überschreiten				

Cyanide und Blausäure

Cyanide	Blausäure	Leicht freisetzbare Cyanide (Alkali- und Erdalkalicyanide)			Komplexgebundene Cyanide		
	Blausäure	Kalium- cyanid	Natrium- cyanid	Ammoni- umcyanid	rotes Blut- laugensalz	gelbes Blut- laugensalz	Berliner Blau
	HCN	KCN	NaCN	NH ₄ CN	K ₄ [Fe(CN) ₆]	K ₂ [Fe(CN) ₅]	Fe ₄ [Fe(CN) ₆] ₃
molare Masse [g/mol]	27,02	65,12	49,01	44,06	329,25	368,35	859,29
Toxizität	äußerst giftig	schon in geringen Mengen stark giftig, werden über Atmungsorgane, den Magen-Darm-Trakt oder durch Hautkontakt aufgenommen, schädigend gegenüber Wasserorganismen				gering giftig	ungiftig
MAK-Wert [mg/m ³]	11	5	5	5	1	1	
WGK	2	3	3				
charakterist. Eigenschaften	Säure, farblose Flüssigkeit, bittermandelartige r Geruch, neigt zur Polymerisation	farblose, hygroskopische Kristalle die wässrige Lösung reagiert infolge Hydrolyse stark alkalisch	weiße Krist. bittermandelartiger Geruch		rubinrote Kristalle	gelbe Kristalle	kristallin, in H ₂ O und verd. Säuren unlösl., mit starken Säuren Zersetzung
Schmelzpunkt 1 bar [°C]	24,6	635	563				
Siedepunkt 1 bar [°C]	- 14,7		1496				
Dampfdruck [Pa] (bei 20°C)	80 000		100				
Henry-Koeff.							
Dichte [g/cm ³] (bei 20°C)	0,687		1,86		1,89	1,85	1,80
Wasserlöslichk. [mg/l] (20°C)	unbegrenzt löslich	680 000	583 000		315 000	220 000	unlöslich
pK _A	9,31						
Abbauprodukte und Abbaubarkeit		Stickstoff- u. Kohlenstoffquelle für manche Mikroorganismen					
Verhalten im Untergrund	sehr hohe Mobilität aufgrund der Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit, hohe Toxizität gegenüber Biosystemen	wegen guter Wasserlöslichkeit besteht die Gefahr des Einwaschens in grundwasserführende Schichten; hohe Toxizität gegenüber Biosystemen					
Verwendungen	Schädlingsbekämpfung in geschlossenen Räumen, Farbstoff- u. Kunststoffherst., Chelatbildner	Farbstoff, Schädlingsbekämpfungsmittel, Edelmetallgewinnung			Fotographie Stahlhärtungsmittel, Farbstoff	Abtrenn. v. Schwermetallverunreinigung., Härten von Stahl, Farbstoff	Anstrichmittel, Druckfarben (Blaupausen)
Auftreten in Altlasten (Emissionsquellen)	chem. Industrie und Gaswerke	Abwässer der Galvanotechnik, Härtereien, Cyanidlaugerei, Kokereien, Gaswerke			Gaswerke (Gasreinigungsmasse), Härten von Stahl, Abtrennung v. Schwermetallverbindungen aus wässrigen Lösungen	Stahlindustrie, Holzbeize	Gaswerke, Farbindustrie

A2 Datenquellen

Ergänzbare Handbücher

Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (1993): Gesundheitsschädliche Arbeitstoffe. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten - Weinheim (VCH)

RIPPEN, G. (1993): Umweltchemikalien, - Landsberg (ecomед verlag)

ROTH, L. (1993): Wassergefährdende Stoffe. - Landsberg (ecomед verlag)

WELZBACHER (1993): Neue Datenblätter für gefährliche Arbeitsstoffe nach der Gefahrstoffverordnung - Augsburg (WEKA Fachverlag)

BUA-Stoffberichte

Die BUA-Stoffberichte werden von der Gesellschaft deutscher Chemiker herausgegeben. Bisher sind über 100 Stoffberichte erschienen. Die Gesamtübersicht der „BUA-Reports“ kann beim S. Hirzel Verlag Stuttgart angefordert werden.

Grunddatensätze

Die Grunddatensätze werden vom Verband der Chemische Industrie (VCI) auf EDV-Träger oder schriftlich zur Verfügung gestellt und enthalten folgende Angaben:

Allgemeine Angaben:

CAS-Nummer, Name/Synonyme, Firma, Summenformel, Molmasse, Aggregatzustand

PC-Daten:

Schmelz- und Siedepunkt, Dampfdruck, Flammpunkt, Dichte, Wasserlöslichkeit, Verteilungskoeffizient Octanol/Wasser, Sonstige Hinweise

Ökotoxikologische Daten:

Fisch-, Bakterien- und Algentoxizität, Biologische Abbaubarkeit

Toxikologische Daten:

Akute Toxizität, Ätz-/Reizwirkung, Sensibilisierung, Toxizität bei wiederholter Verabreichung, Gentoizität, Karzinogenität, Reproduktionstoxizität, Sonstige Hinweise

Einstufungen und Regelungen:

Einstufung und Kennzeichnung, Störfallverordnung, WGK, MAK-Liste, TA-Luft

Expositionsangaben:

Verwendungsbereiche und Anwendungsgebiete

Daten zu Mineralölprodukten

UMWELTBUNDESAMT (UBA) 1990: Beurteilung und Behandlung von Mineralölschadensfällen im Hinblick auf den Grundwasserschutz