

Kunde

Magistrat der Stadt Wien – MA 22 Umweltschutz
Ebendorferstraße 4
1082 Wien

Auftragsnummer: 6776/99
Auftragsdatum: 30. November 1999
GZ: 199

Projekt

Einsatzmöglichkeiten von biologisch abbaubaren Tensiden zur Boden- und Grundwassersanierung am Beispiel des Produktes "BioVersal[®]" unter besonderer Berücksichtigung der Standortverhältnisse in der Stadt Wien

Ingenieurgemeinschaft Stundner & Zangl OEG

Dipl.-Ing. Michael Stundner
Erzherzog Rainerring 3/6
A-2500 Baden
Telefon: ++43/2252/23864
Fax: ++43/2252/24045
Mobiltelefon: ++43/699/10108266
E-Mail: mstundner@decide.at

Dipl.-Ing. Georg Zangl
Johannesplatz 3
A-2361 Laxenburg
Telefon: ++43/2236/72628
Fax: ++43/2236/72628
Mobiltelefon: ++43/699/19794976
E-Mail: gzangl@decide.at

Baden, 7. Jänner 2000

(Dipl.-Ing. Michael Stundner)



LISTEN AND TALK ist eine registrierte Marke (Nr. 145590)

Bankverbindung: Oberbank Zweigniederlassung Salzburg
BLZ 15090
Kto.Nr.: 121-2669/51
UID-Nr.: ATU 45 36 55 09
Firmenbuch Landesgericht Wiener Neustadt FN 169057 p

Dienstleistungen und Produkte werden unter dem Markennamen LISTEN AND TALK vertrieben.

1 Projektinformationen

1.1 Auftraggeber

Magistrat der Stadt Wien – MA 22 Umweltschutz
Ebendorferstraße 4
1082 Wien

Abteilungsleiter Senatsrat Dipl.-Ing. Helmut Löffler
Projektbetreuer: Dipl.-Ing. Oppenauer

Fallbeschreibungen wurden von der Magistratsabteilung MA 45 zur Verfügung gestellt.
Projektbetreuer: Dipl.-Ing. Straka

1.2 Auftragnehmer

Ingenieurgesellschaft Stundner & Zangl OEG
Erzherzog Rainer – Ring 3/6
A – 2500 Baden

vertreten durch: Dipl.-Ing. Michael Stundner

1.3 Beauftragung

Eine schriftliche Beauftragung erfolgte am 30. November 1999.

1.4 Umfang und Zweck der Studie

Laut Auftrag soll die Studie die Möglichkeiten einer Grundwassersanierung mit biologisch abbaubaren Tensiden anhand des Produktes "**BioVersal**[®]" bewerten.

1. Wirkungsweise von BioVersal[®]
2. allgemeine Verfahrensbeschreibung Tensidfluten
3. vorbereitende Maßnahmen
4. notwendige begleitende Untersuchungen
5. Probleme beim "Upscaling" (Labor – technischer Maßstab – Schadensfall)
6. Erfahrungen anhand von durchgeführten Projekten
7. hydrogeologische Voraussetzungen für das Verfahren
8. Voraussetzungen in bezug auf vorhandene Mikrobiologie
9. Voraussetzungen in bezug auf das Schadstoffspektrum
10. grundlegende Mechanismen (Mobilisierung der Schadstoffe, in-situ Abbau)
11. Kostenabschätzung
12. Arbeitsschutz
13. Anwendungsbeispiele
14. Entscheidungshilfe für die Anwendung für die Stadt Wien mittels Flußdiagramm (Entscheidungsbaum)

2 Einleitung

Boden- und Grundwasserverunreinigungen mit Mineralölkohlenwasserstoffen gehören zu den häufigsten Grundwassersanierungsfällen.

In Ermangelung technischer und finanzierbarer Varianten, wurde bisher sehr oft die hydraulische Sicherung zur Unterbindung der weiteren Ausbreitung der Schadstoffe eingesetzt.

Diese Studie soll untersuchen, inwieweit biologisch abbaubare Tenside (oberflächenaktive Substanzen) einsetzbar sind um eine mikrobiologische Sanierung (Boden und Grundwasser) unter minimiertem Risiko durchzuführen.

Die für eine erfolgreiche Durchführung einer mikrobiologischen Boden- und Grundwassersanierung notwendigen Schritte gelten größtenteils auch für andere Sanierungsvarianten.

Es wurden die speziellen Anforderungen an eine mikrobiologische Bodensanierung im Kontext aller notwendigen Arbeiten dargestellt. Daher sind vor allem auch die vorbereitenden Arbeiten zur Schadensbewertung in dieser Studie mitenthalten, sind sie doch Grundlage für eine etwaige Entscheidung für eine mikrobiologische Sanierungsvariante.

Textstellen, die auf spezielle Gegebenheiten mikrobiologischer Sanierungen mit oberflächenaktiven Substanzen, hinweisen sind gesondert gekennzeichnet.

Wegen der Komplexität mikrobiologischer Abbaumechanismen, konzentriert sich diese Studie auf Mineralölkontaminationen, die am häufigsten vorkommenden Art von Schadensfällen.

Da oberflächenaktive Substanzen auch als Zugabe bei ex-situ Sanierungen (z.B.: im Mietenverfahren) einsetzbar sind, wurde dieser Anwendungsbereich ebenfalls kurz beschrieben.

2.1 Kurzfassung des Projektes

Die Zugabe biologisch abbaubarer Tenside stellen eine interessante Sanierungsvariante dar, die unter bestimmten Voraussetzungen eine erfolgreiche Boden- und Grundwassersanierung ermöglicht.

Tenside mobilisieren Schadstoffe und erhöhen so die Bioverfügbarkeit, die vor allem bei alten Schäden und Schäden mit schwer abbaubaren Mineralölkohlenwasserstoffen einen der limitierenden Faktoren für eine mikrobiologische Sanierung darstellt. Eine deutliche Beschleunigung des mikrobiologischen Abbaus durch Überführung der Schadstoffe in die Wasserphase durch Tenside ist die Folge.

Diese Mobilisierung der Schadstoffe während des Sanierungsvorganges bedingt wie bei allen in-situ Sanierungen eine vollständige hydraulische Sicherung des Grundwasserabstromes.

Ein Tensideinsatz ist vor allem bei Schadensfällen nach vorhergegangenen hydraulischen Sicherungsmaßnahmen einsetzbar, da

- ◆ Hydraulische Sicherungsanlagen (Brunnen) bereits bestehen,
- ◆ Schadstoffe in Phase bereits entfernt wurden, die immobile Restölsättigung jedoch nicht durch Wasser entfernt werden kann,
- ◆ Tenside diese Restölsättigung mobilisieren können

Auch bei ungünstigen Bedingungen für einen mikrobiologischen Abbau im Boden (z.B.: mangelnde Nährstoffversorgung) können Tenside zur Bodenspülung herangezogen werden. Bei Tensidspülungen findet der Großteil des Schadstoffabbaus nach Entnahme der Tensid-Schadstoffemulsion aus dem Grundwasser statt (Spülungskreislauf).

Das Produkt **BioVersal**[®] erfüllt die Anforderungen bezüglich des beschleunigten mikrobiologischen Abbaus von Mineralölkohlenwasserstoffen, wobei es nach Herstellerangaben selbst vollständig abgebaut wird.

Will man Tensidspülungen unter den Standortbedingungen in der Stadt Wien einsetzen, sind vor allem einmal die limitierenden Faktoren für einen Spülungskreislauf zu eruieren:

- schlechte Durchlässigkeit (vadose und gesättigte Zone)
- Schichtgrundwasserleiter mit unklaren Abstrom- und Kommunikationsverhältnissen
- gespannte Grundwasserverhältnisse

2.2 Abstract

The addition of biologically degradable surfactants is an promising kind of remediation, which can be applied successfully at soil- and groundwater remediation projects when certain requirements are obeyed.

Surfactants mobilize contaminants and increase the bioavailability, which is one of the limiting factors for microbial remediation of old contaminations and contaminations with low degradation speed.

Surfactants accelerate microbial degradation while transporting contaminants into the water phase.

This mobilisation of the contaminants during the remediation process requires pumping groundwater providing a cone of depression not allowing any contaminants leaving the aeration zone with the groundwater.

The surfactants may be applied in remediation projects with preceding hydraulic groundwater treatment by pumping as:

- wells already exists
- contaminants in phase already have been pumped out but the residual oil saturation could not be removed
- surfactants can mobilize this residual oil saturation

Surfactants may also be applied for in-situ soil washing at sites where microbial degradation of contaminants are limited due to certain factors as missing nutrients.

When washing soil using surfactants, the majority of biodegradation happens after pumping out the surfactant-contaminants emulsion out of the groundwater.

The product **BioVersal**[®] fulfills the requirements regarding the accelerated biodegradation of hydrocarbons while itself is degraded completely (see product information).

When applying in-situ soil washing with surfactants in Vienna, the limiting factors for circulating the groundwater (pump and treat) shall be evaluated:

- poor permeability (hydraulic conductivity)
- layered aquifers with unknown groundwater directions and communications
- confined aquifers

2.3 Glossar

Abbau, aerober

Biologischer Vorgang, bei dem Schadstoffe im Wasser unter Anwesenheit von Sauerstoff in einfachere Verbindungen zerlegt werden.

Abbau, anaerober

Biologischer Vorgang, bei dem Schadstoffe im Wasser ohne Zutritt von Luftsauerstoff in einfachere Verbindungen zerlegt wird.

Abbau, biologischer

Der biologische Abbau von Stoffen ist eine Leistung lebender Organismen. Nach der Abbaustufe (Ausmaß des molekularen Abbaus) unterscheidet man vor allem den Primärabbau, den Totalabbau und die Mineralisation.

In Wasser/Abwasser spielt der biologische Abbau unter anderem durch Mikroorganismen (speziell Bakterien und Pilze) eine entscheidende Rolle. In Abwasserbehandlungsanlagen (Kläranlagen) werden durch den biologischen Abbau große Mengen im Abwasser enthaltener leicht abbaubarer Stoffe unschädlich gemacht. Eine Zerlegung schwer abbaubarer Stoffe ist hier dagegen nur in geringem Maße möglich, so daß ein erheblicher Teil von ihnen anschließend in die Gewässer gelangt. Daher kommt der Vermeidung oder Verminderung schwer abbaubarer Stoffe und deren Ersatz durch leicht abbaubare, ungefährliche Stoffe bei den Bemühungen um eine Herabsetzung der Gewässerbelastung große Bedeutung zu.

aromatische Verbindungen

Aromatische Verbindungen enthalten das besondere »aromatische« Bindungssystem des Benzols, ihre Moleküle enthalten einen oder mehrere »Benzolringe«.

Bakterien

Mikroskopisch kleine, einzellige Lebewesen, deren Chromosom nicht von einer Membran umhüllt ist, die also keinen echten Zellkern haben.

biologische Agenzien

Lebensfähige Zellen, Zellverbände sowie Viren oder replikationsfähige Genomelemente. Zu den lebensfähigen Zellen zählen Mikroorganismen, z. B. Bakterien, Rickettsien, Pilze, Algen, Protozoen, sowie Kulturen von Zellen höherer Organismen. Hierzu zählen auch lebensfähige immobilisierte Zellen.

Biologische Sanierungsverfahren

Biologische Sanierungsverfahren beruhen auf dem Abbau von Schadstoffen im Boden und im Wasser durch Mikroorganismen. Dies kann durch bereits im Boden vorhandene oder durch speziell eingebrachte adaptierte Mikroorganismen erreicht werden.

Bioreaktor

Bezeichnung für einen Behälter, in dem biologische Stoffumwandlungen mit Enzymen durchgeführt oder Mikroorganismen gezüchtet werden.

Bioverfügbarkeit

Fähigkeit von Stoffen, in das biologische Material von Organismen aufgenommen zu werden. Zu unterscheiden ist zwischen aktueller (kurzfristiger) und potentieller Bioverfügbarkeit. Von der z. B. in Böden enthaltenen Gesamtmenge eines Schadstoffes ist i. d. R. nur ein Teil kurzfristig bioverfügbar.

BTEX

Kurzbezeichnung für aromatische Kohlenwasserstoffe mit einem Benzolring: Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)

Sammelbezeichnung für organische chemische Verbindungen, die chemisch gebundenes Chlor enthalten. Einige CKW werden auf Grund besonderer Eigenschaften zu den besonders gefährlichen Umweltgiften gerechnet. Viele der CKW sind biologisch nicht oder schwer abbaubar.

Auf Grund ihrer guten Fettlöslichkeit können sie sich im Fettgewebe von Mensch und Tier anreichern.

Viele CKW sind von erheblicher Giftigkeit, einige können krebserzeugend wirken. Zu den CKW gehören u. a. auch PCB oder die Dioxine. Typische Anwendungsgebiete für CKW sind Pflanzenschutzmittel (z. B. Lindan), Holzschutzmittel (z. B. Pentachlorphenol), Reinigungs- und Lösemittel (z. B. Trichlorethylen, Perchlorethylen), die Kunststoffherstellung (z. B. Vinylchlorid, Polyvinylchlorid) und Narkosemittel (z. B. Chloroform).

Durchlässigkeit (hydraulische Leitfähigkeit): Die Eigenschaft eines Gesteins (Grundwasserleiter, -hemmer, -stauer) für Wasser unter bestimmten Druckverhältnissen durchfließbar zu sein. Sie ist abhängig von Temperatur und weiteren Eigenschaften des Wassers (Dichte, Viskosität) und den Eigenschaften des Grundwasserleiters, bei dem zwischen Trennfugen- und Porendurchlässigkeit unterschieden wird. Beide zusammen bilden die in der Regel anisotrope Gebirgsdurchlässigkeit. Die auf das Wasser bezogene Bemessungsgröße ist der Durchlässigkeitsbeiwert k_f (m/s). Die gesteinspezifische Durchlässigkeit oder Permeabilität ist nach DIN 4049, Teil 3, Oktober 1994, allein von der Ausbildung des Gesteins abhängig und unabhängig von der Art und Beschaffenheit der Flüssigkeit. Maß der Permeabilität ist der k -Wert (m^2/s). Bei Kluftgrundwasserleitern können k_f - und k -Wert nur dann ermittelt und angewendet werden, wenn das Kluftnetz so engmaschig und die Kluftweiten so gering sind, daß sich die Klüfte in ihrer Gesamtheit wie Poren verhalten und die Homogenität des Grundwasserleiters hoch ist.

Enzyme

Proteine, die als hochspezifische biologische Katalysatoren wirken.

in-situ Verfahren

In-situ Sanierungsverfahren sind Verfahren, bei denen der kontaminierte Boden (ungesättigte Zone) oder das Grundwasser (gesättigte Zone) in ihren standortspezifischen Lagerungsverhältnissen verbleiben. Dabei dient der Untergrund im Idealfall als überdimensionaler "Bioreaktor", in dem die Sanierung abläuft.

Metabolisierung

Umsetzung von organischen Verbindungen zu Zwischenprodukten als Vorstufe zur Mineralisierung. Dabei ist auch eine Anbindung an andere Substanzen, z. B. an Humusbestandteile im Boden, möglich.

mikrobiologische Verfahren

Bezeichnung für Dekontaminationsverfahren, bei denen kontaminierter Boden unter Einsatz von Mikroorganismen (Bakterien, Pilzen) on-site, off-site (insbesondere in Mieten, Reaktoren etc.) oder in-situ gereinigt wird.

Im Idealfall findet unter aeroben Bedingungen ein Abbau der organischen Schadstoffe z. T. über Zwischenprodukte zu Kohlendioxid und Wasser statt.

Voraussetzung für einen biologischen Abbau ist die Aktivierung der standorteigenen (autochthonen) oder die Zugabe standortfremder (allochthoner) Mikroorganismen, wobei Nährstoff- und Substratzugabe, Befeuchtung und Belüftung entscheidende Faktoren zur Unterstützung des Abbauprozesses sind.

Die mikrobiologischen On-site-Verfahren und Off-site-Verfahren werden für leicht abbaubare organische Stoffe (z. B. Mineralölkohlenwasserstoffe, BTX) großtechnisch eingesetzt. Für die In-situ-Behandlung insgesamt und die Behandlung schwer abbaubarer organischer Stoffe (z. B. PAK, PCB) besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf, da die Abbauege und Metabolitenbildungen bei vielen Prozessen noch nicht abschließend geklärt sind. Es ist deshalb schwierig, die Abbauleistungen und Umweltauswirkungen dieser Verfahrensvarianten zu beurteilen. (MURL NRW, 1992)

Mikroorganismen

1. Viren, Bakterien, mikroskopisch kleine ein- oder mehrzellige Algen oder Pilze, andere eukaryotische oder mikroskopisch kleine tierische Mehrzeller.
2. alle zellularen oder nichtzellularen mikrobiologischen Einheiten, die zur Vermehrung oder zur Weitergabe von genetischem Material fähig sind.

Mischkultur

Kulturen, die aus mehreren unterschiedlichen Mikroorganismen bestehen. Gegensatz Reinkultur.

Mineralisierung

Oxidativer Abbau organischer Stoffe zu Wasser, Kohlendioxid, Sulfaten, Nitraten und Phosphaten.

Mobilisierung

Übergang eines Stoffes von einer festgelegten in eine verlagerungsfähige oder verfügbare Form (z. B. Lösung, Dispersion, Verflüchtigen).

Mobilität

Verlagerungsfähigkeit oder Verfügbarkeit eines Stoffes.

on-/off-site Verfahren

On-/off-site Verfahren unterscheiden sich lediglich durch den Ort der Sanierung. Während die on-site Verfahren die Prozeßschritte

- Aushub des verunreinigten Bodens
- Behandlung des kontaminierten Bodens sowie
- Wiedereinbringung des gereinigten Bodens

umfassen, beinhalten die off-site Verfahren als zusätzlichen Prozeßschritt den Transport zu einer zentralen, stationären Behandlungsanlage.

PAK/Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe.

Sammelbezeichnung für organische Kohlenstoffverbindungen, deren Grundstruktur aus zwei oder mehreren aromatischen Ringen besteht. Die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe mit 4 bis 7 Ringen stehen in Verdacht, krebserregend zu sein. Das größte Gefährdungspotential stellt hierbei das Benzo(a)Pyren (3,4- Benzpyren) dar.

Die PAK sind größtenteils stark wassergefährdend, werden aber, wenn sie verdünnt im Untergrund vorliegen, von Mikroorganismen mit unterschiedlichen Abbauezeiten reduziert oder sorptiv (Sorptions) an Gesteinspartikel gebunden.

PAK können auch natürlichen Ursprungs sein (zB Waldbrände). Sie können geogen bedingt u.a. auch in Mineral- und Heilwässern oder an Bäumen in Harzen und Nadeln vorkommen. (Nickel/Schmid, 1990)

Permeabilität

Durchlässigkeit; im hydrologischen Sinn die Bezeichnung für die Fähigkeit eines Gesteins (Bodens), bestimmte Stoffe, insbesondere Grundwasser, Erdöl, gelöste Moleküle und Ionen fortzuleiten. Die Permeabilität ist vor allem von der Viskosität (Zähigkeit) der durchwandernden Substanzen abhängig.

Phenol

Phenol ist eine farblose aromatische Verbindung, die früher vor allem als Koppelprodukt bei der Verkokung gewonnen wurde. Phenol hat als Ausgangsstoff für Kunstharze und zahlreiche andere Chemikalien große wirtschaftliche Bedeutung (z. B. zur Herstellung von Caprolactam, das wiederum als Ausgangsstoff für Polyamid 6 - Nylon - dient). Die Herstellung von Phenol erfolgt heute überwiegend aus Benzen über Cumen und Cumenhydroperoxid. Dabei fällt als Koppelprodukt des Phenols Aceton an. Reines Phenol kann als Desinfektionsmittel eingesetzt werden (»Carbolsäure«). Phenol wirkt gewässerschädigend (giftig für Wassertiere und Pflanzen) und kann Geschmacksveränderungen in Speisefischen (Chlorphenole) verursachen. Andererseits ist Phenol in biologischen Kläranlagen gut abbaubar.

Beim Menschen führen Phenole bei Hautkontakt zu Ätzungen, bei Einnahme zu Atemlähmung, Herzstillstand und Nierenschäden.

Sicherung

Sicherung wird in der fachlichen Diskussion (lediglich) für das Ergebnis von technischen Maßnahmen verwendet, durch die die Ausbreitung der in einer Altlast vorhandenen Schadstoffe über Ausbreitungsmedien und Einwirkungspfade zu Schutzgütern verhindert oder verringert bzw. ein unmittelbarer Kontakt mit den kontaminierten Medien ausgeschlossen wird.

Das Schadstoffinventar bleibt bei einer Sicherung erhalten. Diese stellt unter Umständen nur eine zeitlich befristete Lösung dar, deren ausreichende Wirksamkeit überwacht werden muß.

Durch die Anwendung von Sicherungsmaßnahmen wird das in einer Altablagerung/Altlast vorhandene Schadstoffpotential nicht beseitigt, sondern durch bauliche Maßnahmen eingekapselt, d. h. blockiert. Dabei bleibt die chemische und physikalische Beschaffenheit des engeren Kontaminationsherdes unverändert.

Zu den Sicherungsmaßnahmen zählen:

- Einkapseln
- Abpumpen von Grundwasser

2.4 Stichworte

Tensidspülung, in-situ Sanierung, Grundwasser, Aquifer, vadose Zone, Verweildauer, Abbaurate, Bodenstruktur, Porenvolumen, Schadstoffspektrum, Mineralsalzgehalt, mikrobiologischer Abbau, Mineralölkohlenwasserstoffe, biologisch abbaubare Tenside, **BioVersal**[®], Aushub, Durchlässigkeitsbeiwert, Spülungskreislauf, Bioverfügbarkeit, Restölsättigung, Mobilitätsverhältnis, Versickerungsbereich, Abstrom, hydraulische Sicherung, Sperrbrunnen, Versickerungsbrunnen, gespannter Aquifer, Bioreaktor, Ökotoxizität, Mikroorganismen, Bakterien, Pilze, Rückhaltevermögen, Abbaubarkeit, Wassersättigung, Sauerstoffgehalt, Mineralnährstoffe, pH-Wert, Temperatur, Adsorption, Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), BTEX, chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)

(Dipl.-Ing. Michael Stundner)
Ingenieurgesellschaft Stundner & Zangl OEG
Baden, am 7. Jänner 2000

3 Inhaltsverzeichnis

1	Projektinformationen	2
1.1	Auftraggeber	2
1.2	Auftragnehmer	2
1.3	Beauftragung	2
1.4	Umfang und Zweck der Studie	2
2	Einleitung	3
2.1	Kurzfassung des Projektes	3
2.2	Abstract	4
2.3	Glossar	5
2.4	Stichworte	8
3	Inhaltsverzeichnis	9
4	Tabellenverzeichnis	11
5	Abbildungsverzeichnis	11
6	Projektplanung einer Altlastensanierung	12
6.1	Verfahrenskette in der Altlastensanierung	12
6.2	Schadensfeststellung und -bewertung	12
6.2.1	Übersicht	12
6.2.2	Geologische und hydrogeologische Parameter	14
6.2.3	Biologische Parameter	16
6.2.4	Ökotoxikologische Tests	16
6.2.5	Bodenluftbeprobung	17
6.2.6	Bodenbeprobung	17
6.2.7	Grundwasserbeprobung	18
6.2.8	Schadensausbreitung bei Mineralölschäden	19
6.2.9	Transportwege des Schadstoffes im System	20
6.2.9.1	Vadose Zone	21
6.2.9.2	Kapillarsaum	21
6.2.9.3	Gesättigte Zone	23
6.2.10	Die verschiedenen Transportmechanismen	23
6.2.11	Rückhaltevermögen poröser Medien	24
6.2.11.1	Sorption	24
6.2.11.1.1	Residualsättigung in der vadosen und der gesättigten Zone	24
6.2.11.1.2	Residualsättigung im Kapillarsaum	25
6.2.11.2	Das Mobilitätsverhältnis von Öl und Wasser	29
6.3	Gefährdungsabschätzung	31
6.3.1	Grenzwertbetrachtung	32
6.3.2	Schadstoffspezifische Beurteilung	32
6.4	Machbarkeitsstudie	32
6.5	Sanierungsplanung	33
6.6	Sanierungsüberwachung	34
6.6.1	Boden	35
6.6.2	Grundwasser	35
7	Bodensanierungsmethoden	37
7.1	Methodenübersicht	37
7.2	Methodenvorauswahl anhand der Schadstoffart	37
7.2.1	Organische Verbindungen	37
7.2.2	Halogenierte organische Verbindungen	38
7.2.3	Schwermetalle	38
7.2.4	Anorganische Verbindungen	38
7.3	Mikrobiologische Sanierungsmaßnahmen	38
7.3.1	In-situ-Verfahren	39

7.3.2	Landfarming	40
7.3.3	Biobeetverfahren	40
7.3.4	Mietenverfahren	40
7.3.5	Feststoffreaktorverfahren	41
7.3.6	Suspensionsreaktorverfahren.....	41
8	Anwendungsbereich mikrobiologischer Bodensanierungsverfahren	42
8.1	Abbaubarkeit	42
8.2	Aktivität und Artenspektrum	45
8.3	Bodenstruktur	46
8.4	Bioverfügbarkeit	47
8.5	Spezielle Voraussetzungen für in-situ Sanierung	48
8.6	Verfahrensbewertung des mikrobiologischen In-situ-Sanierungsverfahren	48
9	Einsatzmöglichkeiten oberflächenaktiver Substanzen	49
9.1	Allgemeines Verhalten von Tensiden	49
9.2	In-situ Grundwassersanierung	49
9.2.1	Grundwasserhaltung als Voraussetzung	49
9.2.2	Mikrobiologischer Abbau im Boden	51
9.2.3	Wirkungsweise von BioVersal	52
9.2.4	Bodenspülung mit anschließender Abwasserbehandlung	53
9.3	Mietenverfahren.....	56
9.4	Grundwasserzirkulationsbrunnen.....	57
9.4.1	Verfahrensablauf	58
9.4.2	Anwendung des BioAirlift-Verfahrens.....	58
9.4.3	Unterschiede zu herkömmlichen Grundwasserzirkulationsbrunnen	59
9.4.4	Grundbedingungen	59
10	Optimierung mikrobiologischer Bodensanierungen	60
11	Entscheidungshilfen.....	62
11.1	Checkliste Voruntersuchungen und Schadensfallbewertung für Sanierungsmethode.....	62
	Parameter	63
11.2	Kritische Faktoren	66
	Steuerbare Parameter sind diejenigen Faktoren, die in den einzelnen Sanierungsmethoden mehr oder weniger steuerbar sind. Ex-situ Methoden erlauben naturgemäß die weitreichendste Optimierung dieser Parameter.	66
12	Einsetzbarkeit in der Stadt Wien	70
12.1	Geologische Rahmenbedingungen	70
12.1.1	Durchlässigkeit.....	70
12.1.2	Vertikaler Schichtenaufbau.....	70
12.2	Demonstrationsbeispiele	72
12.2.1	Schadensfall A, Wien, 10.....	72
12.2.2	Schadensfall B, Wien, 23	73
12.2.3	Schadensfall C, Wien, 2	73
12.2.4	Schadensfall D, Wien, 19.....	74
12.2.5	Schadensfall E, Wien, 23	75
13	Arbeitsschutz	76
14	Kosten für Sicherungs- und Sanierungstechniken	77
14.1	Wirtschaftlichkeit biologischer Bodensanierung.....	77
14.2	Kosten für Sicherungstechniken	78
	Verfahrensgruppe: Abdeckungen.....	78
	Verfahrensgruppe: Vertikale Barrieren	78
	Verfahrensgruppe: Horizontale Barrieren.....	79
14.3	Kosten für Sanierungstechniken	80
15	Anhang	83
15.1	Literaturverzeichnis.....	83

4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verfahren zur Ermittlung wichtiger hydrogeologischer Parameter.....	15
Tabelle 2: Durchsickerungsgeschwindigkeiten	15
Tabelle 3: Rückhaltevermögen poröser Medien	24
Tabelle 4: Ölschichtdicke in porösen Medien	25
Tabelle 5: Klassen der Mobilitätsverhältnisse	29
Tabelle 6: Viskositäten in cSt nach (RUF63) ($v_W = 1\text{cSt}$, d.h. $1\text{cSt} = 10^{-3}\text{Pas}$)	30
Tabelle 7: Faktoren für Möglichkeiten und Grenzen mikrobiologischer Sanierung	42
Tabelle 8: Anwendbarkeit biologischer Verfahren für Kontaminationen	43
Tabelle 9: Milieufaktoren	45
Tabelle 10: Bioversal-Bioreaktor.....	56
Tabelle 11: Checkliste Voruntersuchungen und Sanierungsentscheidung	66
Tabelle 12: Kosten für Sicherungstechniken	78
Tabelle 13: Kosten für Sanierungstechniken	80

5 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ablauf einer Altlastensanierung	12
Abbildung 2: nutzbares Porenvolumen.....	16
Abbildung 3: Beprobung Feststoffe.....	18
Abbildung 4: Ausbreitung Mineralölkontamination	19
Abbildung 5: 3-dimensionales Schadensbild	20
Abbildung 6: Der Kapillarsaum als Übergangsbereich	22
Abbildung 7: Relativpermeabilitäten.....	23
Abbildung 8: Ölschichtdicken.....	26
Abbildung 9: Ölschichtdicke im Pegelrohr im Vergleich zur Umgebung	27
Abbildung 10: Auswertung eines Bail-Down Tests.....	28
Abbildung 11: Mobilitätsverhältnis.....	30
Abbildung 12: Schema der Bodensanierungsverfahren (Wille, 1993).....	37
Abbildung 13: Mikrobiologische Sanierungsverfahren.....	39
Abbildung 14: Molekülgröße und Siedepunkt.....	44
Abbildung 15: Durchlässigkeitsbeiwerte für einige Lockergesteinsarten.....	47
Abbildung 16: Schematische Abbildung eines ungeladenen BioVersal Detergenzmoleküls.....	52
Abbildung 17: Mikrobiologisches in-situ Sanierungsverfahren mit Nachbehandlung.....	53
Abbildung 18: Einsatzmöglichkeit Bodenspülung mit Bioversal	55
Abbildung 19: Prinzipskizze des Bioversal-Bioreaktors.....	56
Abbildung 20: Aufbau von Regenerationsmieten (Hochtief-Verfahren) (Wille, 1993).....	57
Abbildung 21: Varianten des Hydro/BioAirlift-Verfahrens (Züblin-Umwelttechnik)	58
Abbildung 22: Optimierung mikrobiologischer Sanierungen	61
Abbildung 23: Hard Facts für Tensideinsatz	67
Abbildung 24: Soft Facts für Tensideinsatz	68
Abbildung 25: Steuerbare Parameter für Tensideinsatz.....	69
Abbildung 26: geologische Übersichtskarte Raum Stadt Wien	71

6 Projektplanung einer Altlastensanierung

Mikrobiologische Sanierungsverfahren sind im Kontext aller für eine erfolgreiche Altlastensanierung notwendigen Arbeiten zu sehen.

6.1 Verfahrenskette in der Altlastensanierung

Nach Abschluß der vorbereitenden Projektschritte

- Ersterhebung und Schadensfeststellung
- Detailerkundung und Gefährdungsabschätzung
- Machbarkeitsuntersuchungen

kann entschieden werden, ob eine mikrobiologische Boden- und Grundwassersanierung die optimale Lösung für das anstehende Problem ist.

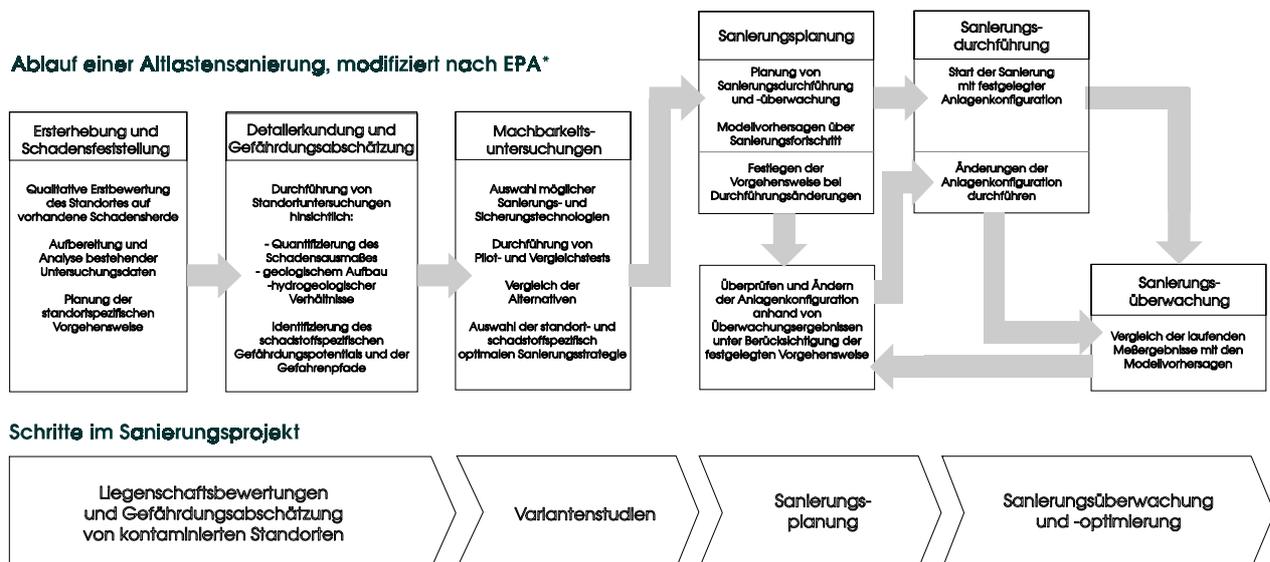


Abbildung 1: Ablauf einer Altlastensanierung

6.2 Schadensfeststellung und -bewertung

6.2.1 Übersicht

Die im Vorfeld der Erstellung eines Sanierungskonzeptes auf dem zukünftigen Sanierungsstandort zu leistenden Voruntersuchungen dienen der Ermittlung der Sachlage und sind daher entsprechend detailliert und sorgfältig durchzuführen.

Die Auswertung der Ergebnisse der geleisteten Vorarbeiten schafft die Grundlagen, die für die Erstellung des Sanierungskonzeptes benötigt werden.

Die im Vorfeld einer Sanierungsplanung zu erbringenden Leistungen sind somit für die spätere gelungene Sanierungsdurchführung von entscheidender Bedeutung. Mängel in der Durchführung oder im Umfang der Voruntersuchungen führen zu einem erhöhten Finanz- und Zeitbedarf und lassen sich später nur noch schwer wieder ausgleichen.

Folgende Themen sind im Rahmen der Vorarbeiten zu klären, damit eine geeignete Sanierungsplanung erfolgen kann.

Neben den **Standortmerkmalen im unmittelbaren Umfeld** des zu sanierenden Bereiches müssen auch die entsprechenden Merkmale der Umgebung ausreichend beschrieben werden.

Zu diesem Zweck dienen u. a. neben einer **historischen Recherche** (z. B. Zeitzeugenbefragung, Aktenauswertung, Luftbildauswertung etc.) auch **geologische und hydrogeologische Karten und Gutachten**, die einzusehen und entsprechend auszuwerten sind.

Geologische und hydrogeologische Voruntersuchungen (z. B. Abteufen von Aufschlußbohrungen, Entnahme von Feststoffproben, Ausbau von Grundwasserbeobachtungsmeßstellen, Entnahme von Grundwasserproben, Durchführung von Pumpversuchen etc.) dienen ebenfalls der Beschreibung der lokalen Situation.

Anhand dieser Arbeiten wird das **geologische und hydrogeologische Standortprofil** (z. B. Nutzung und Ergiebigkeit von vorhandenen Grundwasserleitern, Flurabstand, Fließgeschwindigkeit und Fließrichtung des Grundwassers, Mächtigkeit und Ausbildung von Grundwasserhemmern im Untergrund etc.) erstellt.

Neben der Beschreibung der lokalen geologischen und hydrogeologischen Situation sollte auch eine **standortbezogene Mengenabschätzung der zu erwartenden Schadstoffe** bereits im Rahmen der Vorarbeiten durchgeführt werden.

Zu diesem Zweck werden sowohl historische Recherchen und Zeitzeugenbefragungen durchgeführt als auch eine gezielte Probenahme. Im Rahmen eines Rasters von niederzubringenden Bohrungen können **Aussagen über die tiefenorientierte Belastung des Untergrundes** durch Analysen der gewonnenen Bodenproben getroffen werden.

Die Mengenabschätzung der voraussichtlich im Zuge der Sanierung anfallenden Schadstoffe bzw. des kontaminierten Erdreiches spielt eine wesentliche Rolle bei der **Kalkulation eines geeigneten Sanierungsverfahrens**, da sich z. B. die Entsorgungsgebühren bei kleineren Gebinden deutlich von denen größerer Chargen unterscheiden.

Zusätzlich zu den bereits oben genannten Untersuchungsverfahren darf auch der Stellenwert einer intensiven Ortsbegehung nicht unterschätzt werden, da hierbei bereits die ersten Eindrücke von der Schadenssituation auf dem jeweiligen Standort gewonnen werden.

Die **Ortsbegehung** sollte daher den gesamten Bereich des Standortes beinhalten. Ein Begehungsprotokoll mit Lageskizze hält sämtliche festgestellten Besonderheiten schriftlich fest. Das Begehungsprotokoll sollte durch eine Fotodokumentation ergänzt werden.

Verschiedenartige **Schadstoffuntersuchungen** müssen ebenfalls bereits im Rahmen der Vorarbeiten durchgeführt werden.

Diese Schadstoffuntersuchungen beinhalten sowohl den recherchierenden Teil (Studium von Akten und Lieferverträgen, **umgeschlagene Schadstoffmengen**, Bestell- und Begleitscheine etc.) als auch Laboruntersuchungen, die über Art und Umfang der zu erwartenden Schadstoffe Auskunft geben.

Neben der Ermittlung von **Konzentration, Toxizität und Mobilität** der zu erwartenden Schadstoffe muß auch die **Schadstoffausbreitung** ermittelt werden.

Zu diesem Zweck müssen sowohl das **Migrationsverhalten der Schadstoffe** durch Untersuchungen ihrer Löslichkeit bei verschiedenen Milieubedingungen als auch die Hauptaustragungspfade der Schadstoffe aus der Altlast in die Schutzgüter ermittelt werden.

Neben der Ermittlung von Konzentration und Toxizität der jeweiligen Schadstoffe kommt dem **mikrobiologischen Abbauversuch** eine besondere Bedeutung im Bereich der Laboruntersuchungen zu.

Mikrobiologische Abbauversuche dienen der Beantwortung der Frage, inwieweit sich Schadstoffe durch mikrobiologische Stoffwechselprozesse zu unschädlichen Verbindungen abbauen lassen.

Zu diesem Zweck können z. B. Proben eines kontaminierten Bodens mit speziellen Mikroorganismen angeimpft werden, die im Idealfall den Schadstoff im Rahmen ihres Stoffwechsels zu unschädlichen Verbindungen (z. B. Kohlendioxid und Wasser) abbauen (veratmen).

Unter ständig **optimierten Versuchsbedingungen** (z. B. Feuchtigkeit, Nährstoffsituation, Sauerstoffgehalt etc.) wird nach einer vorgegebenen Zeit die Restkonzentration des Schadstoffes analytisch bestimmt und der ursprünglich festgestellten Anfangskonzentration gegenübergestellt.

Der erreichte Abbaugrad beschreibt die Eignung des Schadstoffes, sich unter den gegebenen Versuchsbedingungen mikrobiologisch sanieren zu lassen.

6.2.2 Geologische und hydrogeologische Parameter

Zur Erfassung der **Schadstoffausbreitung** über das Grundwasser müssen genaue Kenntnisse über die hydrogeologische Situation im Untergrund bzw. in der näheren und weiteren Umgebung (regional) eines Schadensfalles vorliegen. Dabei sind gewisse Mindestkenntnisse für die Planung weiterführender Untersuchungskonzepte sowie die Interpretation hydrochemischer Analysen unerlässlich.

Die Kenntnisse über die regionalen Grundwasserverhältnisse gehen in das Sanierungskonzept mit ein, da Art, Flurabstand und Mächtigkeit des Grundwasserleiters, seine Fließrichtung, der Durchlässigkeitsbeiwert (kf-Wert), seine Ergiebigkeit, seine Transmissivität (Produkt aus Durchlässigkeitsbeiwert und Mächtigkeit der grundwasserführenden Schicht) als Grundlagen für die technische Bemessung von mikrobiologischen in-situ Sanierungsanlagen (Spülungskreislauf, Sanierungsbrunnen, Abwehrbrunnen, Pumpen etc.) benötigt werden.

Neben der Durchlässigkeit müssen auch die **Grundwasserfließrichtung** und die Abstandsgeschwindigkeit ermittelt werden.

Methode	Durchlässigkeit (Durchlässigkeitbeiwert)	Grundwasserfließrichtung	Grundwasser- fließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit)
Feldmethoden	<ul style="list-style-type: none"> • Pumpversuche (Messungen am Brunnen und an Meßstellen) • Kurzpumpversuche (Messungen am Brunnen) • Auffüllversuche (Open-End-Tests, Packer-Tests) • Wasserdruckversuche (WD-Tests) • Markierungsversuche • Einbohrlochverfahren mit radioaktiven Isotopen • Einschwingverfahren 	<ul style="list-style-type: none"> • Einbohrlochverfahren mit radioaktiven Isotopen • Markierungsversuche 	<ul style="list-style-type: none"> • Einbohrlochverfahren mit radioaktiven Isotopen • Markierungsversuche
Laboratoriumsmethoden	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung nach Korngrößenverteilung • Durchströmungsmessungen 	<ul style="list-style-type: none"> • graphische Ermittlung aus Grundwassergleichplänen 	<ul style="list-style-type: none"> • Berechnung aus Durchlässigkeitsbeiwert, hydraulischen Gradienten und effektivem Poren- oder Kluftvolumen

Tabelle 1: Verfahren zur Ermittlung wichtiger hydrogeologischer Parameter

Bei Kontaminationen in der vadosen (ungesättigten) Zone, findet unter dem Einfluß der Schwerkraft und Kapillarkräfte eine komplexe Mehrphasenströmung in Abhängigkeit vom Wassersättigungsgrad des Bodens statt. Lockergesteine unterschiedliche Durchsickerungsgeschwindigkeiten auf:

Bodenart	Durchsickerungsgeschwindigkeit (mm/h)	Zeitbedarf für 1m (Tage)
Sand	20	2
sandiger Schluff	10 – 20	2 – 4
sandig-toniger Schluff	5 – 10	4 – 8
Ton	5	8
Ton mit Na-Verbindungen	1	40

Tabelle 2: Durchsickerungsgeschwindigkeiten

Durch die relativ kurzen Fließwege sind im Versickerungsbereich hydrogeologische Einflüsse nur unbedeutend für den Transport von Schadstoffen. Allerdings finden hierbei Änderungen des Sickerwasserchemismus statt die v.a. durch chemische und biologische Reaktionen bedingt sind.

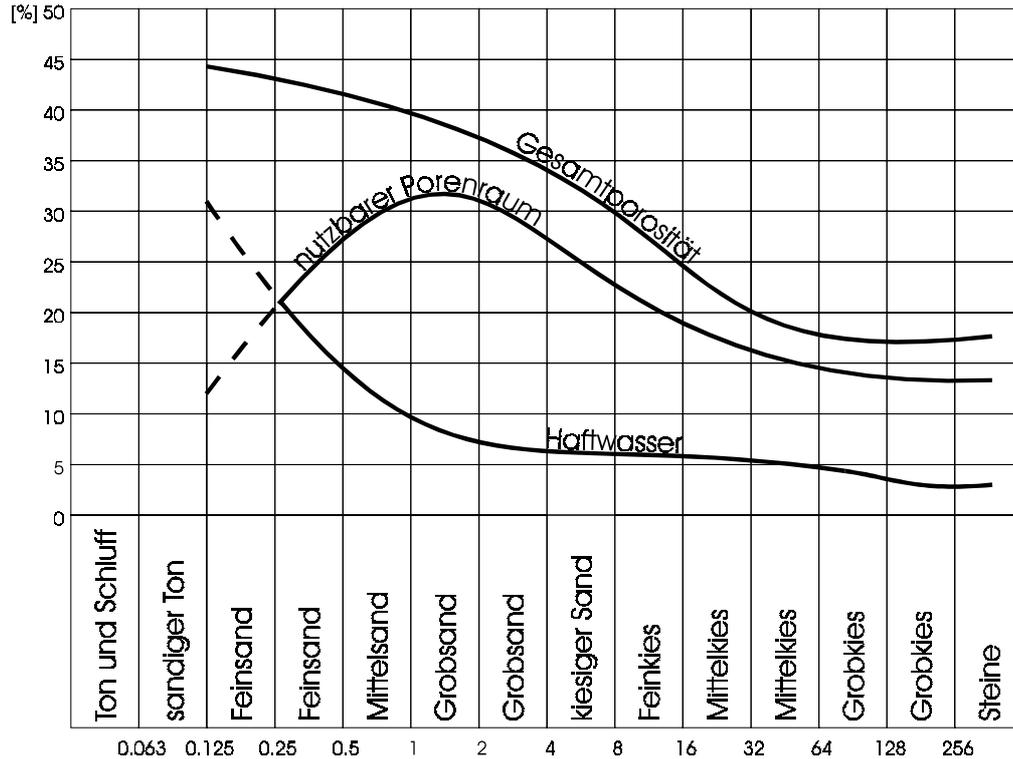


Abbildung 2: nutzbares Porenvolumen

Für die Ermittlung der Abstandsgeschwindigkeit ist die Kenntnis des nutzbares Porenvolumens notwendig, das meistens nur abgeschätzt werden kann (siehe obige Abbildung).

Der Parameter Durchsickerungsgeschwindigkeit ist für den Einsatz oberflächenaktiver Substanzen dann relevant, wenn diese in den Schadensherden flächig versickert werden sollen. Die Forderung, daß diese Substanzen selbst mikrobiologisch abbaubar sind, macht die Berechnung der Aufenthaltszeit im Boden notwendig.

Diese Aufenthaltszeit ergibt sich aus der Versickerungszeit und der Zeit bis die gelösten Schadstoffe über ein Entnahmesystem (z.B. Brunnen) aus dem Grundwassersystem entfernt werden.

Soll der Boden gespült werden und die gelösten Schadstoffe erst anschließend in einem Bioreaktor mikrobiologisch abgebaut werden (Vermeidung eines in-situ Abbaus), so ist die Verweildauer im Boden entsprechend kurz zu wählen.

6.2.3 Biologische Parameter

Bei der biologischen Reinigung von Böden sind Bestimmungen wie **Gesamtkeimzahl** (25 °C oder 30 °C) sowie **Sauerstoffgehalt und Trockensubstanz** notwendig. Der Sauerstoffgehalt sollte vor Ort gemessen werden.

Des weiteren können konkrete Bakterien und Pilze bestimmt werden, was im allgemeinen nicht notwendig ist.

6.2.4 Ökotoxikologische Tests

Ökotoxikologische Tests oder Untersuchungen orientieren sich an der Natur. Sie geben im Gegensatz zu chemischen Untersuchungen keine Aussagen über Art und Menge eines oder mehrerer

vorhandener Schadstoffe, sondern nur über die schädigende Summenwirkung aller vorhandenen Schadstoffe auf die Umwelt.

Aus diesem Grund sind diese Untersuchungen umstritten. Chemische Analysen sind schneller und genauer. Besteht bei einem Grundstück jedoch kein Verdacht auf z. B. Cyanide, so werden sie nicht analysiert, demnach auch nicht nachgewiesen, und das Erdreich wird gegebenenfalls auch nicht entsorgt oder gereinigt.

Mittels ökotoxikologischer Tests werden die Mißstände aufgedeckt. Nach den schädigenden Einzelschadstoffen muß anschließend »gefahrndet« werden.

Zu den Testorganismen gehören Mikroorganismen, Pflanzen und Insekten. Bei der ökotoxikologischen Untersuchung sollten mindestens zwei unterschiedliche Testorganismen eingesetzt werden, von denen mindestens einer ein Mikroorganismus ist. Das verbessert die statistische Sicherheit.

Außerdem ist eine Nullprobe ohne oder mit unbelastetem Boden (falls möglich, aus der Umgebung der Analysenproben) empfehlenswert.

Tests für Eluate geben natürlich nur Aussagen über eluierbare Substanzen.

Ökotoxikologische Tests für Bodeneluate:

- Leuchtbakterientest DIN 38412 Teil 34
- Daphnientest DIN 38412 Teil 30
- Pseudomonas putida/Wachstumstest DIN 38412 Teil 8
- Pseudomonas putida/Sauerstofftest DIN 38412 Teil 27
- biologische Abbaubarkeit/statischer Test DIN 38412 Teil 25
- Grünalgentest DIN 38412 Teil 33 Bodentest
- Erdwurmtoxizitätstest OECD 207
- Pflanzenwachstumstest (Kresse/Salat) OECD 208

6.2.5 Bodenluftbeprobung

Im Falle von leichtflüchtigen Schadstoffen können aktive Bodenluftbeprobungen Aufschluß über die Ausbreitung der Schadstoffe in der vadosen Zone geben.

Passive Verfahren erfassen auch schwerflüchtige Schadstoffe, auch solche die über das Grundwasser vertragen wurden.

6.2.6 Bodenbeprobung

Eluat und Gesamtgehaltsuntersuchungen an Bodenproben sollten gemäß Deponieverordnung durchgeführt werden.

Zonierte Beprobungen geben vor allem im vermuteten Versickerungsbereich Aufschluß über die vertikale Verteilung der Schadstoffe.

Bodenproben sind vor allem bei Übergängen zwischen verschiedenen geologischen Schichten zu nehmen, vor allem an der Oberkante dichter Schichten. Diese Untersuchungen sollen Aufschluß über eine Verbreiterung der Schadenbereiche geben.

Gaschromatische Untersuchungen geben einen ersten Aufschluß über das Schadstoffspektrum und mögliche Anhaltspunkte über das Alter der Schadstoffe (Mineralölkohlenwasserstoffe).

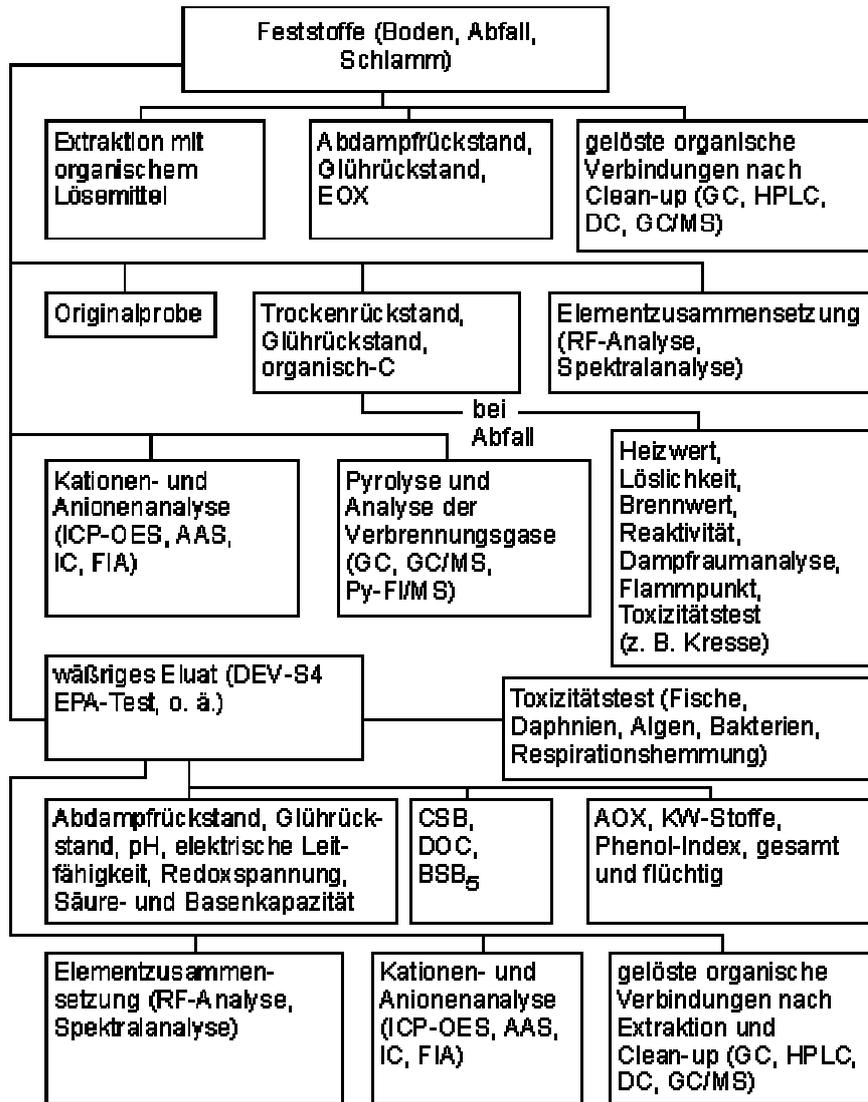


Abbildung 3: Beprobung Feststoffe

6.2.7 Grundwasserbeprobung

Eine Beprobung und Untersuchung des Grundwassers erfolgt zunächst im Unterstrom der Altlast-Verdachtsfläche. Die Analyse ergibt verglichen mit den vor Ort üblichen Grundwasserwerten einen ersten Anhaltspunkt über das Ausmaß der Kontamination des Grundwassers.

In einer zweiten Stufe sollten Proben oberhalb und im Zentrum der Kontamination entnommen werden. Bei letztgenannten Untersuchungen ist durch geeignete technische Maßnahmen sicherzustellen, daß durch eine Beprobung keine zusätzliche Grundwasserkontamination erfolgt.

Im Unterstrom genügt i. d. R. eine einzelne Meßstelle, wenn die Ausdehnung der Bodenkontamination senkrecht zur Grundwasserfließrichtung in der Breite kleiner als 100 m ist.

Wird die Breite der Altlast-Verdachtsfläche auf über 100 m geschätzt, so sollten auch dann erst bei einem Größen-Längen-Verhältnis 3 : 1 weitere Meßstellen im Unterstrom eingerichtet werden.

Die Grundwasseruntersuchungen sollten gemäß Wassergüte-Erhebungsverordnung geschehen, der Parameterumfang richtet sich nach Ergebnissen der Vorerhebungen.

6.2.8 Schadensausbreitung bei Mineralölschäden

Ein großer Prozentsatz der Sanierungsfälle mit grundwassergefährdenden Stoffen läßt sich auf Mineralölgemische zurückführen. Bei der Planung von mikrobiologischen in-situ Sanierungen ist die Bestimmung des Schadensausmaßes und des mobilen Schadstoffanteils notwendig, da sonst der Sanierungserfolg nicht nachvollziehbar ist.

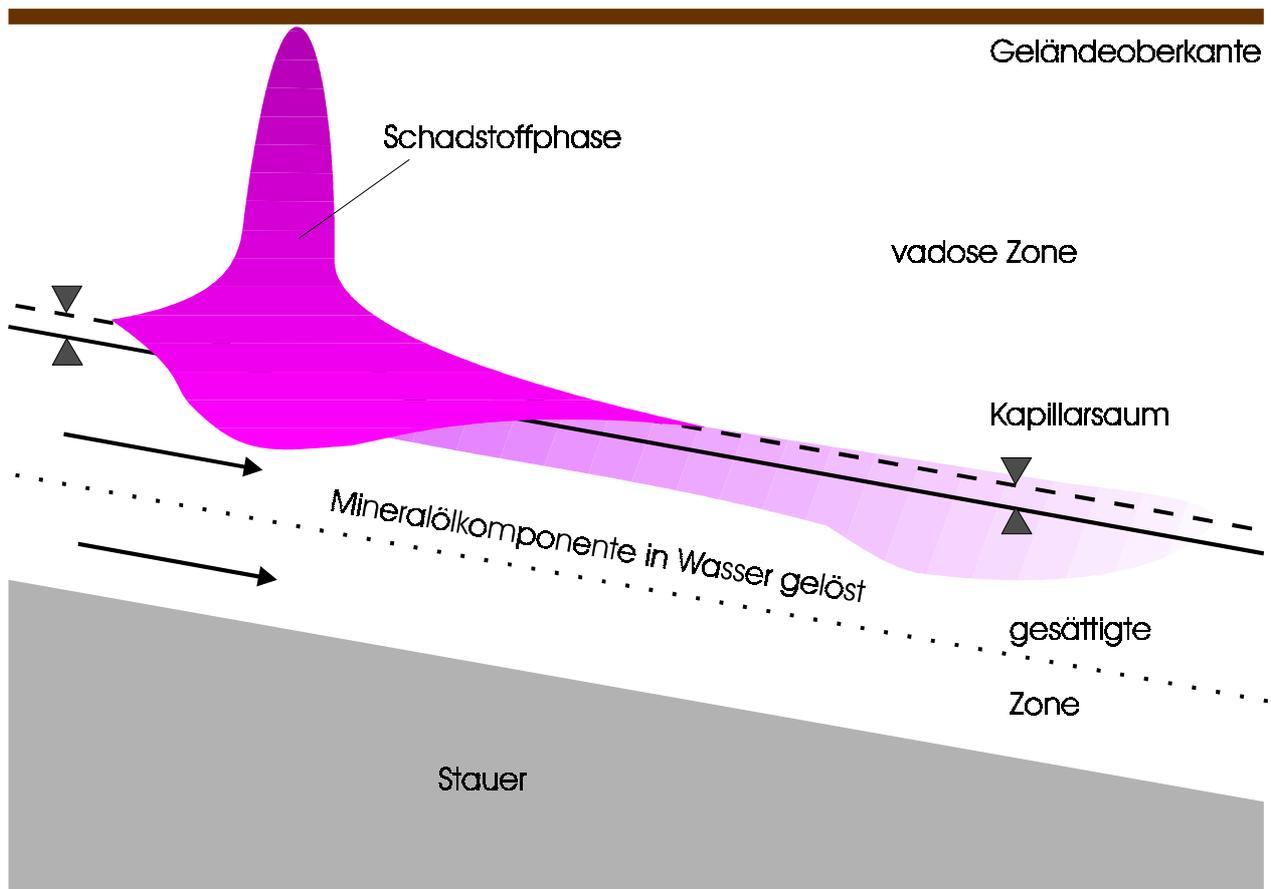


Abbildung 4: Ausbreitung Mineralölkontamination

Diese Faktoren zur **Bestimmung des Schadensausmaßes (versickerte Menge und kontaminiertes Erdreich)** lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- bei Mineralölkontaminationen treten mehrphasige Fließregime während des Versickerns, der Ausbreitung und der Schadenssanierung auf
- die Schadstoffe werden im Bereich des Kapillarsaumes in Phase akkumuliert
- dieser Schadstoffkörper wird mit schwankendem Grundwasserspiegel und während der Sanierung verschleppt, wodurch sich der kontaminierte Bereich vergrößert
- die Kapillardrücke aufgrund der Grenzflächenspannungen der vorliegenden Phasengrenzen (Wasser-Luft, Wasser-Öl, Öl-Luft)
- Ölrückhaltevermögen
- Korrelationsfaktoren von gemessenen Ölschichtdicken und tatsächlichen Schichtmächtigkeiten in der Formation
- konvektiver Transport kontaminierten Grundwassers (gelöste Schadstoffe)
- mikrobiologischer Abbau der Mineralölkomponenten

- Benetzung der Bodenmatrix
- Haftwassersättigung und Restölsättigung

Zusätzlich zu diesen Faktoren, ist die Kenntnis folgender Parameter zur korrekten **Beschreibung der Fließvorgänge** notwendig:

- absolute Durchlässigkeit des Bodens
- Relativpermeabilitäten für den Mehrphasenfluß (Öl-Wasser, Öl-Wasser-Luft)
- Mobilitätsverhältnis von Öl und Wasser
- Hysteresiseffekte durch sich umkehrende Verdrängungsvorgänge, zB. durch einen schwankenden Grundwasserspiegel

Ziel ist es ein 3-dimensionales Schadensmodell zu erstellen, das zur weiteren Gefährdungsabschätzung herangezogen werden kann.

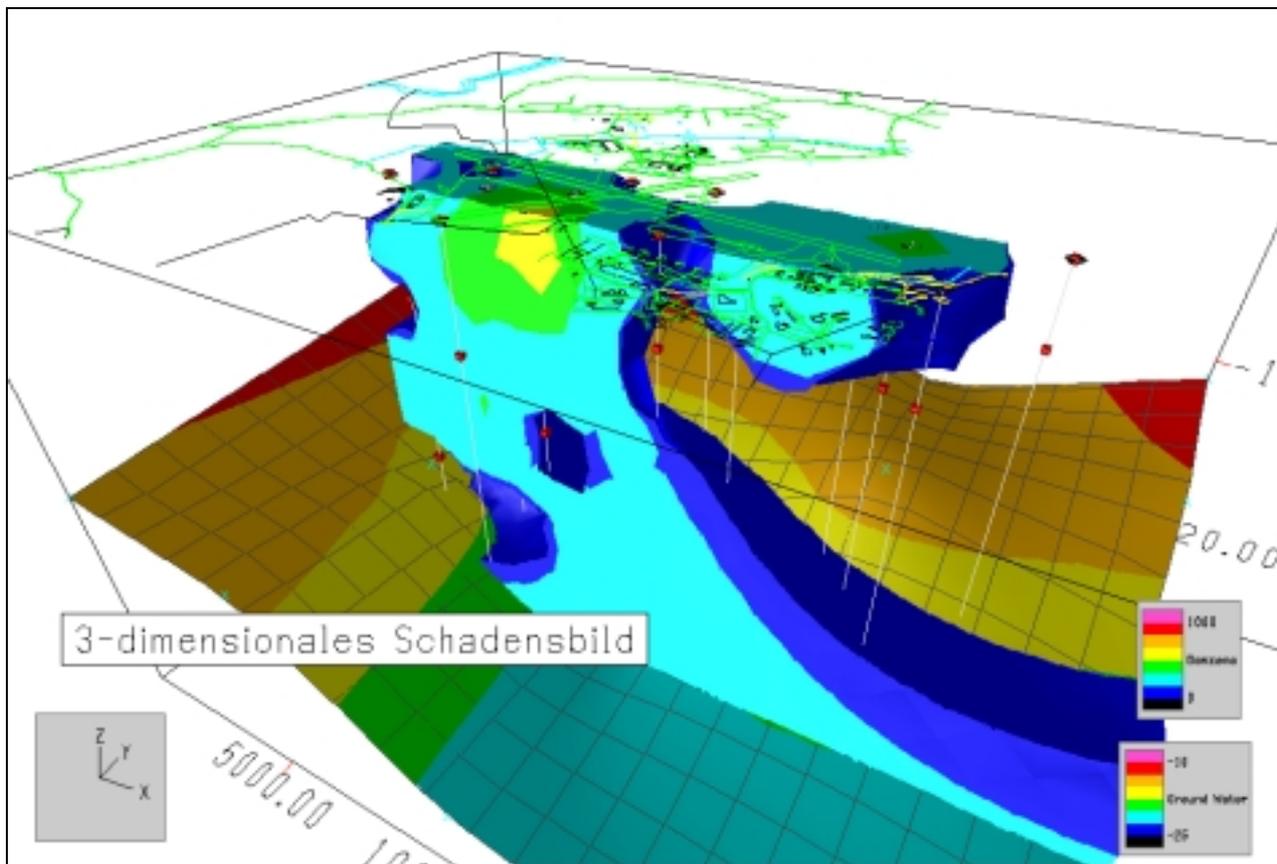


Abbildung 5: 3-dimensionales Schadensbild

6.2.9 Transportwege des Schadstoffes im System

Die meisten Schadensfälle beruhen auf oberflächlich bzw. in die vadosen Zone (z.B. Treibstofftanks einer Tankstelle) eingetragene, flüssige Schadstoffe. Der Schadstoff muß daher der Schwerkraft folgend und durch Kapillareffekte verbreitet, zuerst durch die vadosen Zone, durch den Kapillarsaum und bei größerer Dichte als Wasser bis zum Stauer unterhalb des Grundwasserkörpers migrieren.

Bodenbereiche werden wegen unterschiedlicher, hauptsächlich vorherrschender Stofftransportmechanismen, Stoffphasen (flüssig und gasförmig) und letztendlich auch aufgrund verschiedener Sanierungstechniken in

- die **vadose Zone** (Wassergehalt im Porenraum entspricht der Haftwassersättigung ($S_w=S_{wi}$))
- den **Kapillarsaum** als Übergangsbereich ($S_{wi}<S_w<1.0$)
- die **gesättigte Zone** ($S_w=1.0$)

unterteilt. Die vadose Zone wird oft als „ungesättigte“ Zone bezeichnet. Vor allem beim Versickern gibt es aber Bereiche, die mit Flüssigkeiten gesättigt oder zumindest teilgesättigt sind.

Die endgültige vertikale Gleichgewichtslage dieser drei Phasen wird durch ihr spezifisches Gewicht und die Kapillarkräfte zwischen den Phasen bestimmt.

In allen Bereichen kommt es während des Versickerns und später bei Grundwasserschwankungen zu mehrphasigen Fließregimen.

6.2.9.1 Vadose Zone

Die Ausbreitung von Mineralölen im Boden, z.B.: nach einem Transport- oder Lagerunfall geschieht zunächst in der flüssigen Phase. Das Ausmaß hängt u.a. vom Mineralölvolumen, von den physikochemischen Eigenschaften des Mineralöls, vom Rückhaltevermögen des Bodens, sowie der Adsorptionsneigung seiner zugänglichen Oberflächen ab (**HIR94**). Während in der gesättigten Bodenzone Ausbreitungsgeometrie und -ausmaß durch Wechsellagerungen, Tonlinsen und Verdichtungen dominiert werden, spielt in der vadosen Zone die Ausbreitung in der Gasphase eine beträchtliche Rolle, weil die Flüchtigkeit ein rasches Verdunsten dieser Mineralölbestandteile bewirkt, dessen Ausmaß das der Versickerung übertreffen kann.

Mineralöle unterscheiden sich zudem in ihrem Versickerungsverhalten von dem des Rohöls. Besonders die leichtsiedenden Mineralöle wie z.B.: Benzin bilden im Boden eine gasförmige Phase aus, die einerseits eine rasche Ausbreitung innerhalb des Porenraumes und andererseits die Dekontamination über Bodenluftabsaugung ermöglicht. Hoher Dampfdruck ist Voraussetzung für eine Sanierung durch Bodenluftabsaugung. Schon Dieselkraftstoff/Heizöl leicht besitzt dafür keinen ausreichenden Dampfdruck mehr.

Die Kohlenwasserstoffe migrieren während des Versickerns nicht nur unter dem Einfluß der Schwerkraft, Kapillarkräfte bewegen die Kohlenwasserstoffe in alle Richtungen. Rund um einsickernden Kohlenwasserstoffkörper entsteht somit eine dem Kapillarsaum über dem Grundwasserspiegel ähnliche Übergangszone, in der die Kohlenwasserstoffkonzentration nach außen hin abnimmt (**SCH67**). Unterschreitet die Mineralölsättigung einen gewissen Wert, bleiben die Kohlenwasserstoffe als immobile „**Restölsättigung**“ in der Bodenmatrix hängen. Ist das Wasser die benetzende Phase im System, verbleibt dieses Restöl ziemlich stabil in unzusammenhängenden „Inseln“ bestehen.

Sind in den stratifizierten Sedimenten schlecht durchlässige Schichten eingelagert, unterbrechen diese den nach unten gerichteten Fluß. Dabei entstehen gesättigte Zonen innerhalb der vadosen Zone. Dies kann vor allem bei lang andauernden Schadstoffeinträgen vorkommen.

Leicht siedende Mineralölprodukte (z.B.: Vergaserkraftstoffe) verdampfen also auch im Untergrund rasch. In solchen Fällen breiten sich die verdampfenden Anteile auch in der Gasphase in der vadosen Zone aus. Da diese Gase jedoch schwerer als Bodenluft sind, werden sie sich infolge der Schwerkraft vorwiegend in den tieferen Bereichen ausbreiten. Infolge von Diffusion erfolgt jedoch eine allmähliche Vermischung mit der Bodenluft und ein Übertritt in die Atmosphäre.

Durch die Sickerzone migrierendes Mineralöl hinterläßt hier eine Restkontamination („Rest- oder Residualsättigung“). Die Größe dieser immobilen Mineralölsättigung ist abhängig von den petrophysikalischen Eigenschaften des Bodens.

6.2.9.2 Kapillarsaum

Das nach unten migrierende Mineralöl breitet sich in dieser zwischengelagerten Zone lateral parallel zum Grundwasserspiegel aus. Dies wird durch die Kapillarkräfte im Bodenluft-Grundwasser-Kapillarsaum verursacht, die ein Eindringen des Mineralöls in den Aquifer verhindern. Das

Vorhandensein von Luft und Wasser in Residualsättigungen im porösen Medium verringert die Migrationsgeschwindigkeit des Mineralöls. Das Porenvolumen, das von einer bestimmten Menge von Mineralöl gefüllt wird, wird aus folgenden zwei Gründen beschränkt:

- In allen Bereichen, in die Mineralöl eindringt, muß sich zuerst eine gewisse minimale Residualsättigung aufbauen, bevor das Mineralöl weiterfließen kann.
- Wenn sich das Mineralöl dann auf dem Kapillarsaum ausbreitet, muß sich vor einer weiteren lateralen Ausbreitung des Mineralöls eine gewisse Schichtdicke ausgebildet haben.

Daraus folgt, daß große Mengen von Mineralöl in den permeablen Untergrund versicken müssen, bevor Mineralöl in einiger Entfernung vom Schadensort festgestellt werden kann.

Da Mineralöl und Wasser nicht mischbar sind, dringt der Schadstoff nicht unter den Grundwasserspiegel ein, das Grundwasser wird jedoch mit Mineralöl kontaminiert. Nur dann, wenn der Druck des Mineralöls groß genug ist, um das Wasser oberhalb des Sättigungsbereiches zu verdrängen, wird sich das Mineralöl einen Weg zum freien Grundwasserspiegel bahnen.

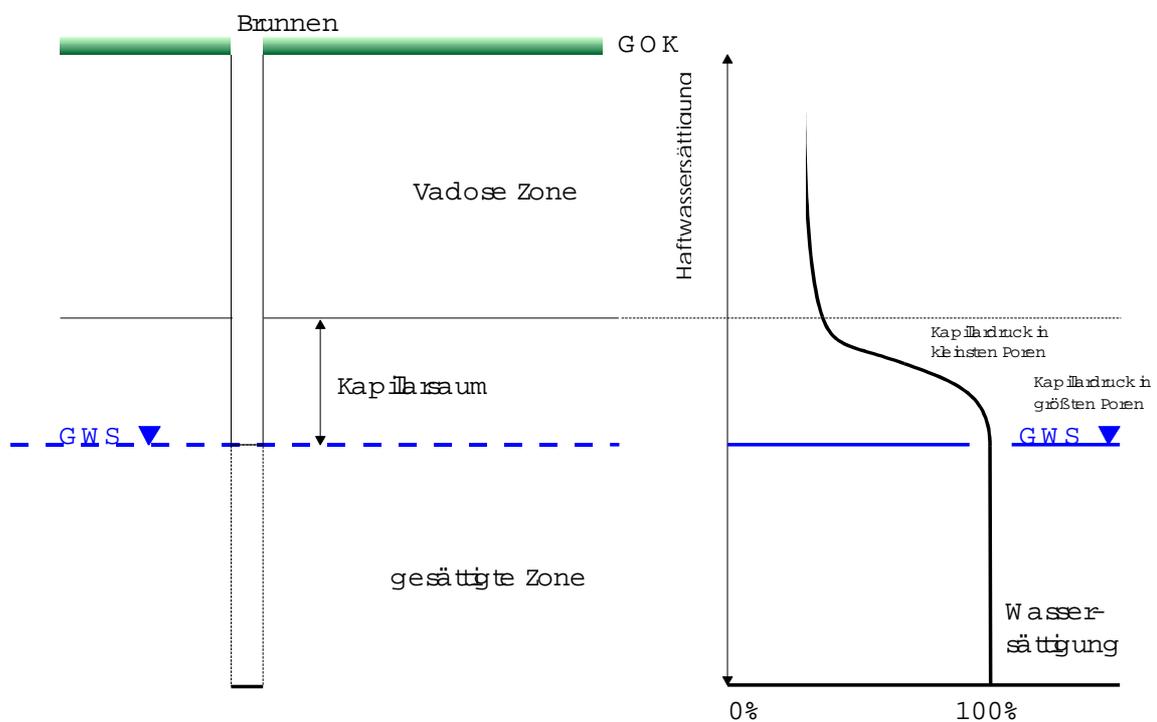


Abbildung 6: Der Kapillarsaum als Übergangsbereich

Da nach dem Prinzip der **Relativpermeabilitäten**, die effektive Durchlässigkeit für die Mineralölphase nach unten durch den Kapillarsaum stetig abnimmt, kommt dieser Zone oberhalb des freien Grundwasserspiegels eine wichtige Schutzfunktion zu, die durch unbedachte Bohrungen oder Baggerarbeiten leicht zerstört werden kann.

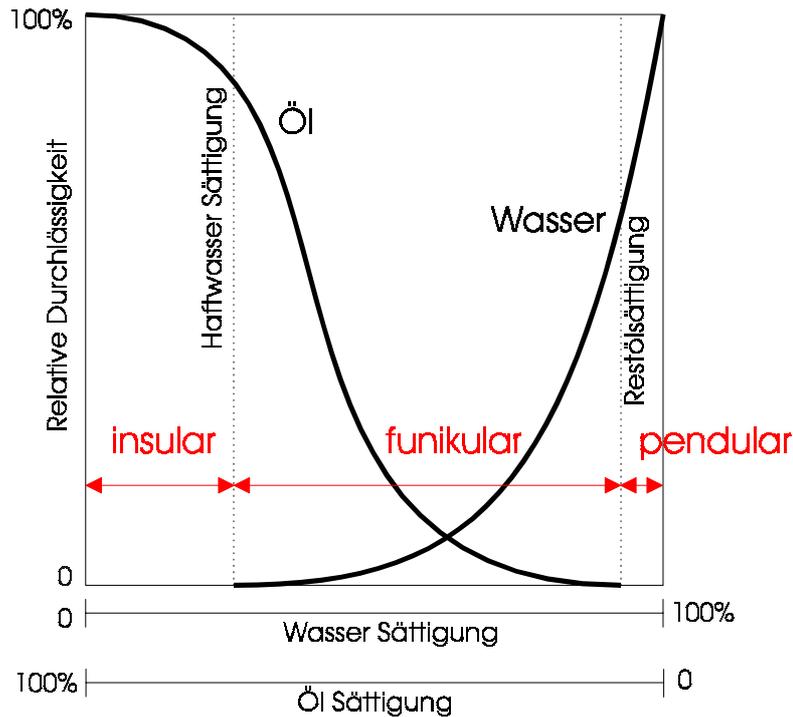


Abbildung 7: Relativpermeabilitäten

In diesem Bereich akkumuliert der Großteil der Kontamination. Durch einen schwankenden Grundwasserspiegel ist dieser Bereich jedoch nicht örtlich gebunden. Zudem verändert sich die Kapillardruckkurve durch das Abwechseln der jeweils verdrängenden Phase. Dieser Hysteresiseffekt ist auch bei reinen Bodenluft-Grundwasser-Systemen zu beobachten (KAS91).

6.2.9.3 Gesättigte Zone

Das Mineralöl ist im Bereich des freien Grundwasserspiegels sehr ungleichmäßig verteilt. Nahe der Versickerung ist die Mineralölsättigung am größten. Versickerndes Oberflächenwasser und fließendes Grundwasser können bestimmte Komponenten aus dem Mineralölgemisch herauslösen und vom Schadensort weg transportieren.

Die im Grundwasser gelösten Anteile gehorchen jedoch nicht dem konvektivem Fluß alleine, Diffusionseffekte lassen diese Komponenten auch in tiefere Teile des Aquifers migrieren.

6.2.10 Die verschiedenen Transportmechanismen

Schadstoffe werden auf folgende Art transportiert:

- In eigener, flüssiger Phase durch die ungesättigte Zone (**konvektiver Fluß**)
- Gelöst im Grundwasser in Richtung der Grundwasserströmung und mit der Geschwindigkeit des Grundwassers (**konvektiver Fluß**)
- Gelöst in der Bodenluft (**konvektiver Fluß**)
- Durch Geschwindigkeitsvariationen nach Betrag und Richtung innerhalb der Poren kommt es zu einem ungleichförmigen Schadstofftransport. Es kommt schließlich zu einer „Auffächerung“ der Schadstoffe in Fließrichtung (longitudinal) als auch senkrecht dazu (transversal). Dieser, als **Dispersion** bekannte Effekt, ist zum einen von der Geschwindigkeit des Grundwasserstromes und zum anderen als Gesteinskenngröße von den geologischen Gegebenheiten abhängig.
- Durch das Konzentrationsgefälle nach außen hin verbreitert sich eine Schadstofffahne vor allem in schlecht durchlässigen Grundwasserleitern. Dieser Effekt wird **Diffusion** genannt.

6.2.11 Rückhaltevermögen poröser Medien

Die korrekte Berechnung der Materialbilanz der am Fluß beteiligten Stoffe, erfordert die Einbeziehung folgender Effekte

6.2.11.1 Sorption

Unter Adsorption wird die physikalische oder chemische Bindung von gelösten Teichen an der Oberfläche eines festen Stoffes, allgemein an Phasengrenzflächen, bezeichnet. Die physikalische Adsorption ist reversibel, ihre Umkehr wird als Desorption bezeichnet. Findet eine chemische Bindung an der Oberfläche, d.h. eine Anlagerung unter Bildung einer chemischen Verbindung, statt (chemische Sorption), so ist der Prozeß irreversibel.

Da Mineralöle sehr heterogene Stoffgemische darstellen, ist die Bindung der verschiedenen Mineralölbestandteile im Boden sehr unterschiedlich. Allen Verbindungen gemeinsam ist jedoch ihre hohe Affinität zur organischen Substanz in Böden. Während z.B.: niederkettige Alkane und BTEX (Benzol, Toluol, Etylbenzol und Xylol) noch relativ niedrige K_{oc} -Werte aufweisen, besitzen Heteroverbindungen und Asphaltene Adsorptionskoeffizienten von $K_{oc} = 10^3$ bis $> 10^5$. Mit steigendem Humusgehalt des Bodens nimmt das Bindungsvermögen für Mineralöle zu. Dessen Ausmaß kann von der Zusammensetzung der organischen Substanz stark beeinflußt werden.

Der in mineralischen Böden gegen die Schwerkraft gebundene Anteil an Mineralölen hängt neben der Viskosität und des spezifischen Gewichts u.a. vom Porenvolumen des Bodens und dessen Porengrößenverteilung ab. Insbesondere Flüssigkeiten mit hoher Viskosität werden von grobsandigem Bodenmaterial schneller und umfangreicher aufgenommen als von Substraten feinkörniger Bodenart. So kommt es aufgrund der bodenspezifisch bedingten unterschiedlichen Verweilzeiten des Mineralöls in Bodenhorizonten mit z.T. unterschiedlicher Bodenmilieus zu Abreicherungsprozessen einzelner Mineralölfractionen (selektiver mikrobieller Abbau, Verflüchtigung etc.)

6.2.11.1.1 Residualsättigung in der vadosen und der gesättigten Zone

Dr. Schwille verweist auf etliche Labor- und Feldversuche seit Beginn der 60er Jahre, in denen das Rückhaltevermögen poröser Medien bezogen auf die Leitfähigkeit für Wasser untersucht wurde.

Leitfähigkeit für Wasser [m/s]	Rückhaltevermögen poröser Medien für Mineralölprodukte RC ¹					
	Vergaserkraftstoff		Mitteldestilat		Heizöl Schwer	
	[L/m ³]	[mg/kg]	[L/m ³]	[mg/kg]	[L/m ³]	[mg/kg]
Grobkies $> 10^{-2}$	2,5	950	5,0	2200	10,0	4800
Kiesiger Sand $10^{-2} - 10^{-3}$	4,0	1600	7,5	3000	15,0	8000
Grobsand $10^{-3} - 10^{-4}$	7,5	2800	15,0	5600	30,0	15000
Feinsand, Schluff $10^{-4} - 10^{-7}$	20,0	7500	40,0	17000	80,0	39000

Tabelle 3: Rückhaltevermögen poröser Medien

Das Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone wird hier in [L/m³] (L = Liter) bzw. [mg/kg] des ungestörten Bodens angegeben (nach Zeschmann et. al. 1993).

In der gesättigten Zone kann man davon ausgehen, daß das Rückhaltevermögen bis zu 50% höher ist.

In der vadosen Zone eines homogenen Mediums befindet sich das Mineralölprodukt im pendularen Zustand, auch wenn das Medium schon mit Wasser benetzt ist. Wasser ist zwar stets das benetzende Fluid, gegenüber Luft ist jedoch das Öl das benetzende Fluid. In der gesättigten Zone befindet sich

¹ Retention Capacity

das Mineralöl stets im insularen Zustand. Die Werte der insularen Residualsättigung sind erfahrungsgemäß höher als die der pendularen Sättigung. Da zwischen diesen beiden keine direkte Beziehung besteht, ist man auf Werte aus Experimenten angewiesen. Für überschlägige Berechnungen kann man für die insulare Sättigung etwa den 1.5-2.0-fachen Wert der pendularen Sättigung einsetzen. Die höheren Werte der insularen Sättigung lassen erkennen, welche Bedeutung der Umverteilung als Folge der Fluktuation der Grundwasseroberfläche beigemessen werden muß.

Bei den untersuchten Öl-Unfällen handelt es sich vorwiegend um heterogene Medien, in denen sich auf verschiedene Weise Öl im funikularen Zustand ansammeln kann (zum Beispiel in Form von hängenden Kapillarsäumen). Es liegt daher nahe den Schluß zu ziehen, daß das Rückhaltevermögen heterogener Medien bei gleichem Volumen des Ölkörpers im Mittel größer sein müßte als bei gleichmäßiger Residualsättigung in homogenen Medien. Die Auswertung des Materials läßt jedoch keine offensichtlichen Unterschiede in der Rückhaltekapazität von homogenen und heterogenen Medien erkennen.

Der Grund hierfür ist in der „heterogenen Migration“ der Flüssigkeiten zu suchen, bei der die Ausbreitung teilweise auf getrennten Pfaden erfolgt. Die zwischen diesen liegenden nichtkontaminierten Räume werden jedoch mit unterschiedlicher Verzögerung durch Umverteilung der im funikularen Zustand befindlichen Flüssigkeit in den kontaminierten Raum miteinbezogen. Die ursprünglich noch mobile Flüssigkeit im funikularen Zustand wird schließlich vollkommen in den residual pendularen bzw. insularen Zustand überführt. Das Rückhaltevermögen in [L/m³] entspricht dann der Residualsättigung, umgerechnet auf den Kubikmeter ungestörten Boden (ohne Bezug auf den Porenanteil).

6.2.11.1.2 Residualsättigung im Kapillarsaum

Dieser Bereich des Untergrundes stellt den Schlüssel zur Beschreibbarkeit der Fluidbewegungen im Mehrphasensystem dar. Zugleich ist die Bestimmung der hier herrschenden Sättigungsverteilungen am schwierigsten.

Auch zwischen der horizontalen Ausbreitung von Mineralölprodukten im Bereich der Grundwasseroberfläche und der Leitfähigkeit poröser Medien für Wasser in diesem Niveau wurde schon früh eine für praktische Zwecke brauchbare Beziehung gefunden. Um diese zahlenmäßig zu erfassen, wurde der Begriff „Ölschichtdicke“ (D_o) eingeführt. Die Ölschichtdicke ist das Verhältnis zwischen dem sich ausbreitendem Ölvolumen (V_o) und der zur Zeit t nach Beginn der Ausbreitung eingenommenen Fläche (A_o).

$$D_o(\text{mm}) = \frac{V_o(\text{m}^3)}{A_o(\text{m}^2)} \times 1000$$

Wenn die Ausbreitung praktisch zum Stehen gekommen ist, spricht man von der Endschichtdicke des Öles. D_o ist also ein Wert, der eine gleichmäßige Ölverteilung über die ganze Fläche voraussetzt, was selbstverständlich unter Feldbedingungen kaum der Fall sein dürfte.

Analog zu dem Begriff „Niederschlagshöhe“, die üblicherweise in [mm] ausgedrückt wird, entspricht dieser Wert dem Betrag von [L/m²] in nachstehender Tabelle.

Leitfähigkeit für Wasser [m/s]	D_o [mm] bzw. [L/m ²]
$> 10^{-2}$	< 3
$10^{-2} - 10^{-3}$	3 - 8
$10^{-3} - 10^{-4}$	8 - 12
$10^{-4} - 10^{-5}$	12 - 20
$< 10^{-5}$	> 20

Tabelle 4: Ölschichtdicke in porösen Medien

Man beachte, daß das Öl innerhalb der Öl-„Linse“ oder dem „pancake“ auch im Endzustand der Ausbreitung noch in erheblichem Umfang im funikularen Zustand vorhanden sein kann. Bei Ölunfällen

findet man wegen der Heterogenität der porösen Medien, die Staueffekte verursachen kann, häufig wesentlich höhere D_o -Werte und somit entsprechend geringere Ausbreitungsflächen als bei homogenen Medien.

Der Begriff Ölschichtdicke wird in jüngster Zeit oft nicht mehr im ursprünglichen Sinne verwendet, sondern für die Dicke der ölhaltigen Schicht im Bereich des Kapillarsaumes poröser Medien. Diese Dicke wird wiederum in Zusammenhang gebracht mit der Dicke von Ölschichten in Brunnen und Beobachtungsrohren. Um Mißverständnisse zu vermeiden ist daher stets anzugeben, in welchem Sinn der Begriff Ölschichtdicke gebraucht wird.

Die Schichtdicke freier Mineralölphasen in Beobachtungspegeln ist in der Regel größer als im umgebenden Bereich. Die Differenz kann abhängig von der Lage des Pegels (am Rand der Öllinse ist sie größer als im Zentrum), der Dichte des Mineralölproduktes (Differenz nimmt mit der Dichte zu), der Korngröße (Differenz nimmt mit dem Feinanteil zu) und des Wasserpegelstandes (Differenz nimmt bei sinkendem Pegelstand zu) stark variieren.

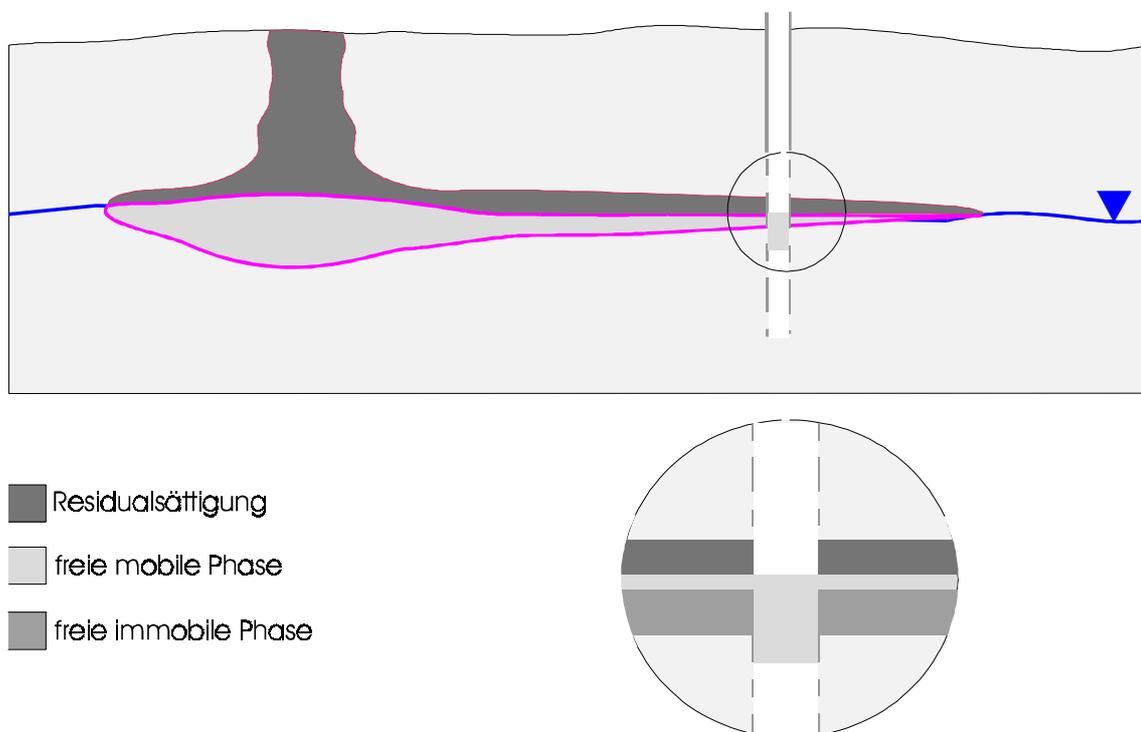


Abbildung 8: Ölschichtdicken

Die in einem Brunnen beobachtete Grundwasseroberfläche, die sog. "piezometrische Oberfläche", entspricht dem freien Grundwasserspiegel. In Böden kann, bedingt durch enge Poren und daraus folgenden hohen Kapillardrücken, die Oberkante des Kapillarsaums um mehrere Dezimeter höher liegen als die Oberfläche des freien Grundwasserspiegels. Es fließt solange Öl zu, bis der freie Ölspiegel über dem Kapillarsaum erreicht ist. Das Gewicht der anwachsenden Ölsäule kann das Grundwasser im Brunnen weiter hinunterdrücken und dadurch die Erscheinung einer größeren Ölschichtdicke verstärken.

Das Phänomen beruht im wesentlichen auf zwei Ursachen. Zum einen befindet sich unmittelbar oberhalb des Grundwasserspiegels, im unteren Bereich der Kapillarzzone, eine immobile Schicht freier Phase, deren Schichtdicke durch die Kapillarkräfte bestimmt wird. Als Folge läuft oberhalb dieser Schicht befindliche frei Ölphase in den Brunnen und füllt diesen bis zur Oberfläche der mobilen Phase auf. Das Gewicht der Ölsäule übt außerdem einen hydraulischen Druck auf den Grundwasserspiegel im Pegelrohr aus und verdrängt entsprechend Wasser aus dem Pegel.

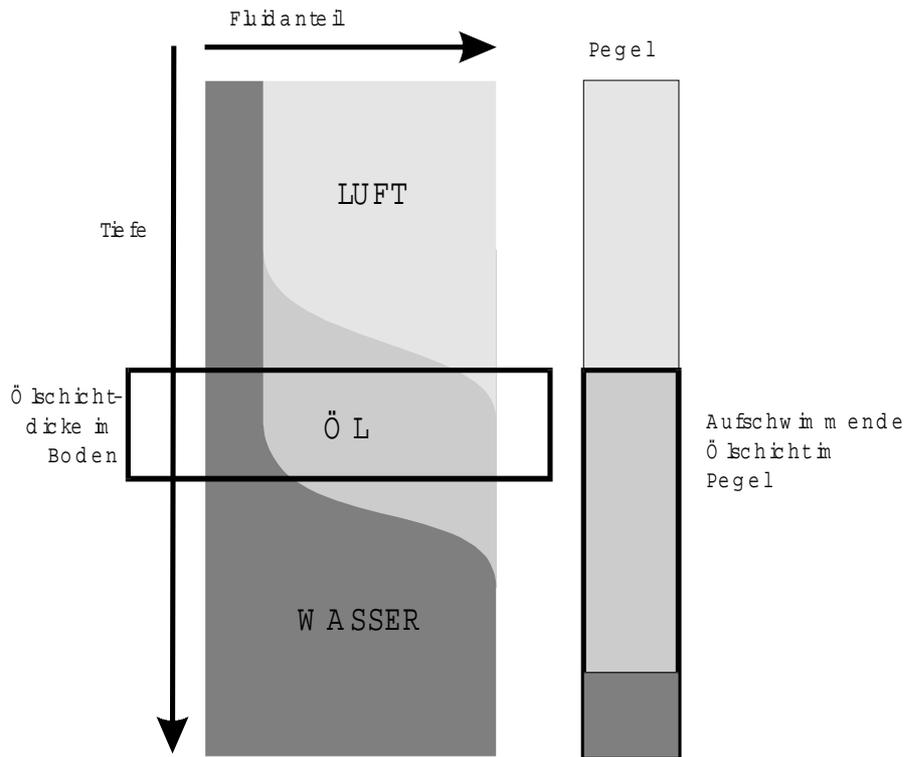


Abbildung 9: Ölschichtdicke im Pegelrohr im Vergleich zur Umgebung

Die Erfassung der Verhältnisse im Kapillarsaum (Übergang von mobiler zu immobil Phase) ist schwierig und erfordert viel Erfahrung in der Interpretation der Bohrguts aus diesem Bereich.

Nach theoretischen Berechnungen ist die Ölsäule im Brunnen ungefähr viermal höher als die Dicke des vom Öl erfaßten Kapillarsaums (sog. CONCAWE Formel). Dies gilt dann, wenn die Ölschichtdicke des freien Öles relativ gering ist.

Auch die Auswertung sog. „bail down tests“, bei denen der zeitliche Verlauf des Zustroms von Öl in den Brunnen, nach vorangegangener Abschöpfung, gemessen wird, liefert hierzu Hinweise. (siehe nächste Abbildung: Ölschichtdicke im Pegelrohr: 870mm, ermittelte Ölschichtdicke in der Formation: 205mm).

Beim Zeitpunkt während des Wiederaufspiegels, an dem die Schichtdicke des freien Öles der in der Formation entspricht, macht das Größerwerden der Ölschichtdicke einen charakteristischen Sprung.

Bail-down Test Kontrollbrunnen 23



Abbildung 10: Auswertung eines Bail-Down Tests

6.2.11.2 Das Mobilitätsverhältnis von Öl und Wasser

Wasser und Öl haben verschiedene Werte für Viskosität und Dichte. Daraus ergibt sich ein unterschiedliches Fließverhalten bei gleichen geologischen Verhältnissen.

Der gemessene kf-Wert gibt keinen zuverlässigen Hinweis darauf, wie sich die Kontamination ausbreitet, da sich die verschiedenen Fluida beim Fließen gegenseitig behindern. Das nachfolgend beschriebene Mobilitätsverhältnis von Wasser zu Öl gibt überdies Aufschluß über die Verdrängbarkeit des Mineralöls durch Wasser und somit über die Wirksamkeit von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen.

Das Mobilitätsverhältnis M von Wasser zu Öl ist definiert als

$$M = \frac{k_{rw} \mu_o}{k_{ro} \mu_w}$$

- k_{rw} = Relativpermeabilität von Wasser
- k_{ro} = Relativpermeabilität von Öl
- μ_o = dynamische Viskosität von Öl
- μ_w = dynamische Viskosität von Wasser

wobei für die Viskosität auch der Wert der kinematischen Viskosität verwendet werden kann, jedoch nur mit Berücksichtigung des Dichteverhältnisses von Öl zu Wasser.

Auf Grund dieser Beziehung ist es möglich, verschiedene Klassen von Mobilitätsverhältnissen festzulegen.

Mobilitätsverhältnis			Flutwirkungsgrad E_A [%]		
	M	< 0.5	besonders hoch mobil	80 - 100	
0.5	<	M	< 1	hoch mobil	60 - 80
1	<	M	< 10	mobil	40 - 60
10	<	M	< 100	gering mobil	20 - 40
	M	> 100	sehr wenig mobil	< 20	

Tabelle 5: Klassen der Mobilitätsverhältnisse

Der **areale Flutwirkungsgrad E_A** gibt an, wieviel Prozent der Fläche eines mit Mineralölen kontaminierten Bodens durch das Fluten mit (Grund)Wasser wieder abgereinigt werden kann.

Das **spezifische Gewicht** des Schadstoffes bestimmt die Tiefe, bis zu der der Schadstoff absinkt. Gerade bei Kohlenwasserstoffen ist das spezifische Gewicht gemeinsam mit der **Viskosität** stark von der Temperatur abhängig. Rohöle und raffinierte Mineralölprodukte sind Mischungen einzelner Komponenten, die sich hauptsächlich durch die Länge ihrer Kohlenstoffketten voneinander unterscheiden. Gasen zum Beispiel die leicht flüchtigen Komponenten durch erhöhte Temperaturen und durch lange Verweilzeiten in einem offenen System aus, verändert sich das Fließverhalten der Kohlenwasserstoffe erheblich.

Die **Viskosität** wird entweder als kinematische oder als dynamische (auch absolute) Viskosität angeführt. Sie ist ein Grad für die Zähigkeit eines Fluids. Der Zusammenhang der beiden Viskositäten besteht durch die Dichte der Flüssigkeit

- ν = kinematische Viskosität [m²/s]
- μ = dynamische Viskosität [Pa s]
- ρ = Dichte [kg/m³]
- ν_w = 10⁻⁶ [m²/s]
- μ_w = 10⁻³ [Pa s]
- ρ_w = 10³ [kg/m³]

	20 °C	50 °C	100 °C
Spindelöl	38-45	11-13	3,2-3,6
Turbinenöl	130-325	30-60	7-12
Automobilöle SAE5W-SAE50	50-800	12-125	4-18
Flugmotorenöle	700-900	110-140	18-21
Dieselmotorenöle	200-550	40-90	8-15
Getriebeöle	260-5000	45-500	9-90
Naßdampfzylinderöle	-	450-550	40-55
Heißdampfzylinderöle	-	250-600	30-60
Bright Stock	-	250-500	30-50

Tabelle 6: Viskositäten in cSt nach (RUF63) ($\nu_w = 1\text{cSt}$, d.h. $1\text{cSt} = 10^{-3}\text{ Pas}$)

Diese Klassen wurden durch Vergleiche über den Einfluß der Mobilität auf den Flutwirkungsgrad E_A erhalten und in der folgenden Abbildung flächenhaft ausgedrückt.

Der areale Flutwirkungsgrad beschreibt das Verhältnis der mit dem Verdrängungsfluid gefluteten Fläche zur ursprünglichen Fläche. Bei der Verdrängung eines gering mobilen Fluids durch ein höher mobiles Fluid kommt es zur Kanalbildung des höher mobilen Fluids zur Absaugsonde hin, wobei ungeflutete Restflächen bestehen bleiben. Dies macht sich in einem schlechten Flutwirkungsgrad bemerkbar. Daher sind ein gutes, d.h. niedriges, Mobilitätsverhältnis und möglichst langsame Verdrängung für einen guten Flutwirkungsgrad Voraussetzung.

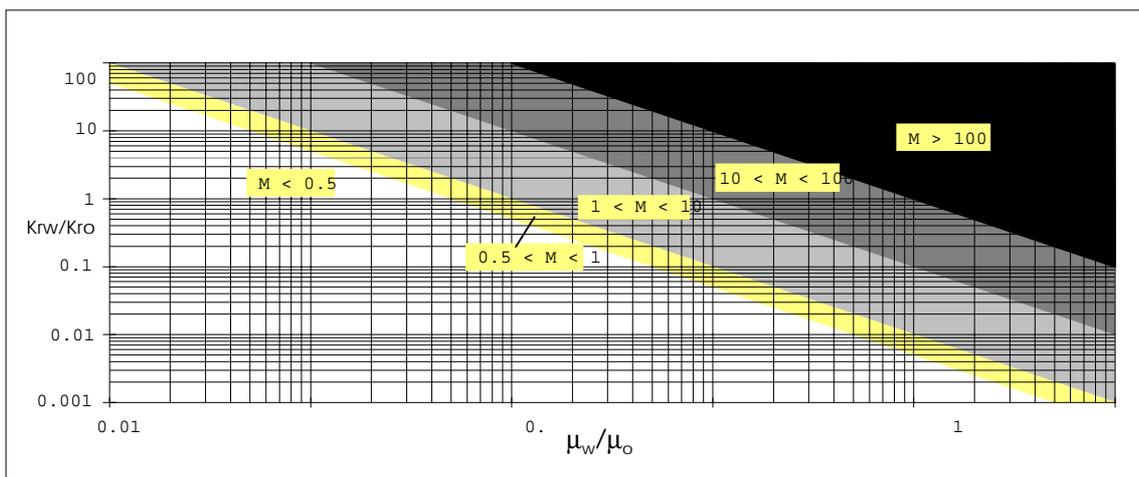


Abbildung 11: Mobilitätsverhältnis

Zu bestimmen ist lediglich das Verhältnis der Relativpermeabilitäten und das der Viskositäten. Dann sucht man den Kreuzungspunkt der beiden Werte in der obigen Abbildung und sieht nach, in welchem Feld sich dieser Punkt befindet. Dieses Feld gibt einen **Anhaltspunkt für die Beweglichkeit eines Mineralöls in einem porösen Medium gegenüber Wasser**, allerdings ohne Berücksichtigung eines Druckgefälles, d.h. es kann nicht direkt auf die Fließgeschwindigkeit des Fluids rückgeschlossen werden.

Ist der Wert der Mobilität kleiner als eins, ist das Öl mobiler als Wasser. Somit bildet sich eine stabile Verdrängungsfront und Öl läßt sich sehr gut durch das Wasser verdrängen.

Bei Werten für M über 100 fließt Öl im Verhältnis zu Wasser sehr langsam. Bei diesen Werten ist von einem Verdrängungsversuch von Öl durch Wasser abzuraten. "Finger-" und Kanalbildungen des Wassers im porösen Untergrund wären die Folge.

Werden diese "viskosen Finger" durch die fortschreitende Front eingeholt und "geschluckt", so ist die Verdrängungsfront stabil, im umgekehrten Fall instabil. Zusätzliche Effekte, wie Kapillarkraft und Schwerkraft, können sich positiv auf die Frontstabilität auswirken. Verdrängt zum Beispiel das benetzende Wasser das Öl in einer inklinierten, d.h. nicht horizontalen, Schicht nach oben, streben die Kapillarkräfte danach die "Finger" zu verbreitern, die Schwerkraft, die Phasen vertikal zu segregieren.

Beide Effekte sind von der Verdrängungsgeschwindigkeit unabhängig. Läuft die Verdrängung langsam ab, so bleibt genug Zeit zur Stabilisierung der Verdrängungsfront durch Kapillar- und Schwerkraft. Die Neigung zur Instabilität wächst daher mit der Verdrängungsgeschwindigkeit.

Die Beimischung von oberflächenaktiven Substanzen verbessert also das Mobilitätsverhältnis im Hinblick einer Verdrängung des Mineralöles durch Wasser. Laut Hersteller des Produktes **BioVersal®** wird die Viskosität der **BioVersal®**-Öl-Emulsion beinahe auf die von reinem Wasser herabgesetzt.

6.3 Gefährdungsabschätzung

Maßstab für die Gefährdungsabschätzung ist die Schädigung bzw. Gefahr für Mensch oder Umwelt durch die Emissionen des kontaminierten Standortes. Für eine erstmalige Abschätzung eines unbekanntes Bodens gibt es zwei Untersuchungsgrundlagen:

- Schadstoffausbreitung (Emissionswege) müssen gesucht und untersucht werden,
- potentielle Risiken müssen eingeschätzt werden.

Eine genaue Abschätzung der von Wasser-, Boden- und Luftkontaminationen ausgehenden Gefahren ist problematisch, da sehr viele Einflußfaktoren zusammenwirken. Daher ist ein standortbezogenes Konzept unentbehrlich.

Emissionsmöglichkeiten bestehen durch:

- Sickerwasseremissionen in das Grundwasser
- Sickerwasseremissionen in Oberflächengewässer
- Gasemissionen in die Atmosphäre
- seitliche Gasemissionen in den Untergrund
- Staubemissionen durch Verwehung
- Schadstoffemissionen über Pflanzen und die Nahrungskette
- direkter Kontakt

Die Beurteilung der Gefahren, die von kontaminierten Standorten ausgehen, geschieht unter dem Aspekt des Schutzes der menschlichen Gesundheit. Schädliche Einflüsse auf die Medien (Schutzgüter) Wasser, Boden und Luft und daraus resultierende Folgen werden nach den jeweils geltenden Richtlinien untersucht.

Aus der Gefahrenbeurteilung gehen u. a. Angaben zu den auf dem Sanierungsstandort gehandhabten Stoffen hervor. Die Kenntnis über die Historie des Standortes ist von hoher Bedeutung und sollte deswegen sorgfältig und detailliert recherchiert werden.

Ein wesentlicher Bestandteil der Gefahrenbeurteilung ist die Betrachtung der Mobilität und Giftigkeit (Toxizität) einzelner Schadstoffe in bezug auf die Schutzgüter Wasser, Boden und Luft.

Zur Beurteilung werden sogenannte Kriterienkataloge herangezogen, in denen abschnittsweise mit einem Bewertungsschlüssel Punktzahlen ermittelt werden, die eine Einstufung in Kategorien verschiedenen Gefährdungspotentials ermöglichen.

Die Objektivität dieser Art der Beurteilung ist nicht immer gegeben, da in den Bewertungsschlüsseln Faktoren wie geplante Nachnutzung etc. oft nicht ausreichend berücksichtigt werden.

6.3.1 Grenzwertbetrachtung

Falls bereits Untersuchungsdaten, vor allem Analysenergebnisse, vorliegen, besteht die Möglichkeit, in einer Vielzahl von Listen eine Entscheidungshilfe zu finden.

Diese Listen können als Richtschnur dienen, sind aber oft nicht auf den Einzelfall anzuwenden. Für die Beurteilung des Gefährdungspotentials müssen daher auch Gesichtspunkte wie z. B. Hauptaustragspfad etc. berücksichtigt werden.

Bei der Entscheidungsfindung müssen nutzungsbezogene Kriterien (z. B. Kinderspielplatz, landwirtschaftliche Nutzfläche oder Industriegebiet) ebenfalls entsprechend berücksichtigt werden.

6.3.2 Schadstoffspezifische Beurteilung

Im Gegensatz zur reinen Grenzwertbetrachtung wird bei der schadstoffspezifischen Beurteilung eine besondere Gewichtung auf die Mobilität und Toxizität sowie auf die Frage, ob es sich um Schadstoffe handelt, die sich im Organismus anreichern, gelegt.

Bei toxischen Schadstoffen, die sich zusätzlich auch noch im menschlichen Körper anreichern, ist besondere Aufmerksamkeit geboten. Durch Schwermetallvergiftungen wie durch Cadmium und Quecksilber werden die Itai-Itai-Krankheit (führt u. a. zu Gelenkbeschwerden, Skelettdeformationen und Spontanfrakturen) bzw. die Minamata-Krankheit (führt u. a. zu Gefühlverlust in den Extremitäten, Bewegungsstörungen und Gehörschäden) ausgelöst.

6.4 Machbarkeitsstudie

Aufgabe der Machbarkeitsstudie ist die technische Vorbereitung eines Sanierungskonzeptes, das sich auf das jeweilige Sanierungsziel bezieht.

Die Machbarkeitsstudie, die anhand der Ergebnisse der Sanierungsuntersuchung erarbeitet wird, muß alternative Lösungen zur Auswahl stellen und soll aus der Vielfalt möglicher Verfahren und ihrer Kombinationen jene herausarbeiten, mit denen das Sanierungsziel zu erreichen ist.

Dabei sind insbesondere zu berücksichtigen:

- Eignung der vorgesehenen Verfahrensschritte zur Gewährleistung von Zielvorgaben im Hinblick auf das Schadstoffspektrum und die -verteilung; hierbei sind die Wechselwirkungen mit Gerät und Werkstoffen einzubeziehen
- Beherrschbarkeit und Betriebssicherheit einschließlich Einhaltung von Arbeitsschutzauflagen
- Überwachbarkeit des Sanierungsprozesses
- Nachsorgemaßnahmen einschließlich ihrer Überwachbarkeit
- Zeitablauf
- Kosten.

Es sollte ferner die Risikoabschätzung ein obligatorischer Bestandteil der Machbarkeitsstudie werden.

Die Machbarkeitsstudie sollte bei der Erarbeitung der verschiedenen alternativen Sanierungsvorschläge grundsätzlich sowohl auf Sicherungs- als auch auf Dekontaminationslösungen eingehen, sie unter- und miteinander vergleichen und sinnvoll verknüpfen. (SRU, 1989)

Wird nach Durchführung einer Gefährdungsabschätzung festgestellt, daß eine Sanierung des untersuchten Materials oder des Standortes notwendig ist, muß ein geeignetes Sanierungsverfahren festgelegt werden. Es gilt ein Verfahren ausfindig zu machen, das die im folgenden genannten Ziele

einhält. Gegebenenfalls müssen unter Berücksichtigung sämtlicher verfügbarer Standortdaten entsprechende Gewichtungen vorgenommen werden.

1. Verringerung des Gefährdungspotentials

- bodenspezifische Eignung der Technologie
- schadstoffspezifische Eignung der Technologie
- hohe Flexibilität bei vorhandenen Randbedingungen
- zuverlässige und einfache Kontrollmöglichkeiten

2. Verfügbarkeit der Verfahren

- entwicklungstechnische Verfügbarkeit
- zeitliche Verfügbarkeit, geringe Sanierungsdauer
- geringer Infrastruktur- und Flächenbedarf
- geringe Nutzungseinschränkungen

3. Minimierung der negativen Umweltauswirkungen

- geringe Belastungen durch Emissionen
- geringer Energie- und Stoffeinsatz
- Erhaltung der Eigenschaften des zu behandelnden Bodens
- geringe Beeinträchtigung durch Grundwasserabsenkungen
- geringe Reststoffmengen, unproblematische Entsorgung

4. Sicherheit der Maßnahme

- Sicherheit bei der Entnahme
- Sicherheit bei der Behandlung
- Sicherheit bei Begleitmaßnahmen

6.5 Sanierungsplanung

Nach der Festlegung des Sanierungszieles für einen Schadensfall unter Berücksichtigung der Faktoren, wie z.B.:

- Standortverhältnisse
- Schadstoffpotential
- Ausbreitungsbedingungen der Kontamination
- Vorhandene bzw. geplante Nutzung

Sollte nach der Machbarkeitsstudie festgelegt werden, ob ein mikrobiologisches Sanierungsverfahren oder Verfahrenskombination verschiedener Technologien der Problematik des jeweiligen Schadensfalles gerecht werden kann, bzw. welche Sanierungsverfahren für den betrachteten Einzelfall nicht in Frage kommen.

Als Ergebnis der Vorauswahl sollten Angaben zur

- Anwendbarkeit und Wirksamkeit des Sanierungsverfahrens, bezogen auf den Einzelfall
- Verfügbarkeit und zeitlicher Ablauf
- Flächenbedarf
- Emissionen
- Mögliche Nebeneffekte oder Folgeprobleme sowie
- Erforderliche Nachsorge

gemacht werden können.

Die endgültige Auswahl eines bestimmten Sanierungsverfahren setzt eine detaillierte Prüfung der in die engere Auswahl gekommenen Sanierungsverfahren voraus. Hier sind besonders die folgenden Kriterien zu berücksichtigen (siehe auch Kapitel 11 Entscheidungshilfen):

- **Anwendbarkeit des Sanierungsverfahrens auf geologische und hydrogeologische Verhältnisse sowie auf Art und Konzentration der Schadstoffe im Untergrund**
 - ◆ Technischer Stand des Sanierungsverfahrens
 - ◆ Einsatzmöglichkeiten des Sanierungsverfahrens im Hinblick auf den konkreten Einzelfall bzw. die speziellen Standortgegebenheiten
 - ◆ Ermittlung des benötigten Flächenbedarfes z.B. bei on-site Verfahren für Maschinen, Anlagen, etc.
 - ◆ Prüfung der Zugänglichkeit des zu sanierenden Geländes (Eigentumsverhältnisse, Wegsamkeiten für Fahrzeuge)
 - ◆ Verfügbarkeit von Transportwegen für den Antransport der Anlagenteile und den Abtransport der anfallenden Reststoffe
 - ◆ Verfügbarkeit von Ableitungsmöglichkeiten anfallenden Prozeßwassers der mikrobiologischen on-site Verfahren (Kläranlage)
 - ◆ Voraussichtliche Sanierungsdauer bis zum Erreichen des festgelegten Sanierungszieles
 - ◆ Verfügbarkeit des Sanierungsverfahrens für den Sanierungszeitraum
- **Prüfung des ausgewählten Sanierungsverfahrens im Hinblick auf die Erreichbarkeit des festgesetzten Sanierungszieles**
 - ◆ Hierbei ist zu prüfen, welche Restkonzentrationen nach Einsatz des mikrobiologischen Sanierungsverfahrens verbleiben und ob diese tolerierbar sind
- **Bewertung der Umweltverträglichkeit des ausgewählten Sanierungsverfahrens**

Es sollten die umweltrelevanten Auswirkungen des Sanierungsverfahrens unter folgenden Gesichtspunkten untersucht werden

 - ◆ Auftreten möglicher Emissionen z.B. Gase, Abwasser, Lärm etc. im Hinblick auf die Grundbelastung im Umfeld des Schadensfalles
 - ◆ Verlagerung der Schadstoffe in eine anderes Medium (z.B. vom Wasser in die Luft)
 - ◆ Nutzungsbeschränkungen durch die Sanierungsmaßnahmen und nach Abschluß durch dauerhaft installierte Einrichtungen u.a. wie Abwehrbrunnen

Bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit mikrobiologischer Sanierungsverfahren stehen weiterhin folgende Aspekte im Vordergrund

- ◆ In-situ Sanierung der gesättigten Zone
 - ❖ Vollständige Erfassung des kontaminierten Grundwasserstromes sowie
 - ❖ Behandlung und Verbleib des kontaminierten Prozeßwassers
 - ❖ Umweltverträglichkeit der zudosierten Behandlungsgemische bzw. -lösungen
- ◆ ex-situ Sanierung
 - ❖ Umweltbelastung durch Auskofferung, Transport und Behandlung des kontaminierten Materials
- **Prüfung der rechtlichen Erfordernisse für die Anwendung mikrobiologischer Sanierungsverfahren**
- **Kosten-Nutzen-Analyse zur Dokumentation der Wirtschaftlichkeit des geplanten Sanierungsverfahrens**

6.6 Sanierungsüberwachung

Während einer laufenden Sanierung kommen verschiedene Überwachungsprogramme zum Einsatz, die sowohl von den Fachbehörden in Form einer Fremdüberwachung als auch von den beauftragten Sanierungsfirmen als Eigenkontrolle angewendet werden.

Im Rahmen der verschiedenen Überwachungsprogramme werden stichprobenartig oder kontinuierlich Proben des zu sanierenden Schutzgutes (Boden, Grundwasser, Oberflächengewässer und Bodenluft) gezogen und einer im Untersuchungsprogramm festgelegten Analytik zugeführt.

Anhand der ermittelten Analysewerte erfolgt die Qualitätskontrolle des angewandten Sanierungsverfahrens. Zusätzlich wird der Sanierungserfolg dokumentiert und die Basis für die spätere Abrechnung geschaffen.

6.6.1 Boden

Bei der Sanierung von kontaminierten Böden erfolgt vielfach die Beprobung und Analytik vor und nach der Dekontaminierung des Erdreichs.

Bei Off-site-Verfahren erfolgt im Regelfall eine Deklarationsanalyse der zur Sanierung angelieferten Chargen. Die Eingangsanalytik stellt sicher, daß der angelieferte kontaminierte Boden in seiner Schadstoffzusammensetzung den in der Sanierungsplanung ermittelten Schadstoffbelastungen entspricht und somit für das eingesetzte Sanierungsverfahren geeignet ist.

Die Deklarationsanalytik erfolgt normalerweise bei allen Off-site-Verfahren, in denen das kontaminierte Erdreich vom Schadensherd abtransportiert und gesondert saniert wird (z. B. in speziell dafür vorgesehenen Recyclingzentren).

Bei **mikrobiologischen Sanierungen** und Verfahren der Bodenspülung mit oberflächenaktiven Substanzen werden im allgemeinen auch Proben aus dem laufenden Sanierungsprozeß entnommen und analysiert. Anhand der ermittelten Ergebnisse gewinnt man einen Überblick über den bisherigen Sanierungsverlauf (erreichter Reinigungsgrad).

Die Sanierungsüberwachung dient überwiegend der Steuerung des angewandten Verfahrens. Bei nicht zufriedenstellenden Sanierungsverläufen kann somit noch steuernd in den laufenden Sanierungsprozeß eingegriffen werden. Dies kann z. B. durch Zugabe von Detergenzien, speziellen Nährlösungen und durch Optimierung der Milieufaktoren erreicht werden.

Bei der Off-site-Behandlung von Böden, die mit leichtflüchtigen Schadstoffen kontaminiert sind, ist eine meßtechnische Überwachung der Schadstoffemissionen in die Umgebungsluft unerlässlich.

Nach erfolgter Sanierung des Erdreichs ist das Erreichen des behördlich fixierten Sanierungszieles durch eine Abschlußbeprobung mit nachgeschalteter entsprechender Analytik zu dokumentieren. Erst jetzt kann mit behördlicher Zustimmung das gereinigte Erdreich einer weiteren Verwendung zugeführt werden.

6.6.2 Grundwasser

Bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer werden regelmäßig Grundwasserproben entnommen, die auf ihre Schadstoffbelastung analysiert werden. Die Untersuchungsparameter richten sich nach den in der Erkundungsphase festgestellten Verunreinigungen oder sind durch die Fachbehörden vorgegeben (z. B. Beprobung von Grundwasser im Abstrom von Deponien).

Für zu sanierende Grundwässer dient die Überwachung der Sanierungsmaßnahme als Qualitätskontrolle des eingesetzten Verfahrens. Beprobte werden u. a. das behandelte Grundwasser (z. B. über Stripkolonnen oder Abscheideanlagen geleitetes Grundwasser) sowie das im Abstrom des zu sanierenden Bereiches befindliche Grundwasser.

Je nach Ausmaß des Schadens sollte mindestens ein Grundwasserbeobachtungsbrunnen im Abstrom platziert werden, der die Funktion eines Kontrollbrunnens hat. Grundwasserproben aus diesem Kontrollbrunnen dürfen die vorgegebenen Sanierungszielwerte nicht überschreiten.

Sollten im Rahmen der regelmäßigen Kontrollbeprobung und Kontrollanalytik Überschreitungen der vorgegebenen Sanierungszielwerte festgestellt werden, muß durch geeignete technische

Maßnahmen (z. B. Einrichtung zusätzlicher Abwehrbrunnen, Erhöhung der Förderraten etc.) das Erreichen des Sanierungszielwertes gewährleistet werden.

Ein Sonderfall in der Grundwassersanierung ist die kontinuierliche Überwachung von Altstandorten oder Altdeponien in Form von z. B. vierteljährlich durchzuführenden Kontrollbeprobungen. Anhand dieser Kontrollbeprobungen werden Veränderungen der hydrologischen Gegebenheiten registriert und dokumentiert.

Wenn im zeitlichen Verlauf der Beprobung und Analytik keine deutlichen Veränderungen der gemessenen Schadstoffgehalte festgestellt werden und die hydrogeologischen Randbedingungen eine sofortige Sanierung des Grundwassers nicht zwingend erfordern, kann die regelmäßige und kontinuierliche Überwachung des Grundwassers die eigentliche Sanierung nicht erforderlich machen.

7 Bodensanierungsmethoden

7.1 Methodenübersicht

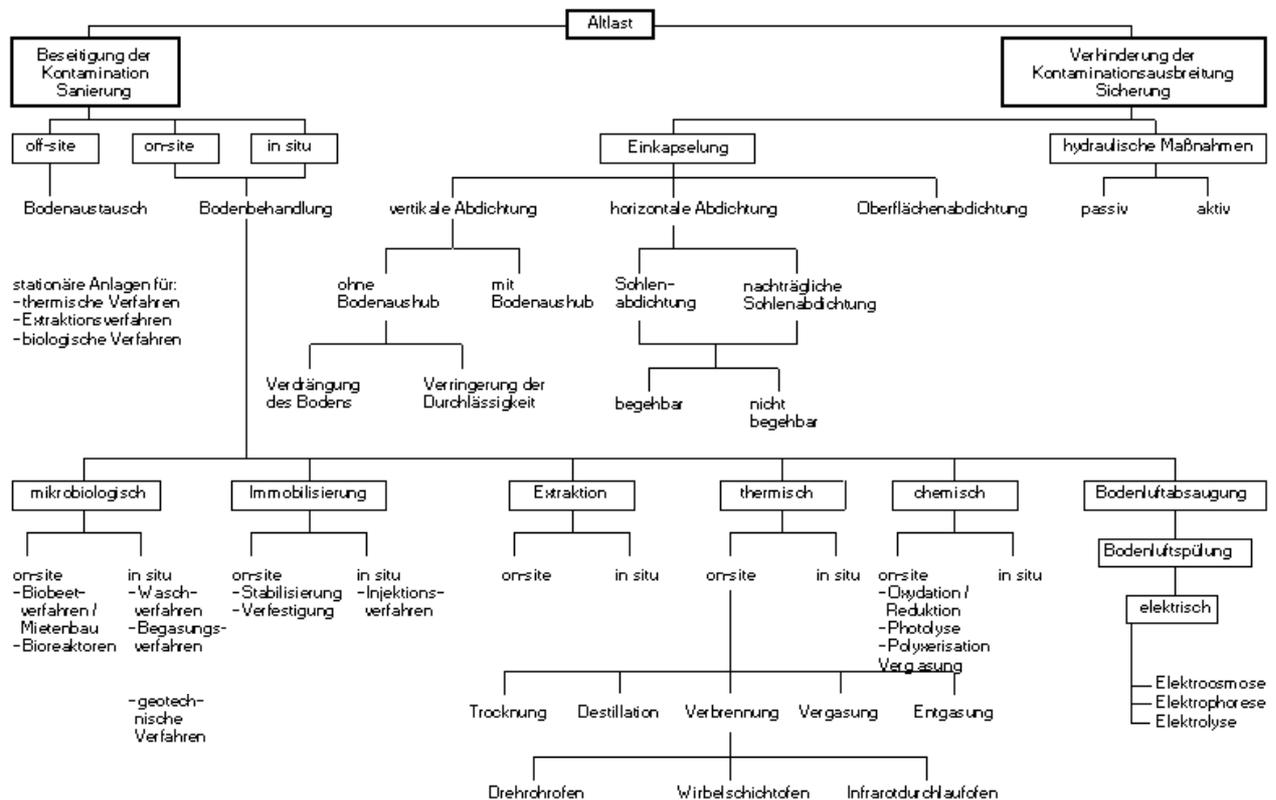


Abbildung 12: Schema der Bodensanierungsverfahren (Wille, 1993)

7.2 Methodenvorauswahl anhand der Schadstoffart

7.2.1 Organische Verbindungen

Die meisten einfacher strukturierten organischen Verbindungen wie Öle, Benzine und Fette sind sehr gut biologisch abbaubar und auswaschbar. Bei der Bodenwäsche kommt es jedoch sehr stark auf die Bodenstruktur an. Extrem feinkörnige Böden lassen sich sehr schlecht waschen.

Kompliziertere Verbindungen wie Ringe oder stark verzweigte, große Moleküle sind biologisch nur sehr schwer, oftmals auch nur mit speziell angezüchteten Organismen abbaubar. Sie lassen sich jedoch zum Teil mit Tensiden oder Hochdruck gut herauswaschen beziehungsweise sehr gut verbrennen.

Sind sehr große Flächen mit organischen Verbindungen verunreinigt, ist eine biologische In-situ-Sanierung zu empfehlen. Die Reinigungszeiträume können dann jedoch sehr lang sein. Eine In-situ-Bodenwäsche beziehungsweise Bodenspülung kann die Kontamination gegebenenfalls verringern, jedoch nicht komplett herauslösen. Bei der In-situ-Wäsche können weder große Mengen an Tensiden

noch Hochdruck eingesetzt werden. Da organische Verbindungen in der Regel nicht wasserlöslich sind, kann im Extremfall höchstens eine Kombination aus Spülung und Biologie eingesetzt werden. Für leichtflüchtige Substanzen sollte die Bodenluftabsaugung beziehungsweise Strippung eingesetzt werden.

7.2.2 Halogenierte organische Verbindungen

Halogenierte organische Verbindungen wie zum Beispiel chlorierte Insektizide, Polychlorierte Biphenyle (PCBs), Dibenzodioxine oder Dibenzofurane sind im Regelfall sehr schlecht bis gar nicht biologisch abbaubar. Die Einsatzmöglichkeit einer Bodenwäsche ist wiederum auch von einigen Bodenparametern abhängig und im Einzelfall zu prüfen, gegebenenfalls muß mehrmals gewaschen werden. Die thermische Behandlung der Böden ist oft die letzte Möglichkeit. In diesem Fall ist sie jedoch auch umstritten. Bei zu niedrigen Verbrennungstemperaturen (400 bis 500 °C) besteht die Gefahr, daß in Anwesenheit anderer Kohlenwasserstoffe und Metalle (Katalysatoren) hochtoxische Verbindungen wie Dioxine und Furane gebildet werden. Großflächige Kontaminationen sind ähnlich wie organische Verbindungen zu behandeln.

7.2.3 Schwermetalle

Schwermetalle sind nicht biologisch abbaubar und nicht verbrennbar. Sie können nur ausgewaschen und anschließend aus dem Waschwasser gefällt werden. Schwermetalle lösen sich im saurem Milieu und sind im alkalischen als Hydroxide oder als Sulfide fällbar. In vielen Waschanlagen werden die Waschwässer biologisch gereinigt. In diesem Fall muß das Konzept geändert werden.

Großflächige Kontaminationen (z. B. Quecksilberverunreinigungen ganzer Regionen durch Sicherheitsfackeln in Naßgasleitungen bei der Erdgasgewinnung) sind äußerst problematisch. Die Gefahr bei großflächigen Schwermetallkontaminationen (z. B. auf Kasernengeländen) liegt besonders im sauren Regen, der die Schwermetalle nach und nach auflöst und ins Grundwasser treibt.

Es gibt einige Pflanzenarten wie den »Russischen Knöterich«, die in der Lage sind, Schwermetalle über ihre Wurzeln in den oberirdischen Teil aufzunehmen und zu speichern.

Durch Kompostierung kann gegebenenfalls das Volumen des Pflanzenmaterials verringert werden. Das Verfahren ist sehr mühsam, zeit- und kostenintensiv und muß über mehrere Wachstumsperioden wiederholt werden.

7.2.4 Anorganische Verbindungen

Anorganische Verbindungen wie Stickstoffe, Cyanide, Schwefel- und Phosphorverbindungen sind sehr gut wasserlöslich und daher für die Bodenwäsche sehr gut geeignet. Biologisch lassen sich anorganische Verbindungen im Regelfall auch gut abbauen. Schwefel wird von einigen Organismen jedoch »nur« in die Zellsubstanz eingelagert und nicht komplett verstoffwechselt.

Thermisch können einige Substanzen aufoxidiert werden und damit in die Gasphase überführt werden, sie sind jedoch im Regelfall nicht gut brennbar. Bei sehr hohen Verbrennungstemperaturen können anorganische Verbindungen durch Versinterungsprozesse (Bildung neuer Mineralstoffe) immobilisiert werden.

Großflächige Verunreinigungen sollten durch In-situ-Spülung, gegebenenfalls in Kombination mit einer biologischen In-situ-Reinigung beseitigt werden.

7.3 Mikrobiologische Sanierungsmaßnahmen

Die mikrobiologische Bodensanierung beruht auf dem Schadstoffabbauverhalten natürlicher Mikroorganismen, also auf dem Selbstreinigungsprinzip. Unter günstigen Bedingungen setzen die Bodenorganismen vorhandene organische Verbindungen zu Kohlendioxid, Wasser, Biomasse und

Bodenumus um. Sie nutzen Schadstoffe als Substrat; d. h. als Energie- und Kohlenstoffquelle für ihren Stoffwechsel. Der Abbau wird durch Optimierung des Bodenmilieus (z. B. durch Zugabe von Nährstoffen) beschleunigt. In zahlreichen Sanierungsverfahren werden dem kontaminierten Erdmaterial Mikroorganismen in Form von Reinkulturen, angereicherten Mischkulturen oder »natürlichen« Zuschlagstoffen zugeführt. Dieses Vorgehen dient dem Zweck, die vorhandenen Bodeneigenschaften mit besonderen Abbauleistungen zu ergänzen oder das Milieu für die Entfaltung der autochthonen Mikroflora zu optimieren.

Die gängigen Verfahren greifen dafür auf eine oder mehrere der folgenden Maßnahmen zurück:

- Anregung der im Boden lebenden Mikroorganismen durch **Zufuhr von Sauerstoff und Nährstoffen**,
- Verbesserung der Umgebungsbedingungen durch **Einstellung von Feuchtigkeit und pH**,
- Zusätze zur **Erhöhung der Bioverfügbarkeit** von Schadstoffen,
- **Zugabe von Starterkulturen** (Bakterien, Pilze),
- **Homogenisierung und Auflockerung des Bodens**.

Die folgenden Verfahrensbeschreibungen sind beispielhaft für die Vielzahl der heute eingesetzten Techniken aufgeführt. Zwischen den einzelnen charakteristischen Verfahrenstypen gibt es fließende Übergänge.

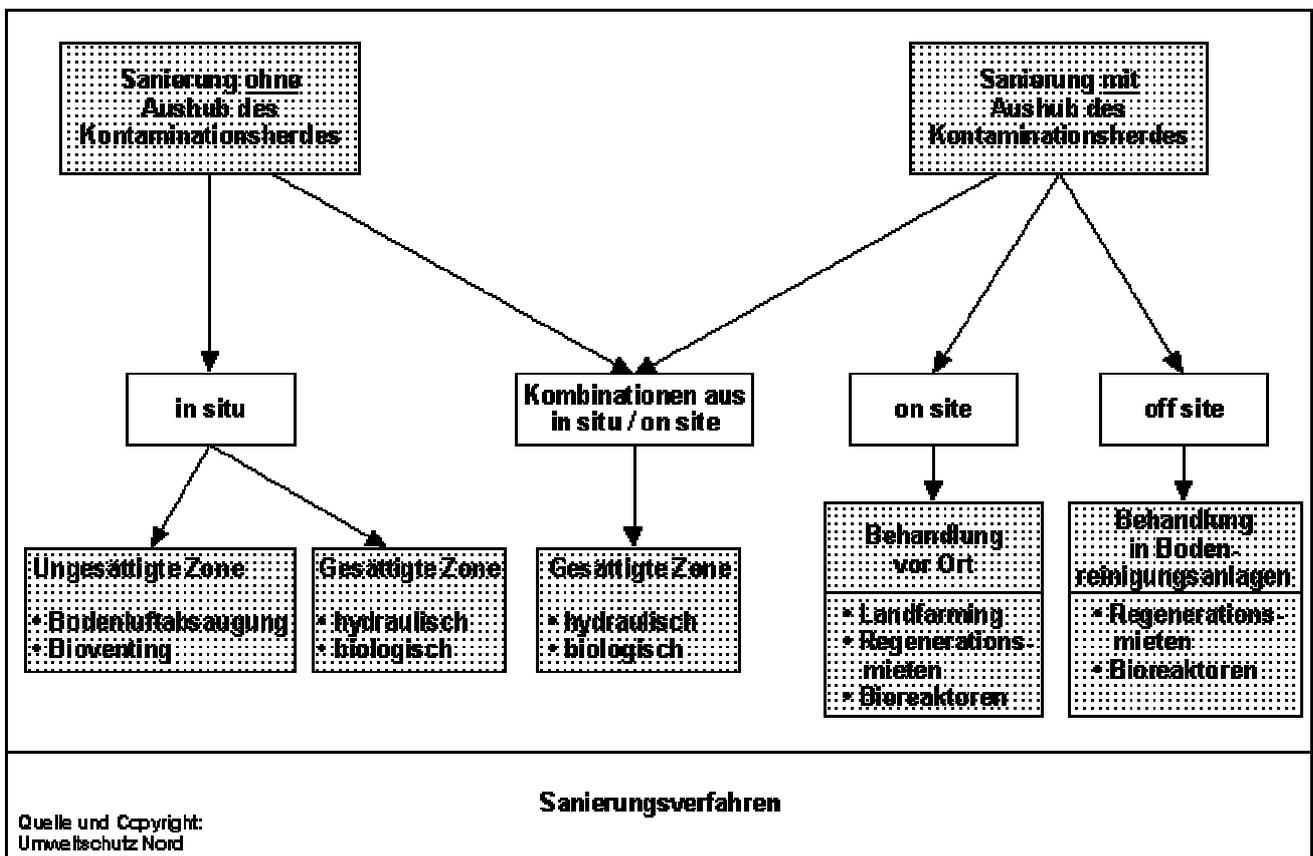


Abbildung 13: Mikrobiologische Sanierungsverfahren

7.3.1 In-situ-Verfahren

Die mikrobiologische In-situ-Sanierung umfaßt alle Verfahren, bei denen die Untergrundkontamination an Ort und Stelle durch mikrobiellen Abbau beseitigt wird bzw. eine hydraulische In-situ-Sanierung durch mikrobiellen Abbau ergänzt wird.

In der Praxis haben sich dabei drei grundlegende Verfahrenstypen durchgesetzt:

1. **Versorgung** der bereits im Boden befindlichen schadstoffabbauenden Mikroflora mit den **entsprechenden Nährstoffen** einschließlich der Versorgung mit Sauerstoff.
2. Zusätze zur **Erhöhung der Bioverfügbarkeit** von Schadstoffen
3. **Zugabe von angezüchteten Mikroorganismen**. Diese können entweder
 - als schadstoffabbauende Mischkultur aus Bodenproben des zu sanierenden Bereiches isoliert werden; im weiteren Sanierungsverlauf wird die so isolierte und angepaßte Mischkultur im Labor angezüchtet und in den Sanierungsbereich infiltriert; darüber hinaus wird die Nährstoffversorgung analog zu 1. sichergestellt oder
 - an anderen Standorten gewonnene und angezüchtete Mischkulturen sein. Die Nährstoffversorgung erfolgt analog Nummer 1.

7.3.2 Landfarming

Unter dem Begriff »Landfarming« werden Flachbeete angelegt und landwirtschaftlich bearbeitet, ohne daß eine Verdünnung mit unbelastetem Boden vorausgeht.

Auf einer Basisabdichtung aus Folie, Beton oder Ton wird der kontaminierte, von Steinen befreite Boden in einer Schichtdicke von etwa 0,4 m breitflächig ausgebracht. Höher geschichtete Beete sind nicht mehr mit landwirtschaftlichen Geräten zu befahren. Die Bearbeitung erfolgt durch Pflügen, Eggen, Fräsen und/oder Einsaat von Pflanzen. Nährstoffe und Suspensionen werden zum Teil verrieselt oder versprüht.

Abdeckungen sind nicht üblich, mit Ausnahme einer möglichen Bepflanzung.

7.3.3 Biobeetverfahren

Das Biobeetverfahren ist ein Feuchtverfahren und eine technische Weiterentwicklung des Landfarming zur mikrobiellen Reinigung größerer Bodenmengen. Auf einer zu einer Art Wanne ausgebildeten Basisabdichtung aus Folie (und Beton) wird der kontaminierte, von Steinen befreite Boden eingelagert. Notwendig ist das Anlegen einer Drainageschicht.

Zusätzlich kann eine im Gegenstrom arbeitende Belüftung installiert sein. Zu diesem Zweck wird Umgebungsluft durch das Beet geblasen oder unter angelegtem Vakuum gezogen (Vakuumpumpe oder gleichmäßig im Erdreich verlegte perforierte Schläuche). Die durchströmende Luft sowie die in der Halle oder im Zelt befindliche Luft kann mittels Bio- oder Aktivkohlefilter geleitet und gereinigt werden.

7.3.4 Mietenverfahren

Regenerationsmieten sind in der Regel Trockenverfahren (ca. 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität), so daß kein Sickerwasser anfällt. Das Prinzip beruht auf dem Anlegen von Mieten, vergleichbar der Kompostierung organischer Abfallstoffe. Zusätzlich erfolgt beim dynamischen Mietenverfahren ein mechanischer Aufschluß des Bodens durch das wiederholte Umwälzen der Mieten. Hierdurch wird die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe erhöht und die Kontamination intensiv mit Mikroorganismen, Nährstoffen, Wasser und Luft in Kontakt gebracht.

Zur Anwendung kommen Trapez-, Rechteck- oder Pyramidenform. Die Höhe variiert von 0,80 m bis zu 2,00 m, wobei häufig lagenweises Aufbringen (Boden abwechselnd mit Strukturbildnern) angewandt wird. Bei dynamischen Mieten kann die Höhe deutlich über 2,00 m ansteigen, wenn häufig umgewendet wird. Organische Strukturverbesserer können von vornherein zugeschlagen oder lagenweise eingebaut werden. Neben dem Schutz des Untergrundes durch Folien oder adsorptives Material kann mit luftdurchlässiger Folie abgedeckt oder in Zelten und Hallen eingehaust werden.

Eine zusätzliche Belüftung in den Bearbeitungsintervallen ist bei dynamischen Mietenverfahren nicht üblich, bei stationären Mietenverfahren kann zusätzlich eine im Gegenstrom arbeitende Belüftung

installiert sein. Die durchströmende Luft kann mittels Bio- oder Aktivkohlefilter geleitet und gereinigt werden.

7.3.5 Feststoffreaktorverfahren

Bioreaktoren sind in sich geschlossene Behälter zur Behandlung kontaminierten Bodens. Alle Ausgasungen werden vollständig aufgefangen. Die Vorbereitung des Bodens ist vergleichbar mit den Mietenverfahren, erfordert jedoch entsprechende Emissionsschutzmaßnahmen. Ziel des Einsatzes von Bioreaktoren ist die Beschleunigung der Abbauprozesse, Verbesserung des Reinigungsgrades und die Erweiterung der Schadstoffpalette.

Das Prinzip der Feststoffreaktoren beruht auf dem mechanischen Aufschluß des Bodens und einer intensiven Mischung der Komponenten (Kontaminanten, Mikroorganismen, Nährstoffe, Wasser, Luft). Hierdurch werden Bioverfügbarkeit und Abbaurate erhöht. Zuschlagstoffe wie organische Strukturverbesserer sind nicht notwendig.

Die Belüftung kann aktiv über Gebläse oder passiv durch Absaugung erfolgen. Der Luftstrom muß über Aktivkohle bzw. Biofilter geleitet und gereinigt werden.

7.3.6 Suspensionsreaktorverfahren

Suspensionsbioreaktoren arbeiten mit einem Wassergehalt von mindestens 100 %; d. h. Boden und Wasser sind etwa im Verhältnis 1:1 gemischt. Ziel des Reaktoreinsatzes ist die Beschleunigung der Abbauprozesse, die Verbesserung des Reinigungsgrades bei hohen Konzentrationen und die Erweiterung der Schadstoffpalette.

Das Prinzip der Suspensionsreaktoren beruht auf dem hydraulischen Aufschluß des Bodens und einer intensiven Mischung der Komponenten (Kontaminanten, Mikroorganismen, Nährstoffe, Wasser und Luft). Sie entsprechen am meisten den Fermentern aus der biotechnologischen Produktion.

Überschüssiges Prozeßwasser enthält neben den Kontaminanten auch eine hohe Konzentration an Mikroorganismen und muß dementsprechend behandelt werden. Alternativ ist eine Trocknung des Materials möglich. Zum Teil sind weitere Nachbehandlungsschritte (Regenerationsmiete oder flächige Ausbringung mit Bepflanzung) erforderlich.

Die Belüftung ist wegen der Problematik des Stoffüberganges (Sauerstoff/Wasser) sehr aufwendig. Der Luftstrom muß über Abluftreinigungsanlagen (z. B. Aktivkohle) geleitet und gereinigt werden.

8 Anwendungsbereich mikrobiologischer Bodensanierungsverfahren

8.1 Abbaubarkeit

Im Labormaßstab unter optimalen Bedingungen und unter Verwendung von Reinsubstanzen haben sich bisher fast alle Substanzen und Schadstoffe als abbaubar erwiesen, sogar vielkernige polyzyklische Aromaten (PAKs), polychlorierte Biphenyle (PCBs) und Dioxine. Für viele dieser Substanzen sind die Abbaupfade partiell oder komplett einschließlich der beteiligten Enzyme und ihrer Gene aufgeklärt.

Abbau- und Eliminierungsprozesse \ Kontaminanten		Aliphaten	Aromaten	Phenole	PAK	LCKW	Cl-Phenole	Schwerfl. Cl-Verb.	PCBs	Dioxine Furane	Ammonium Cyanide	Schwermet alle
Mögliche Endstufen	Mineralisierung										NO3	
	Teilabbau											
	Umbau	?				?			?			
	Polymerisationsprodukte	?							?			
Bedingungen des Abbaus	Aerob											
	Aneerob											
	Denitrifizierend											
	Wachstumssubstrat											
	Cometabolisch											
Mikroorganismen	Ein Organismus											
	Mehrere (Synergismus)					?						
	Natürliche Gemeinschaft											
	Spezialkulturen											
Limitierung des biologischen Abbaus durch	H2O-Löslichkeit											
	Sorption			?								
	Toxische Konzentration								?	?		
	Metabolite				?	HCl			?	?		
Abbaubarkeit limitiert durch	Molekülgröße											
	Zahl der CH3-Gruppen											
	Zahl der Cl-Atome											
	Molekülstruktur allgemein											
Abiotische Elimination	Flüchtigkeit											
	Bindung an Partikel			?		?						
	Photolyse					?						
	Undefinierte Prozesse	?	?	?	?	?						?

Ja bzw. wichtig Möglich bzw. kaum wichtig
 Nein bzw. normalerweise unwichtig

Tabelle 7: Faktoren für Möglichkeiten und Grenzen mikrobiologischer Sanierung

Die Umsetzung dieser Kenntnisse in die praktische Anwendung ist für viele Substanzklassen bisher nicht erfolgt, da die Bedingungen vor Ort in keiner Weise mit den idealisierten Laborbedingungen, unter denen der Abbau nachgewiesen wurde, übereinstimmen. Die Aussage, daß ein Stoff biologisch abbaubar ist, bedeutet nicht, daß er unter realen Bedingungen einer biologischen Degradation unterzogen werden kann.

Anderslautende Hinweise in der Literatur über erfolgreich durchgeführte biologische Sanierungen von Problemsubstanzen halten einer kritischen wissenschaftlichen Überprüfung selten stand.

Die folgende Tabelle faßt die prinzipiellen Einsatzmöglichkeiten für biologische Verfahren nach dem heutigen Stand der Technik zusammen.

Stoffgruppe	Bewertung
Mineralölprodukte	+
Phenole	+
BTEX	+
PAK	+ / -
niedrig halogenierte Verbindungen	+ / -
Nitroaromate	+ / -
Metalle	-
hochhalogenierte Verbindungen	-
PCB	-
Dioxine	-

Tabelle 8: Anwendbarkeit biologischer Verfahren für Kontaminationen

Viele organische Verbindungen im Boden oder Grundwasser werden auf natürlichem Wege durch biologische oder nicht biologische Prozesse abgebaut. Die Abbaurrate wird von 2 Faktoren bestimmt: den Verbindungen selbst und den Umgebungsbedingungen.

Wenn Ölprodukte in die Umwelt gelangen, unterliegen sie den verschiedensten Verwitterungsprozessen (z.B. mikrobiologischer Abbau), welche die chemischen und physikalischen Eigenschaften verändern. Der mikrobiologische Abbau von Kohlenwasserstoffen ist bereits seit Ende des vorigen Jahrhunderts bekannt. Die chemische Zusammensetzung von Rohölen und deren verschiedene, raffinierte Produkte ist sehr komplex und stellt eine große Herausforderung für die Mikroorganismen dar. Eine Mineralölkontamination kann nie vollständig umgesetzt werden. Extensiver Abbau eines Ölgemisches erfordert im allgemeinen das Zusammenspiel verschiedenster Arten von Mikroorganismen.

Eine Reihe von Faktoren sind für das Abbaupotential und die Abbaugeschwindigkeit einer Kohlenwasserstoffmischung (Mineralölkontamination) von Bedeutung: z.B.

- qualitative Zusammensetzung des Öls,
- strukturelle Parameter (Molekulargewicht, Molekularstruktur, Sättigungsgrad, Kondensationsgrad, Substitutionsgrad und Position der Substituenten),
- die „Umgebung“ - ungesättigte/gesättigte Zone, Temperatur, pH-Wert usw., physikalischer Zustand der Kontamination, Verfügbarkeit von Sauerstoff und Nährstoff (besonders N und P) für die Mikroorganismen, ausreichende Versorgung und Mikronährstoffen wie S, Zn, Mg, K und Fe (Metalle - für die enzymatische Aktivität der Mikroorganismen) usw.

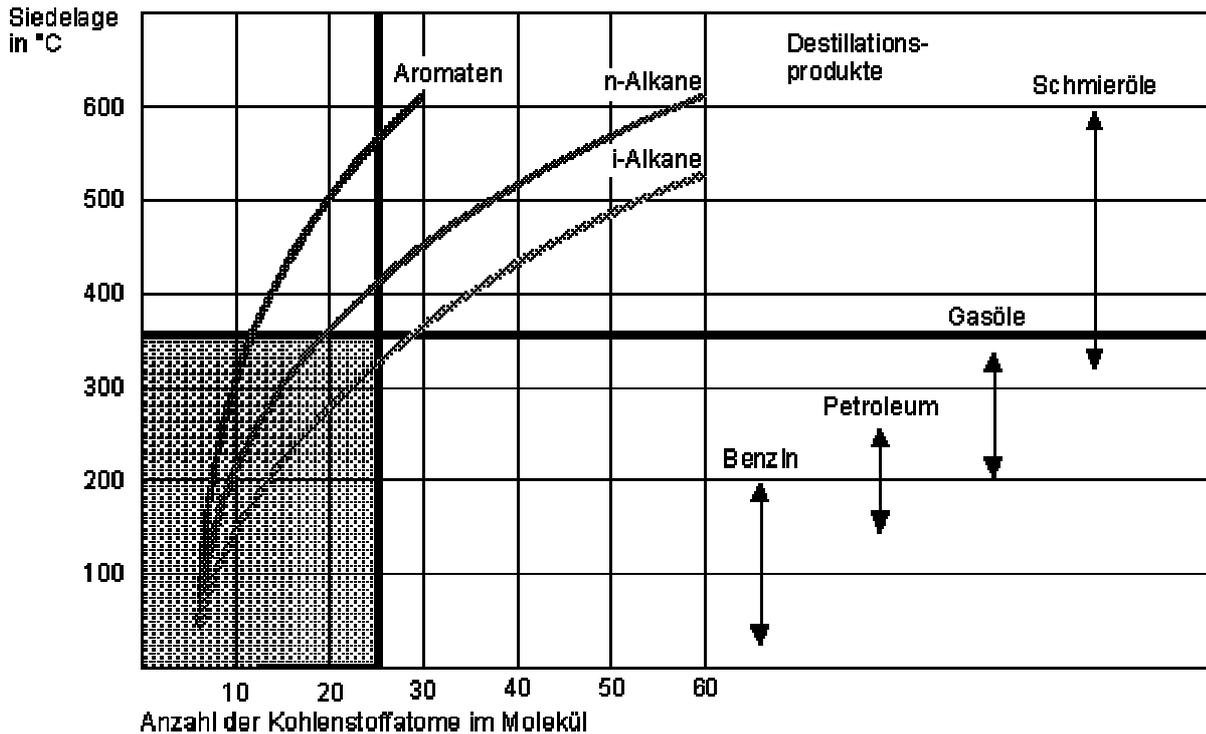


Abbildung 14: Molekülgröße und Siedepunkt

Die Einflüsse und Bedeutung der verschiedenen Einzelparameter sind weitgehend untersucht. Schwierig vorhersehbar sind hingegen die Interaktionen und die Wechselwirkungen der einzelnen Parameter.

- Kohlenwasserstoffe in einem komplexen Gemisch wie z.B. Öl, werden von den Mikroorganismen gleichzeitig angegriffen und abgebaut, doch die Abbaugeschwindigkeit der verschiedenen Inhaltsstoffe kann sehr variieren.
- Der Abbau der Ölinhaltsstoffe verläuft sehr unterschiedlich. Dies führt zu einem sequentiellen Verschwinden einiger Komponenten, welches sich auf die Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation auswirkt.
- Die Anwesenheit einzelner Kohlenwasserstoffe kann den Abbau anderer Kohlenwasserstoffe sowohl positiv (Co-Metabolismus) als auch negativ (Toxizität) beeinflussen.
- Die Verwertung von C_1 - C_4 Alkanen bleibt einigen spezialisierten Arten vorbehalten, Alkane im C_5 - C_9 Bereich sind für viele Mikroorganismen toxisch, sie können jedoch von einigen abgebaut werden. Alkane von C_{10} - C_{22} sind meist relativ leicht abbaubar. Höhere Alkane liegen meist als Feststoffe (Wachse) vor und sind schwer abbaubar. Man hat jedoch einen langsamen Abbau von n-Alkanen bis C_{44} beobachtet.
- Isoalkane sind im Vergleich zu den n-Alkanen schlechter abbaubar, da Methylverzweigungen die Biodegradation hemmen, oder sogar ganz abbrechen können.
- Olefine sind im allgemeinen toxischer und, zumindest unter aeroben Bedingungen, schlechter verwertbar, als die korrespondierenden Alkane.
- Monoaromatische Verbindungen können, je nach Konzentration, toxisch sein. Bei geringen Mengen kann jedoch ein schneller Abbau erfolgen. Kondensierte Polyaromate mit zwei oder vier Ringen können abgebaut werden, die Abbaugeschwindigkeit nimmt jedoch mit steigendem

Kondensationsgrad ab. Kondensierte Polyaromate mit fünf oder mehr Ringen sind schlecht für den mikrobiologischen Abbau geeignet (doch die aromatischen Kohlenwasserstoffe BTEX und Naphtalin werden unter aeroben Bedingungen leicht abgebaut).

- Niedermolekulare Cykloalkane sind in wenigen Fällen als Substrat geeignet. Bei geringen Konzentrationen werden Cykloalkane nur mäßig abgebaut. Hochkondensierte Cykloalkane sind sehr widerstandsfähig.
- Heterozyklische NSO-(Stickstoff, Schwefel, Sauerstoff) Komponenten können, wenn sie nicht hochkondensiert sind, eingeschränkt mikrobiologisch metabolisiert werden. Hochkondensierte Asphaltene hingegen sind schwer abzubauen.

Die Abbaugeschwindigkeit hängt von der Konzentration der Mikroorganismen, welche die verschiedenen Kohlenwasserstoffe metabolisieren können und von den Charakteristika der Umgebung der Ölkontamination ab. Mineralöl ist ein Vielkomponentengemisch, wobei jede Komponente mit verschiedener Geschwindigkeit abgebaut wird - einige schnell, einige langsam, einige überhaupt nicht.

Aufgrund der umfangreichen, komplexen Bedingungen, die den mikrobiologischen Abbau von Mineralölen beeinflussen, können kaum absolute Vergleiche zwischen Abbauraten durchgeführt werden.

8.2 Aktivität und Artenspektrum

In den Lebensräumen Boden und Grundwasser bestimmen im wesentlichen die gleichen Milieufaktoren die Aktivität und das Artenspektrum der Mikroorganismen.

Die Beziehung zwischen abiotischen Milieufaktoren, heterotrophen Mikroorganismen, Wachstum, d.h. Zunahme der Biomasse und Abbaugeschwindigkeit läßt sich wie folgt zusammenfassen:

Milieufaktor		Mikroorganismen	Wachstum	Abbau C _{org.}
Sauerstoff	vorhanden	Aerobier, fakultativ Anaerobe	+	+
	fehlend	Aerobier, fakultativ Anaerobe	+	+
Temperatur	< + 15 °C		+/-	+/-
	> + 15 °C		+	+
pH-Wert	> pH 7	Bakterien dominieren	Bakterien +	Bakterien +
	< pH 7 < pH 5	Pilze nehmen zu Pilze dominieren	Bakterien meist -	Bakterien meist -
Mineralsalze	ausreichend		+	+
	Mangel		-	-
Wassergehalt des Bodens	ausreichend		+	+
	Mangel zu hoch		- -	- -
organische Nährstoffe	ausreichend		+	+
	Mangel		-	-
Kontaminanten	abbaubar		+	+
	nicht abbaubar		-	-
	schlecht bis wasserunlöslich		-	-
	Porenräume verstopfend		-	-
	in höheren Konzentrationen toxisch		-	-

Tabelle 9: Milieufaktoren

Hier zeigt sich der Einfluß von abiotischen Milieufaktoren auf das Wachstum der Mikroorganismen – und damit die Geschwindigkeit des Abbaus organischer Substanzen. Für einen guten, d.h. schnellen

und weitgehend zu einer Mineralisierung führenden Abbau müssen möglichst viele Faktoren im Optimum sein.

8.3 Bodenstruktur

Die Anwendung dynamischer Verfahren erweitert das Spektrum der zu behandelnden Böden unter Berücksichtigung ihrer Struktur und Korngrößenverteilung. Auch in bindigen Böden, für die statische Verfahren nur bedingt oder gar nicht geeignet sind, läßt sich durch regelmäßige mechanische Bearbeitung eine homogene Sauerstoff- und Nährstoffversorgung sicherstellen.

Ausreichende Mikroporenräume werden gebildet, um der Bodenbiozönose die für die Metabolisierung notwendigen Voraussetzungen zu schaffen. Je nach Art der mechanischen Bearbeitung kann der Schadstoffabbau auch in feinstkörnigen Böden mit einem hohen Schluffanteil ohne Zuschlagstoffe und einer damit verbundenen Erhöhung des zu behandelnden Volumens ermöglicht werden.

Jedoch kann neben der nachteiligen Volumenvergrößerung der Zusatz der organischen Zuschlagstoffe die Bioverfügbarkeit der Schadstoffe herabsetzen.

Kf-Werte (m/s)	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁷	10 ⁻⁸	10 ⁻⁹	10 ⁻¹⁰	10 ⁻¹¹
Durchlässigkeitsbeiwert (m/s)	Kies, gleichkörnig										
	Kies, sandig mit wenig Feinkorn										
	Kies-Sand-Feinkorgemisch										
	Grobsand, gleichkörnig										
	Feinsand, gleichkörnig										
	Sand gut abgestuft und Sand kiesig										
	Sand mit Feinkorn										
	Schluff, geringplastisch										
	Schluff, mittel- bis hochplastisch										
	Ton, geringplastisch										
		Ton, mittel- bis hochplastisch									
				Schluff oder Ton, org.							
Bewertung der Durchlässigkeit nach DIN 18130	stark durchlässig			durchlässig		gering durchlässig		sehr gering durchlässig			



Abbildung 15: Durchlässigkeitsbeiwerte für einige Lockergesteinsarten

8.4 Bioverfügbarkeit

Die Bioverfügbarkeit ist ein entscheidendes Kriterium für den Abbau der Schadstoffe. In sehr bindigen Böden oder in Böden mit hohem Organikanteil kann die Verfügbarkeit so weit reduziert sein, daß Schadstoffe, die normalerweise sehr schnell einer Biodegradation unterzogen werden, von den Mikroorganismen nicht mehr aufgenommen werden.

Schadstoffe werden nur über die Wasserphase resorbiert. Je wasserunlöslicher eine Substanz ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, daß sie metabolisiert wird, d. h., desto langsamer verläuft die Umsetzung. Die chemisch-physikalischen Parameter - z. B. Desorptions-, Adsorptions- oder Diffusionsphänomene -, die auch von der Struktur und der Partikelgröße des Bodens abhängen, beeinflussen die Bioverfügbarkeit ebenso wie die Bindung der Kontaminanten an die organische Fracht des Bodens.

Der Einsatz von Tensiden zur Verbesserung der Löslichkeit und der Verfügbarkeit ist erwiesen. Es erscheint sinnvoll, die Synthese der Biotenside bodeneigener Mikroorganismen zu aktivieren bzw. Biomasse mit diesen Eigenschaften dem Boden zuzusetzen. Viele Organismen, die nachweislich Kohlenwasserstoffe metabolisieren, bilden diese Tenside, um ihre Nahrungsquelle optimal zu erschließen.

Wenn extern Tenside zugegeben werden sollen, ist die Wahl des Tensids von entscheidender Bedeutung. Das Tensid darf nicht bevorzugt abgebaut werden, es darf aber auch nicht persistieren. Im Einzelfall sind umfangreiche Versuche notwendig, um den geeigneten Lösungsvermittler für eine spezifische Schadstoff-Boden-Kombination zu finden und die Vorteile seiner Anwendung zu belegen.

8.5 Spezielle Voraussetzungen für in-situ Sanierung

Für die Anwendung des In-situ-Reinigungsverfahrens sind folgende zusätzliche Voraussetzungen nötig:

- Kluftgrundwasserleiter sind aufgrund der anisotropen Durchlässigkeit nicht geeignet, da die Gefahr einer Kontamination unbelasteter Grundwasserbereiche besteht.
- Geeignet sind Porengrundwasserleiter aufgrund ausreichender Durchlässigkeit des Bodens.
- Der Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens k_f muß größer 5×10^{-4} m/s sein.
- Es muß die Möglichkeit zur Errichtung eines Spülkreislaufes gegeben sein.
- Die Kontamination muß möglichst homogen im Boden verteilt sein.
- Schadstoffe müssen mobilisierbar und biologisch abbaubar sein.
- Die Verhinderung der Schadstoffausbreitung in Grundwasser und unkontaminierte Bodenbereiche muß unbedingt gewährleistet sein.

8.6 Verfahrensbewertung des mikrobiologischen In-situ-Sanierungsverfahren

Der Vorteil des In-situ-Verfahrens liegt in der einfachen Verfahrenstechnik und in der Tatsache, daß ein Aushub des Bodens nicht erforderlich ist. Das Verfahren ist daher als besonders umweltfreundlich zu bewerten, da keine ökologische Veränderung des Untergrunds erfolgt und bei vollständiger Mineralisierung keine Abfallstoffe entstehen.

Nachteilig sind folgende Punkte:

- Die Einstellung und insbesondere die Aufrechterhaltung optimaler Abbaubedingungen ist sehr schwierig.
- Das Verfahren ist stark witterungsabhängig. Lange Trockenperioden sowie Regenfälle führen zu starken Schwankungen in der Bodenfeuchte bzw. zur Auswaschung von Nährsalzen. Bei tieferen Temperaturen findet kein Abbau der Schadstoffe statt.
- Das Verfahren hat nur Aussicht auf Erfolg bei guten Voraussetzungen hinsichtlich Hydrogeologie, Grundwasserhydraulik und guter Abbaubarkeit der Schadstoffe.
- Unwirksamkeit bei toxischen Stoffen.
- Nebenwirkungen der zudosierten Nährstoffe sowie mikrobieller Metabolite im Boden sind weitgehend unerforscht.

In-situ-Verfahren sind nur für lokal und qualitativ begrenzte Schadensfälle anwendbar, bei denen ein guter biologischer Abbau zu erwarten ist und entsprechende Voraussetzungen gegeben sind. Der Zeitaufwand für eine In-situ-Maßnahme liegt im Vergleich zu anderen biologischen Verfahren mit mehreren Monaten bis hin zu einigen Jahren vergleichsweise hoch.

9 Einsatzmöglichkeiten oberflächenaktiver Substanzen

9.1 Allgemeines Verhalten von Tensiden

Es kann zwischen nichtionischen, anionischen und kationischen Tensiden unterschieden werden.

Nichtionische Tenside lassen aufgrund ihrer Struktur eine möglichst geringe Wechselwirkung mit der Bodenmatrix vermuten.

Um eine Gefährdung der Bodenvitalität durch den Fremdzusatz von Tensiden von vornherein auszuschließen, sollte die Auswahl des einzusetzenden Tensids unter dem Gesichtspunkt einer guten biologischen Abbaubarkeit sowie einer geringen Ökotoxizität vollzogen werden.

Zugleich sollten zur Abschätzung des Risikos des in-situ Verfahrens Untersuchungen zu den im Boden verbleibenden Restkonzentrationen an Tensid angestellt werden.

Es hat sich gezeigt, daß Bodenspülungen mit Reinwasser diese Restkonzentrationen oft eliminieren.

9.2 In-situ Grundwassersanierung

Die Anwendung mikrobiologischer Grundwassersanierungsverfahren ist beschränkt auf biologisch abbaubare Schadstoffe, die zum einen in gemäßigten Konzentrationen vorliegen und zum anderen bioverfügbar, d. h. den Organismen zugänglich sein müssen. Gute Erfolge mit biologischen Methoden lassen sich z. B. bei Verunreinigungen des Bodens mit Erdölprodukten erzielen, jedoch sind auch andere organische Substanzen biologisch abbaubar.

Die biologische Abbaubarkeit eines kontaminierten Bodens wird i. d. R. durch eine entsprechende Voruntersuchung geklärt.

9.2.1 Grundwasserhaltung als Voraussetzung

Schadstoffe können als Gase und Dämpfe, in flüssiger Form und als Feststoff in den Untergrund gelangen. Die wasserlöslichen Anteile dieser Schadstoffe gehen in Lösung, sobald sie mit Wasser in Berührung kommen.

Das Transportmedium kann versickerndes Niederschlagswasser sein, das die Schadstoffe aus der festen Phase auswäscht, oder aber die Schadstoffe liegen bereits in flüssiger Form vor und werden lediglich mit dem versickernden Wasser in den tieferen Untergrund verlagert.

Falls sich keine wirksame Barriere über dem Grundwasserleiter befindet, dringen die mobilisierten Schadstoffe ungehindert in den Grundwasserleiter ein und vermischen sich mit dem abströmenden Grundwasser bzw. werden von dem Grundwasser lateral verfrachtet.

Die relevanten Schadstoffe befinden sich oft in der ungesättigten sowie auch in der gesättigten Bodenzone. Zur Sanierung werden vielfach hydraulische Maßnahmen angewendet, um eine Verschmutzung des Grundwassers zu verhindern, zu begrenzen oder zu beseitigen.

Die Aufrechterhaltung eines Spülungskreislaufes und die Absicherung des Abstromes gegen mobilisierte Schadstoffe bilden die unabdingbare Voraussetzung für eine mikrobiologische in-situ Sanierung unter Einsatz von oberflächenaktiven Substanzen.

Die Durchführung von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen erfordert umfassende Kenntnisse über den zu sanierenden Aquifer (z. B. Art und Mächtigkeit des Grundwasserleiters, Lage des nächsten Grundwasserstauers, die Grundwasserfließrichtung etc.).

Zusätzlich zu den obengenannten Daten gehen Informationen über das Verhalten der relevanten Schadstoffe im Untergrund in die Planung von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen mit ein.

Die Einflüsse von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen auf die nähere Umgebung sind ebenfalls im Vorwege zu berücksichtigen, da sich aufgrund von Grundwasserentnahmen die regionalen hydrogeologischen Verhältnisse ändern können.

Das Abpumpen von kontaminiertem Grundwasser ist eine technisch einfach durchzuführende Methode, um bestehende Kontaminationen zu entfernen, zu kontrollieren oder die weitere räumliche Verfrachtung mit dem Grundwasser zu verhindern.

In der Vielzahl der Sanierungsfälle werden in unmittelbarer Nähe zum Schadensherd ein oder mehrere Entnahmebrunnen installiert. Aus diesen Entnahmebrunnen wird kontaminiertes Grundwasser abgepumpt und über eine entsprechende schadstoffrelevante Anlagentechnik gereinigt.

In der Reinigungsstufe wird das belastete Grundwasser aufbereitet und bis zu einem behördlich vorgegebenen Sanierungszielwert dekontaminiert.

Anschließend kann das gereinigte Grundwasser, je nach Restbelastung, entweder mit behördlicher Genehmigung wieder in einen Schluckbrunnen infiltriert werden oder aber einer weiteren Behandlungsstufe zugeführt werden. Als weiterer Behandlungsschritt kommt z. B. die Einleitung des Wassers in eine Kläranlage in Frage.

Im Bereich der Entnahmebrunnen bildet sich während des Abpumpvorganges ein sogenannter Absenktrichter. In einem solchen Trichter sammeln sich z. B. Mineralöle, die in Phase vorliegen. Das angesammelte Mineralöl kann mit einem Skimmer entfernt werden.

Für den Erfolg von hydraulischen Maßnahmen sind genaue Kenntnisse über Geologie, Hydrogeologie, Hydrologie und Bodenmechanik erforderlich. Mit Hilfe von numerischen Modellen lassen sich die Einzugsbereiche von Entnahmebrunnen und die Fließrichtung der durch gezieltes Abpumpen erzwungenen Strömungen vorausberechnen.

In die Modellberechnungen fließen Parameter wie Grundwasserfließgeschwindigkeit, Mächtigkeit des Aquifers, Entnahmeraten der bzw. des Förderbrunnens, Größe des Kontaminationsherdes etc. ein.

Für die eigentliche Modellierung sind detaillierte Untersuchungen erforderlich, die notwendigerweise im Vorwege der Sanierung durchgeführt werden müssen. Die Simulation der Grundwasserverhältnisse bedarf einer Reihe von Basisdaten, die im Gelände ermittelt oder aber abgeschätzt werden müssen.

Neben der Bestimmung der Grundwasserspiegelhöhen im Rahmen einer Stichtagsmessung gehört auch die Überprüfung der tatsächlichen Schadstoffkonzentration im Grundwasser zu den vielfach benötigten Basisdaten bei Grundwassermodellierungen.

Die erreichte Genauigkeit der Modellrechnung hängt von der Qualität der eingegebenen Basisdaten ab. Die Ergebnisse der Modellierung werden im Rahmen einer aufwendigen Kalibrierung/Eichung an die tatsächlich bestimmten Kontrollgrößen angenähert.

Nach Beendigung der Kalibrierung können Prognosen über den zeitlichen Verlauf von Transportvorgängen (z. B. Schadstoffauslaugung aus einer ungesicherten Deponie) oder über zu erwartende Strömungsänderungen des Grundwassers abgegeben werden.

Auch für die ungesättigte Bodenzone werden hydraulische Sanierungsmaßnahmen angeboten. Bei diesen Verfahren ist allerdings eine Infiltration (z. B. durch Beregnung) der zu sanierenden Fläche notwendig. Die Entnahme des kontaminierten Wassers erfolgt dann jeweils unterhalb der Verschmutzungszone.

In vielen Sanierungsfällen wird als hydraulische Sanierungsmaßnahme eine Kombination von Entnahme- und Infiltrationsbrunnen eingesetzt. Das kontaminierte Grundwasser wird im Abstrombereich des Schadensherdes aus den Entnahmebrunnen gefördert und über entsprechende Anlagen (z. B. Strip-Anlagen) geleitet.

Im Anstrombereich des Schadensherdes wird das gereinigte Grundwasser durch einen Schluckbrunnen infiltriert/versickert. Bei Anwendung dieser Methode ist darauf zu achten, daß das einzuleitende Wasser die vorher festgelegten Qualitätsanforderungen erfüllt.

Eine spezielle Kombination von Entnahme und Infiltration im gleichen Brunnen stellt das UVB-Verfahren (Unterdruck-Verdampfer-Brunnen) dar. Dieses Verfahren eignet sich zur Reinigung von Grundwasser, das mit leichtflüchtigen Substanzen (z. B. chlorierte Kohlenwasserstoffe) kontaminiert ist.

Voraussetzung für die Anwendung von hydraulischen Maßnahmen beim Vorliegen von gelösten Schadstoffen ist, neben der Durchlässigkeit des Untergrundes, die hohe Mobilität der Schadstoffe. Das heißt, eine gute Löslichkeit und geringe Adsorptionseigenschaften sind die Voraussetzung für eine erfolgreiche Durchführung des Verfahrens.

Neben der genauen Kenntnis der Schadstoffverteilung und der Schadstoffbewegung im Untergrund ist für eine hydraulische Maßnahme die korrekte Dimensionierung der Sanierungsbrunnen wichtig.

Der Vorteil der hydraulischen Maßnahmen liegt in ihrer leichten technischen Anwendbarkeit und ihrer schnellen Eingriffsmöglichkeit.

Die Leistungsfähigkeit hängt dabei weitgehend von der Durchlässigkeit im Untergrund ab. In Lockergesteinen mit hoher hydraulischer Leitfähigkeit ist die Effizienz am größten.

In gering durchlässigen Medien ermöglicht die gleichzeitige Anwendung von Entnahme- und Infiltrationsbrunnen eine Beschleunigung des Reinigungsprozesses.

In klüftigen Gesteinen ist die hydraulische Sanierung weniger gut beherrschbar, aber grundsätzlich nicht von vornherein als Sanierungsmöglichkeit auszuschließen.

9.2.2 Mikrobiologischer Abbau im Boden

Grundlage der mikrobiologischen in-situ Sanierung ist die Errichtung eines künstlichen Spülungskreislaufes, der die kontaminierten Bodenzone durchströmt. Zu diesem Zweck werden Infiltrations- und Entnahmebrunnen installiert, über die der Wasserkreislauf gesteuert wird. Dabei ist zu beachten, daß auch der Versickerungsbereich, d.h. die vadosose Zone inkludiert wird. Versickerungsrohre werden knapp unter GOK verlegt.

Die Voruntersuchungen zum Sauerstoffgehalt und Nährstoffgehalt sollten Aufschluß darüber geben, ob zusätzlich zu den oberflächenaktiven Substanzen auch z.B. Wasserstoffperoxid als Sauerstoffquelle sowie Stickstoff- und Phosphorsalze als Nährstoffquelle zugegeben werden müssen.

Die im Standort vorhandene und in der Regel an das vorhandene Schadstoffspektrum adaptierte Biozönose wird durch die mobilisierende Wirkung des Tensids sowie durch die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung über den Spülungskreislauf aktiviert und durch den natürlichen Schadstoffabbau stark beschleunigt.

Der Boden stellt somit eine Art Festbettreaktor dar, der mit Wasser als Transportmedium durchspült wird, das mit Tensid und u.U. Nährstoffen angereichert wurde.

Auf jeden Fall muß das im Abstrom entnommene Grundwasser auf mobilisierte und noch nicht abgebaute Ölanteile hin untersucht werden. Unter Einhaltung einschlägiger Grenzwerte kann das entnommene Grundwasser dem Vorfluter bzw. dem Abstrom zugeführt werden bzw. neu angereichert dem Spülungskreislauf zugeführt werden.

9.2.3 Wirkungsweise von BioVersal

Wir verweisen hier auf die Unterlagen der Fa. BioVersal Trade & Technologies GmbH. Wie bereits erwähnt, sind für den einzelnen Sanierungsfall entsprechende Einzeluntersuchungen anzuraten.

Zitat "Informationsblatt A 1000 BioVersal Technologie":

BioVersal vereinigt großes Abreinigungsvermögen, Wasserlöslichkeit und vollständigen Abbau in sich. Um all diese Eigenschaften zu erhalten, setzt sich BioVersal aus einer Vielzahl von verschiedenen speziellen Detergentien mit sehr gut abbaubarem Ursprung zusammen. Die Wirkung dieser Detergentien ist zweifach: sie entfernen die Verschmutzung vom Untergrund und sorgen anschließend dafür, daß die Verunreinigung in Wasser gelöst bleibt und sich nicht wieder ablagert....

Die mangelnde Mischbarkeit von Öl und Wasser wird durch den bipolaren Charakter der BioVersal-Detergentien überwunden. Das bedeutet, daß ein Detergenzmolekül aus zwei Seiten besteht: eine polare, hydrophile Seite, und eine nicht polare, lipophile Seite.

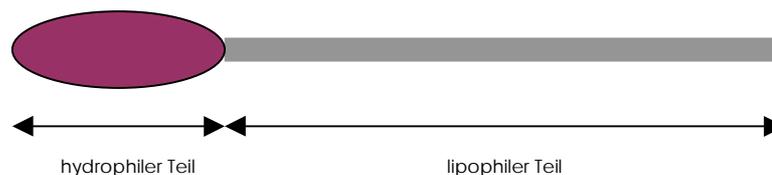


Abbildung 16: Schematische Abbildung eines ungeladenen BioVersal Detergenzmoleküls

Nachdem BioVersal einer Öl-Wasser-Mischung beigefügt wurde, ordnen sich die BioVersalmoleküle in der Grenzfläche so an, daß die nicht-polare Seite der Detergenzmoleküle in die Ölphase, die polare Seite in die Wasserphase eindringen.

Durch das Eindringen von BioVersal in die Öl-Wasser-Grenzfläche treffen die beiden nichtmischbaren Stoffe (Öl und Wasser) nicht mehr direkt aufeinander. Dadurch lassen sich Ölverunreinigungen leichter vom Untergrund ablösen, in kleine Tröpfchen zerlegen und in das Wasser aufnehmen, unter der Voraussetzung, daß genügend BioVersal anwesend ist, um die gesamte Kontaktfläche zu besetzen. Die auf diese Art produzierten kleinen Tröpfchen werden Biocaps genannt. Die Größe der Biocaps variiert, abhängig von einigen Faktoren. Die wichtigsten sind folgende:

- die Menge der zugeführten BioVersals (je mehr BioVersal, desto kleiner die entstandenen Biocaps)
- die mechanischen Kräfte, die während der Biocapsentstehung ausgeübt werden (schrubben, rühren, vibrieren)
- der Grad und die Zusammensetzung der Verschmutzung können ebenfalls eine Rolle bei der Entstehung der Biocaps spielen.

Um dafür zu sorgen, daß die entstandenen Biocaps nicht wieder miteinander zu neuen größeren Tropfen verschmelzen, enthält BioVersal eine bestimmte Menge ionogene (=elektrisch geladene) Stoffe. Die Ladung befindet sich in dem hydrophilen Teil dieses Moleküls und kann theoretisch positiv (kationisch) oder negativ geladen (anionisch) sein.

Von diesen zwei beinhaltet BioVersal ausschließlich anionische Detergentien, da kationische üblicherweise toxisch sind. Die anionischen Stoffe lassen auf der Biocapsoberfläche eine negative Ladung entstehen. Dadurch bekommen alle Biocaps dieselbe (negative) Ladung und stoßen einander ab, wenn sie sich zu nahe kommen. Auf diese Weise verhindert BioVersal, daß die Biocaps wieder miteinander verschmelzen.....

Mit Hilfe von BioVersal wird der Abbau solcher Stoffe [Mineralöle] stimuliert:

- BioVersal verhindert das Entweichen giftiger Stoffe aus dem Öltropfen, wodurch die Toxizität der Öle für Mikroorganismen reduziert wird
- die Größe der Kontaktfläche der Verschmutzung zum umgebenden Wasser wird vervielfältigt, wodurch die Mikroorganismen eine wesentlich größere Angriffsfläche zu Verfügung bekommen
- BioVersal stimuliert das Wachstum und die Vermehrung der anwesenden Mikroorganismen mit Hilfe eines Bioaktivators. Dieser Bioaktivator wird aus pflanzlichem Material gewonnen und ist genauso wie alle anderen BioVersal-Komponenten biologisch vollständig abbaubar.

Während des Abbauprozesses der Verschmutzung wird BioVersal ebenfalls durch die Mikroorganismen abgebaut, da BioVersal auch als Nährstoff dient. Zum Abbau der Mineralöl-BioVersaleinheiten wird für die Oxidation Sauerstoff benötigt....

9.2.4 Bodenspülung mit anschließender Abwasserbehandlung

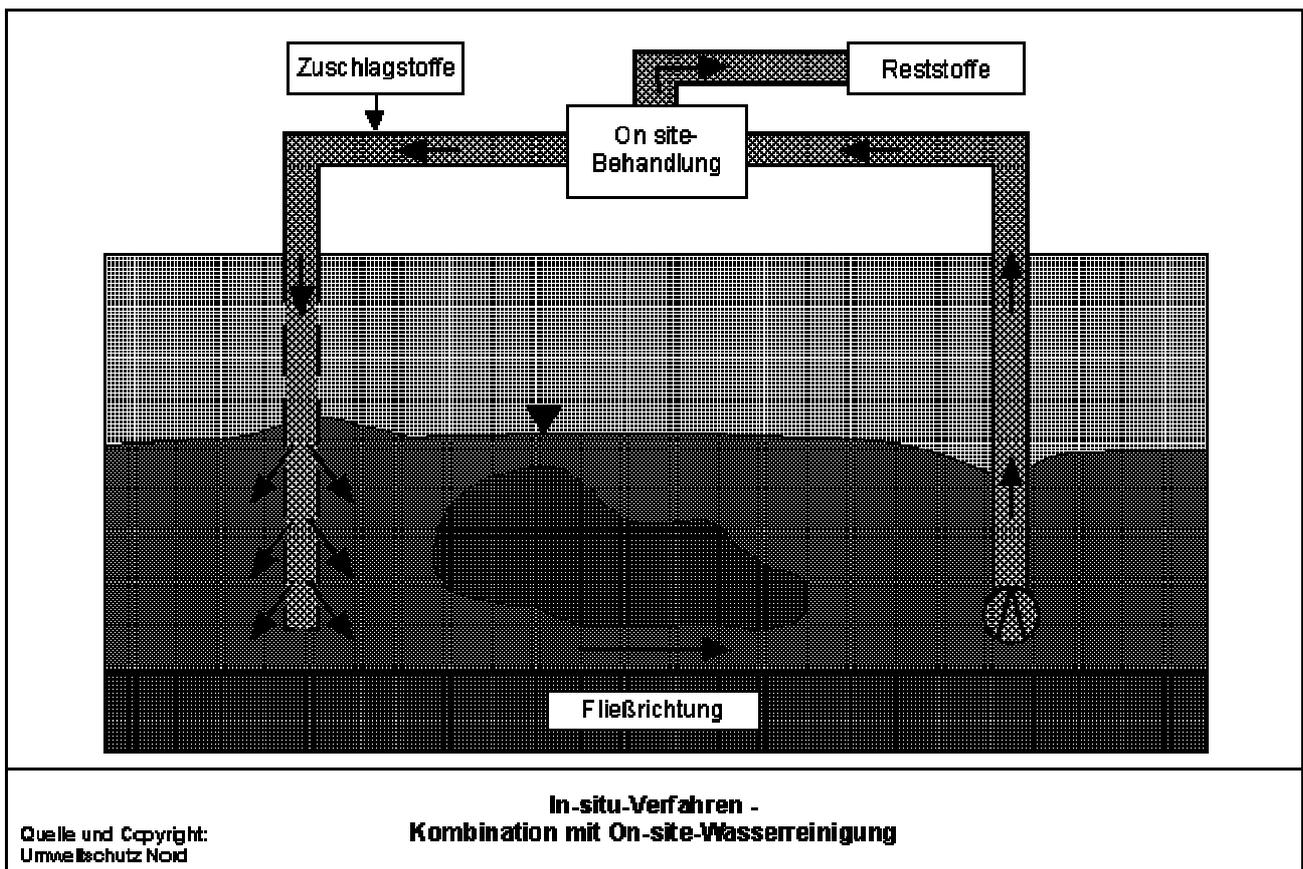


Abbildung 17: Mikrobiologisches in-situ Sanierungsverfahren mit Nachbehandlung

Die Tensidlösung wird zum einen im Versickerungsbereich in die vadose Zone eingebracht, zum anderen zur Erfassung des Grundwasserschwankungsbereiches in den unmittelbaren Anstrom des Schadenausbreitungsbereiches eingebracht.

Das Tensid „wäscht“ die Bodenmatrix von organischen Schadstoffen frei und transportiert die gelösten Substanzen zur Entnahmestelle. In der Regel sind dies Saugbrunnen, durch die die Tensid-/Schadstofflösung an die Oberfläche gepumpt und einer externen Reinigung unterzogen wird.

Während der in-situ Spülung mit Tensiden erfolgt die Elution der mobilisierbaren Anteile an Schadstoffen innerhalb weniger Monate. Zugleich werden die nun mobilisierten Schadstoffe kontrolliert in Saugbrunnen erfaßt, an die Oberfläche gepumpt und eliminiert.

Die Erneuerung des Tensids im Spülungskreislauf ist eine wichtige Planungsgröße. Aus wirtschaftlichen Gründen könnte die Möglichkeit in Betracht gezogen werden, einen vollständigen Infiltrationskreislauf ohne Erneuerung des Tensids über einen längeren Zeitraum aufzubauen. Aus mehreren Gründen sollte jedoch davon Abstand genommen werden. Vor allem die Trennung des Tensids vom Schadstoff dürfte die größte Schwierigkeit darstellen.

Eine erfolgreiche Spülung des Bodens setzt voraus, daß der mikrobiologische Abbau kontrolliert nach Entnahme des Grundwassers stattfindet. Wird bereits gebrauchtes Tensid wiederversickert, kann es zum einen zu einer Readsorption der Schadstoffe an der Bodenmatrix kommen. Zum anderen kann es zu unerwünschtem Biomasseanwuchs im Boden kommen, wenn die mikrobiologischen Abbauvorgänge des Tensids im Boden vor sich gehen.

Die Konzentration des eingesetzten Tensids richtet sich nach 2 Zielen:

- die Konzentration des Tensids im abgepumpten Grundwasser sollte so gering wie möglich sein
- die Gesamtmenge des eingesetzten Tensids sollte ein gewisses Verhältnis zum im Boden enthaltenen Schadstoffmenge nicht überschreiten

Ziel ist es, die Menge des eingesetzten Tensids so gering wie möglich zu halten um wirtschaftlich zu arbeiten.

Bei der Sanierungsplanung einer Tensidspülung sollte man für die Kostenabschätzung wie folgt vorgehen. Die angeführten Zahlen stammen von einer konkreten Sanierungsplanung unter Einsatz von **BioVersal**[®]. Voruntersuchungen und Planung des Spülungskreislaufes sowie der Grundwasserabreinigung sind nicht in der folgenden Aufstellung nicht mehr enthalten.

- Abschätzung der Kubatur des kontaminierten Bodenbereiches (500 m³)
- Abschätzung der Schadstoffmenge anhand von aktuellen Boden- und Grundwasserbeprobungen und Angaben zum Rückhaltevermögen des Bodens (2000 – 4000l Diesel und Altöl)
- Bestimmung alternativer Sanierungskosten, z.B.: Auskoffern und Deponierung (wegen Verbauung hier nicht möglich gewesen, ohne Abrisskosten etwa öS 700.000.-)
- Abschätzung Porenvolumen und Versickerungsgeschwindigkeit (20%, 50cm – 1m/Tag)
- Bestimmung Verweildauer im Boden und Entnahmemengen (7 Tage bis 3 Wochen, 2,5 l/s)
- Abschätzung der Versickerungsmengen (500 - 1000 l/Tag)
- Abschätzung der Sanierungsdauer unter der Annahme, daß der Boden 20 – 40 x gespült werden soll (200 Tage)
- Bestimmung der einzusetzenden Tensidmenge anhand von Herstellerangaben (Verhältnis **BioVersal**[®] : Mineralöl = 1:2 bis 1:10, das ergibt 200 bis 1000 Liter **BioVersal**[®] (2000 Liter Schadstoff) bis maximal 400 bis 2000 Liter **BioVersal**[®] (4000 Liter Schadstoff)).
- Bestimmung der durchschnittlichen Tensidkonzentration aus Gesamtmenge Tensid und täglich Versickerungsmenge (0.1 – 2% **BioVersal**[®]-Lösung)

Die apriori Bestimmung der einzusetzenden Tensidkonzentration ist auf folgenden Gründen unsicher:

- die exakte Abbaurrate des Tensids im Boden ist nicht bestimmbar, da diese eine Funktion von Schadstoffkonzentration, Temperatur, Verweildauer, Bodentextur und biologischen Faktoren ist, von denen die meisten nur abgeschätzt werden können

- je nach Grundwasserandrang wird die Tensidkonzentration im Grundwasserleiter dramatisch heruntersetzt

Wichtig ist bei der Tensidspülung daher, daß das eingebrachte Tensid zumindest in Spuren im abgepumpten Grundwasser nachweisbar ist, z.B.: durch Messung der Oberflächenspannung.

Man hat also grundsätzlich die Möglichkeit mit einer hohen Konzentration zu beginnen und bei Nachweis des Tensids im abgepumpten Grundwasser sukzessive zu reduzieren oder umgekehrt von einer niedrigen Konzentration stufenweise zu einer hohen Konzentration zu kommen.

Ist der Versickerungsbereich durch eine Oberflächenabdeckung gegen Niederschläge versiegelt, kann man davon ausgehen, daß der Boden trocken bzw. ölbenetzt ist. Man sollte daher vor dem eigentlichen Tensideinsatz den Boden mit Reinwasser spülen. Damit wird einer allzu großen Tensidadsorption an der Bodenmatrix entgegengewirkt. Erfahrungen haben gezeigt, daß auch nach erfolgter Sanierung bzw. auch während der laufenden Sanierung Reinwasser zur Spülung eingesetzt werden sollte.

Einen Vorteil des Bodenspülungsverfahrens ist die Einsatzmöglichkeit auch bei schlechter durchlässigen Böden. Mikrobiologische Abbauvorgänge im Boden müssen gerade in diesen Fällen unter allen Umständen vermieden werden, da die Permeabilität des Bodens dramatisch abnimmt.

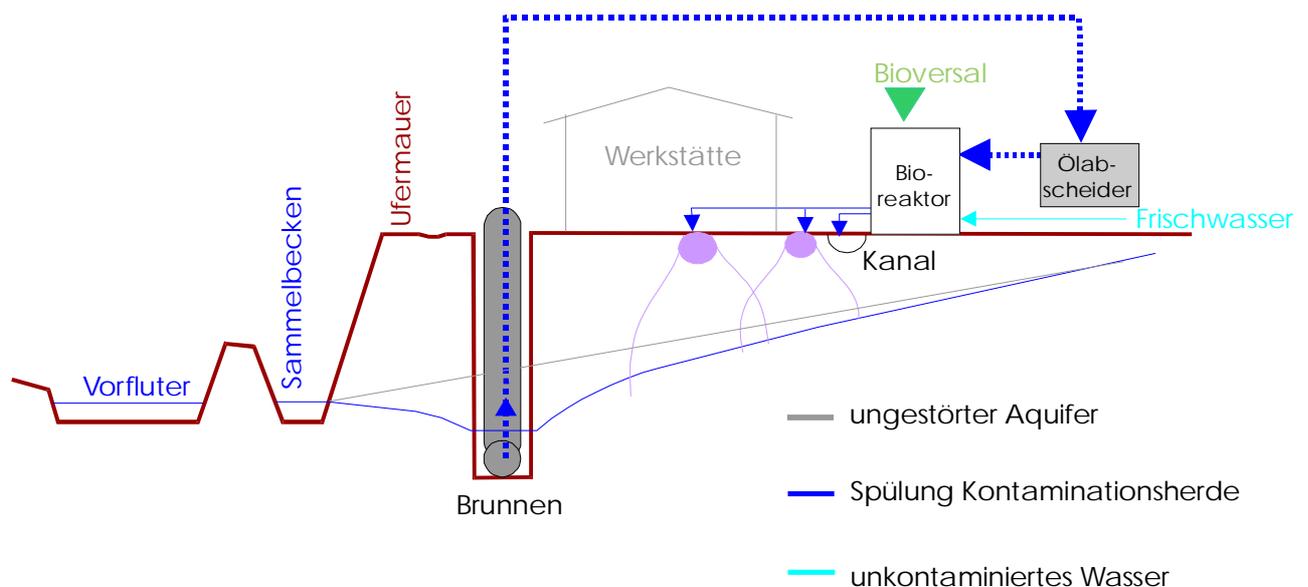


Abbildung 18: Einsatzmöglichkeit Bodenspülung mit Bioversal

Der Abbau nach der Entnahme geschieht kontrolliert. Abscheider, Stripper oder Bioreaktoren sollen gewährleisten, daß in den Kanal eingeleitetes bzw. wiederversickertes Grundwasser den Grenzwerten laut gesetzlichen Vorgaben entsprechen.

BioVersal® bietet auch einen Bioreaktor an, wo viele Parameter optimierbar sind, z.B. pH-Wert, Temperatur. Das Bioreaktoren bevorzugt kontinuierlich mit konstanter Schadstofffracht beschickt werden sollten, ermöglicht das Vorschalten eines konventionellen Ölabscheiders entscheidende Steuerungserleichterungen im System.

Damit werden auch erhöhte Grundwasserentnahmeraten abgepuffert. Der Bioversal-Bioreaktor z.B. hat eine maximale Durchsatzrate von etwa 1000 l/Tag. Entnahmerate aus dem Grundwasser von mehreren [l/s] können so zuerst über den Ölabscheider als Puffersystem geführt werden.

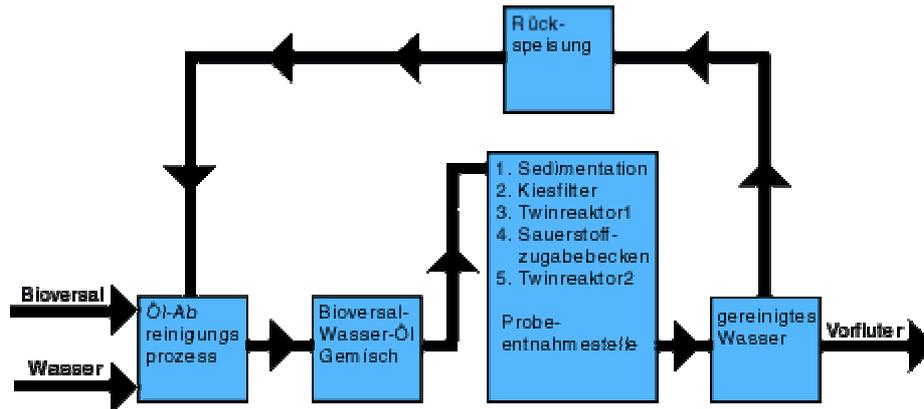


Abbildung 19: Prinzipskizze des Bioversal-Bioreaktors

Bezeichnung:	Mobiler Feststoff- Bioreaktor MBR 300 A auf Service- Rahmen
Anlagenbeschreibung:	Twin Bioreaktor in Aluminium, blau lackiert, Kiesfilter, Puffer- /Belüftungsbecken kompl. auf staplerfähigem Service- Rahmen, blau lackiert
Ausrüstung:	Pumpen, Verrohrung, Durchflußmesser, elektr. Steuerung
Abmessung und Gewicht:	L x B x H ca. 300 x 140 x 200 cm, neu leer ca. 2,2 to, gebraucht leer bedingt durch Restfeuchte ca. 2,5 to
Leistungsparameter:	Nenn- Durchsatz 1.000 Liter/h Nenn- Eingangsbelastung max. 1.500 mg MKW/l Wasser Nenn- Ausgangsbelastung < 20 mg MKW / l Wasser Nenn- Eliminationsrate. 98%
Anschlußwerte vor Ort:	Wasser 1/1 Zoll - elektr. Strom 220V / 380V 16A – Stromanschluß f. Tauchpumpe am Schmutzwasserbehälter 380V 10A Abwasserkanal zum Auskreisen von aufbereitetem Abwasser

Tabelle 10: Bioversal-Bioreaktor

9.3 Mietenverfahren

Biobeete oder auch Regenerationsmieten werden unter Berücksichtigung der einfachen technischen Anforderungen und zur Vermeidung langer Transportwege meistens direkt am Orte des Schadensfalles auf einem abgedichteten und dränierten Planum mit dreieckigem oder trapezförmigem Querschnitt (optimale Schütthöhe nach Erfahrungswerten: 0,6 bis 2,0 m) angelegt. Das kontaminierte Material wird mit einer mikrobiologisch vorbehandelten Trägersubstanz in einem vorher festgelegten Verhältnis vermischt und zu einer Miete aufgeschichtet.

Die Regeneration des Bodens erfolgt mittels spezifischer adaptierter (aber nach Möglichkeit gentechnisch unveränderter oder besser noch standorttypisch mobilisierter) Mikroorganismen unter optimierten aeroben Bedingungen. Unter Beachtung der Rekultivierbarkeit und Unveränderbarkeit des Bodens hat sich als Trägersubstanz Kiefernborke bewährt.

Um den Mikroorganismen optimierte Lebensbedingungen zu schaffen, muß ihre ausreichende Versorgung mit Sauerstoff, Nährstoffen und Wasser gewährleistet sein. Hierzu dient die Begasung mit Luft, Ozon oder Wasserstoffperoxid und die Berieselung mit nährstoffhaltigem Wasser. Zur Vermeidung des unkontrollierten Eintrags von Wasser (Niederschlag) ist eine Überdachung zu empfehlen.

Bei Böden, die mit leichtflüchtigen Kontaminationen (z. B. Benzin, Kerosin, Diesel/Heizöl) belastet sind, ergibt sich das Problem der unkontrollierten Emissionen von Schadstoffen. Um diesem Problem entgegenzuwirken, bietet sich die Möglichkeit von geschlossenen Anlagen, bei denen die Beete/Mieten von einem Zelt umgeben sind.

Die in die Zeltatmosphäre emittierten Schadstoffe werden durch Absaugen der Zeltinnenluft über ein Sauggebläse einer Abluftreinigung (Bio- oder Aktivkohlefilter) zugeführt. Auch hier wird durch das Zelt der Eintrag von Niederschlagswasser verhindert.

Ein Verfahrensnachteil liegt in der starken Temperaturabhängigkeit der Abbaugeschwindigkeit der Schadstoffe durch die Mikroben, wobei bei diesen »offenen Verfahren« eine Steuerung der Umgebungstemperatur nicht möglich und diese somit witterungs- und jahreszeitabhängig ist.

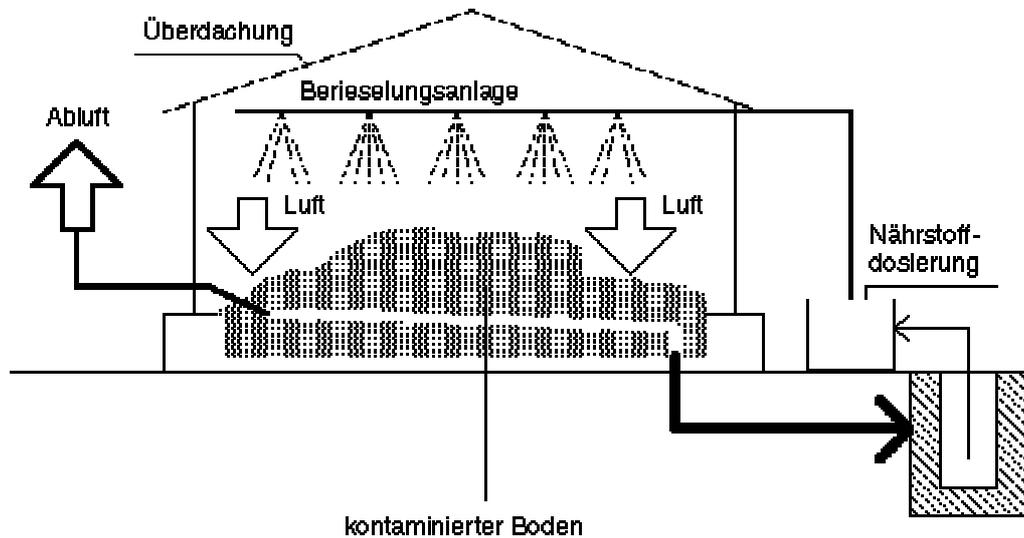


Abbildung 20: Aufbau von Regenerationsmieten (Hochtieftief-Verfahren) (Wille, 1993)

Verfahrensaufbau: Basisabdichtung zur Vermeidung von Schadstoffausspülung durch Sickerwasser in den Untergrund, Flächenfilter zum Sammeln und Ableiten des Sickerwassers sowie zum Sauerstoffeintrag in den Mietenboden, aktive Belüftungsanlage zur optimalen Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen, Berieselungsanlage, Überdachung

Durch die Schütthöhe (0,6 bis 2,0 m) ergibt sich für die Anwendung bei großen Volumina ein erhöhter Platzbedarf für die Behandlung des Bodens. Da dies in vielen Fällen zu Problemen bei der Anwendbarkeit führt, wurden biologische Entsorgungszentren (Off-site-BEZ) konzipiert und gebaut, die aber ebenso für anfallende Kleinmengen kontaminierten Erdreichs geeignet sind. Ein solches Entsorgungszentrum besteht in der Regel aus offenen und überdachten Biobeeten, die nicht nur einen Betrieb über die Wintermonate ermöglichen, sondern auch Erdreich mit starker Geruchsemission aufnehmen können (Wille, 1993).

In der biologischen Bodensanierung bereiten vor allem die höherringigen PAK Probleme, da sie aufgrund ihrer geringen Bioverfügbarkeit die Behandlungsdauer erheblich verlängern. Mit Hilfe von Tensiden kann die Ablösung der PAK von Bodenteilchen bewirkt und ihre Bioverfügbarkeit erhöht werden.

9.4 Grundwasserzirkulationsbrunnen

Das patentierte BioAirlift-Verfahren ist als eine Weiterentwicklung des HydroAirlift-Verfahrens zu sehen. Das HydroAirlift-Verfahren wurde erweitert durch eine biologische Stufe. In Verbindung mit dem gezielten Einsatz von Nährstoffen und Sauerstoff können große Bereiche der gesättigten Bodenzone erreicht werden. Tenside könnten auch hier zusätzlich eingebracht werden.

9.4.1 Verfahrensablauf

Die Reinigung des Grundwassers erfolgt in mehreren Aufbereitungsschritten. Liegen Schadstoffe in Phase auf dem Grundwasser vor, können diese im Förderbereich des Sanierungsbrunnens abgetrennt und selektiv abgeschöpft werden. Die im Grundwasser gelösten Schadstoffe werden anschließend im Strippbereich aus dem Grundwasser entfernt.

Biologisch abbaubare Schadstoffe können in einem im Brunnen integrierten Bioreaktor durch autochthone Mikroorganismen abgebaut und eliminiert werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, oberhalb des Grundwasserspiegels Rieseldrainagen anzulegen, um Sauerstoff und Nährstoffsubstrat bzw. Tenside in die ungesättigte Bodenzone einzutragen, so daß auch hier der mikrobiologische Abbau von Schadstoffen gefördert wird. Durch die Versickerung wird außerdem die ungesättigte Bodenzone gespült.

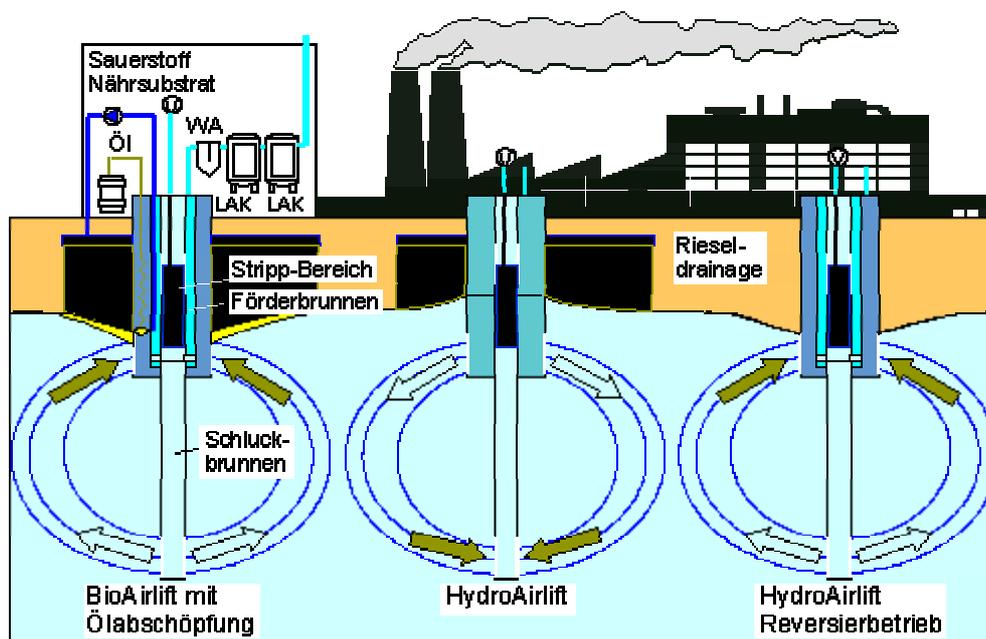


Abbildung 21: Varianten des Hydro/BioAirlift-Verfahrens (Züblin-Umwelttechnik)

Im Betriebszustand bildet sich um den BioAirlift-Sanierungsbrunnen eine Zirkulationswalze, in der sich Nährstoffe und Sauerstoff verteilen und so den Wirkungseffekt eines Bioreaktors erzeugen. Der biologische Schadstoffabbau im Wirkungsbereich der Grundwasserzirkulation und in der ungesättigten Bodenzone wird begünstigt und angeregt.

Sanierbare Schadstoffe laut Hersteller sind:

- Mineralölprodukte (Benzin, Diesel, Kerosin, Motoröl etc.)
- Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX, Phenole etc.)
- Polyzyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (z. T. PAK)

9.4.2 Anwendung des BioAirlift-Verfahrens

Für die Anwendung des BioAirlift-Verfahrens gelten in bezug auf die hydrogeologischen Verhältnisse vor Ort dieselben Voraussetzungen wie für das HydroAirlift-Verfahren.

Das BioAirlift-Verfahren bietet zu den beschriebenen Vorteilen außerdem die optimale Verteilung von Nährstoffen und Sauerstoff, so daß im Einflußbereich des Sanierungsbrunnens mikrobiologischer Abbau begünstigt und angeregt wird.

Es besteht die Möglichkeit, gleichzeitig auf dem Grundwasser aufschwimmende Phase abzuschöpfen und leichtflüchtige Schadstoffe aus dem Grundwasser zu entfernen.

9.4.3 Unterschiede zu herkömmlichen Grundwasserzirkulationsbrunnen

Ein Vorteil des HydroAirlift-Verfahrens gegenüber herkömmlichen Grundwasserzirkulationsbrunnen liegt in der Variabilität der Ausführungen von Sanierungsbrunnen, die auf den Schadenfall als Einzelanfertigung abgestimmt werden.

Die Auslegung der Länge der Stripstrecke ist beim HydroAirlift-Sanierungsbrunnen völlig variabel gestaltbar. Die verfahrenstechnischen Parameter, die das Stripvolumen bestimmen, können eingeregelt werden. Dies erfolgt über die schadenspezifische Auslegung der Stripstrecke und des Luft/Wasserverhältnisses bei der Stripfung.

Die herkömmlichen Grundwasserzirkulationsbrunnen sind oft bis in die ungesättigte Bodenzone verfiltert. Dies führt dazu, daß bei Unterdruck sowohl atmosphärische Luft, die an der Stripfung teilnimmt, als auch Bodenluft erfaßt wird. Die Anteile von abgesaugter schadstoffbeladener Abluft, die aus der ungesättigten Bodenzone und aus der gesättigten Bodenzone stammen, können herkunftsspezifisch (Grundwasser oder Bodenluft) nicht differenziert und bilanziert werden.

Die Anteile regeln sich durch die geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse. Bei gut durchlässigen Sedimentgesteinen stammt der Großteil der abgesaugten Luft aus der ungesättigten Bodenzone.

Folgende Anlagenparameter können variiert werden:

- die eingeblasene Luftmenge,
- die Eintauchtiefe der Injektionslanze,
- die Höhe des Wasserübertritts zwischen Förderrohr und Sickerbrunnen (Stripstrecke).

Vorteile / Verbesserungen:

- Das System arbeitet mit Überdruck, dadurch können große Luftmengen injiziert werden.
- Das Luft/Wasserverhältnis ist regulierbar, die Stripleistung ist definierbar.
- Die Stripstrecke ist optimal ausgelegt; optimale Kontaktzeit.
- Durch die Trennung in Förder- und Schluckbrunnen findet eine hydraulische Entkopplung statt.
- Der Schadstoffaustrag findet ausschließlich aus dem Grundwasser statt, die Bilanzierung ist gewährleistet.

9.4.4 Grundbedingungen

Die Grundlagen für den erfolgreichen Einsatz des Hydro/BioAirlift-Verfahrens bilden genaue Kenntnisse über die geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse im Sanierungsbereich. Diese Erkenntnisse werden vor Ort durch geeignete Aufschlußverfahren (Sondierbohrungen, Grundwassermeßstellen) erkundet. Aus der Probenahme von Grundwasser und Boden und aus Pumpversuchen etc. resultieren Daten, die über die Durchführbarkeit des Verfahrens und über den optimalen Standort für Sanierungsbrunnen Auskunft geben. Aus den Voruntersuchungen resultiert der individuelle Ausbau des Sanierungsbrunnens (Auslegung und Position der Filterstrecken in Förder- und Mantelrohr).

10 Optimierung mikrobiologischer Bodensanierungen

Die Grundlage biologischer (On-site-)Sanierungsverfahren liegt in der Förderung mikrobieller Aktivitäten im verunreinigten Boden. Dafür sind folgende Optimierungen notwendig. Siehe auch *Kapitel 11 Kritische Faktoren* inwieweit diese Faktoren steuerbar sind.

- **Sauerstoffgehalt**
- **Vermeidung der vollen Wassersättigung**
- **Beeinflussung der Bodentextur und Struktur:** mäßige mechanische Bodenbearbeitung
- **begrenzte Zudosierung leicht verwertbarer organischer Stoffe:** BioVersal selbst fungiert als Kohlenstoffquelle für Mikroorganismen
- **Wasser:** Der natürliche Wassergehalt der meisten Böden liegt bei 15 bis 35 % (Vol.) Wasser, wobei die meisten Böden bei 35 % (Vol.) voll gesättigt sind. Die günstige Sättigungsgrenze für mikrobielle Aktivitäten liegt zwischen 50 bis 80 % des Wasserhaltevermögens.
- **Mineralnährstoffe, organische Energiequellen:** In der Regel sind Stickstoff und/oder Phosphat nicht ausreichend verfügbar. Nach Routeau und Wildung (1970) bedingt ein C:N-Verhältnis von > 25 eine gute Mineralisierung, während ein Wert von < 38 nur zu einem weiteren N-Schwund und schließlich zu akutem Stickstoffmangel führt. Da jedoch eine allgemeine Zugabe den Schadstoffabbau sehr leicht eher verlangsamen als beschleunigen kann, muß der spezifische Nährstoff, dessen Mangel den mikrobiellen Schadstoffabbau bremst, möglichst genau ermittelt werden, bevor das eigentliche Sanierungsverfahren erfolgt.
- **pH-Wert:** Bei pH-Werten zwischen 6 und 8 sind die besten Abbauleistungen zu erwarten, da die meisten Mikroorganismen ein neutrales bis schwach alkalisches Milieu bevorzugen.
- **Temperatur:** Das Temperaturoptimum der überwiegend mesophilen Mikroorganismen des Bodens liegt zwischen 25 und 40 °C. Die Relevanz der Temperatur steigt mit steigendem Wassergehalt sowie die Bedeutung des Wassergehaltes mit dem Anstieg der Temperatur. Die Berücksichtigung der Durchschnittstemperaturen findet sowohl bei mikrobiologischen Sanierungsvarianten als auch bei der Sanierung von kontaminierten Standorten, die mit leichtflüchtigen Schadstoffen belastet sind, Eingang in das Sanierungskonzept.
- **Bioverfügbarkeit:** die Zugabe von Tensiden zielt vor allem auf die Erhöhung der Bioverfügbarkeit ab

Fallen z. B. im Rahmen von Sanierungsarbeiten leichtflüchtige Schadstoffe, z. B. BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol), LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) etc. an, sollten Aushubmaßnahmen in die kühlere Jahreszeit gelegt werden, um die Emissionen der oben genannten Stoffe auf ein Minimum zu reduzieren.

Mikrobiologische Abbauprozesse werden u. a. auch durch die Umgebungstemperatur beeinflusst. Durch eine Temperaturerhöhung kann eine deutliche Steigerung der Abbauraten erzielt werden. Entsprechend sind bei niedrigen Temperaturen die Abbauraten geringer bzw. findet kein mikrobiologischer Abbau mehr statt. Dadurch kann ein derartiges Sanierungsverfahren nicht mehr angewendet werden.

Bei den Maßnahmen zur Beschleunigung des biologischen Abbaus muß man auf jeden Fall mit negativen Nebenwirkungen der Zugaben rechnen.

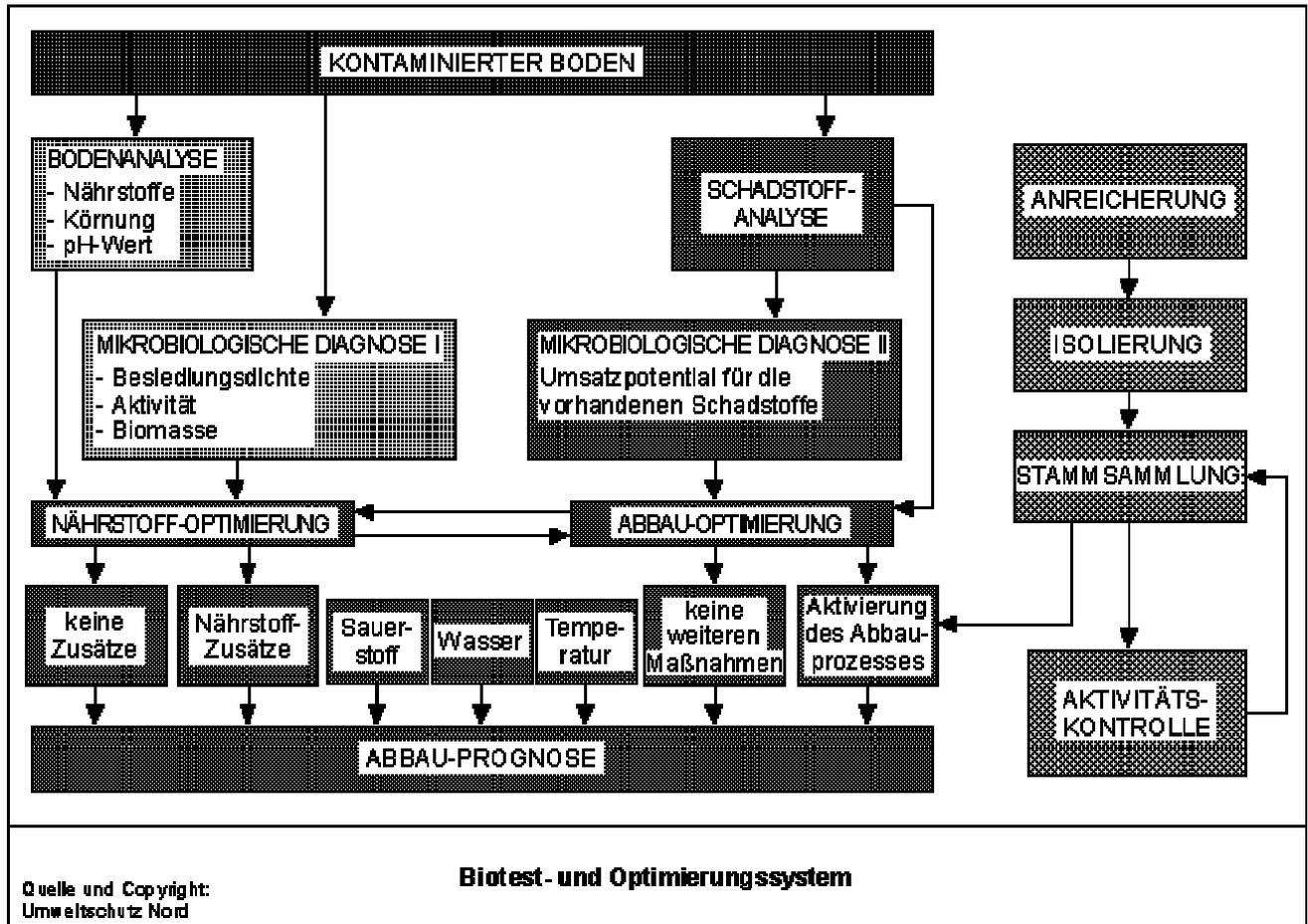


Abbildung 22: Optimierung mikrobiologischer Sanierungen

11 Entscheidungshilfen

11.1 Checkliste Voruntersuchungen und Schadensfallbewertung für Sanierungsmethode

Die folgende Checkliste soll dazu dienen, alle für die Planung einer mikrobiologischen Sanierung notwendigen Parameter übersichtlich darzustellen. Es wurden diejenigen Parameter hervorgehoben, die für eine Entscheidung ob mikrobiologische Sanierungsmethoden angewendet werden sollen, absolut notwendig sind.

Abschließend eine Bewertung des Schadensfall im Hinblick auf die Anwendbarkeit von Tensiden zur Sanierung gegeben. Im anschließenden *Kapitel 11.2 Kritische Faktoren* sind Entscheidungshilfen entwickelt worden mit deren Hilfe alle relevanten Faktoren bewertet werden können.

Schadensfall:		
<Name, Lokation>		
<Bearbeiter>		
<Datum>		
<Kontakt Gutachter>		
<Kontakt Verursacher>		
<Kontakt Behörde>		
Parameter	Wert	Bemerkung
Liste vorhandener Unterlagen		
Gutachten, etc.	vorhanden <ja/nein>	Auflistung samt Beurteilung der Qualität und Vollständigkeit, zeitlicher Ablauf der Voruntersuchungen
Historische Recherche		
Vormalige Eigentumsverhältnisse	vorhanden <ja/nein>	Klärung der Vornutzung (siehe unten) und Verantwortlichkeiten
Vornutzungen der Liegenschaft	z.B. Fahrzeugwerkstätte	Abfrage z.B.: "Branchenkatalog zur historischen Erhebung von Altstandorten" vom "Zentralen Fachdienst Wasser-Boden-Abfall der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg": <ul style="list-style-type: none"> • Synonyme • Altlastenrelevanz • Produktions- und Verfahrensabläufe • Kontaminationsträchtige Faktoren • altlastenrelevante Stoffe/Stoffgruppen
Jetzige Eigentumsverhältnisse	geklärt <ja/nein>	
Derzeitige Nutzungen der Liegenschaft	z.B. Fahrzeugwerkstätte	Klärung der Vornutzung (siehe unten) und Verantwortlichkeiten
Verdachtsfläche/Altlast	<ja/nein>	Abfrage z.B.: "Branchenkatalog zur historischen Erhebung von Altstandorten" vom "Zentralen Fachdienst Wasser-Boden-Abfall der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg": <ul style="list-style-type: none"> • Synonyme • Altlastenrelevanz • Produktions- und Verfahrensabläufe • Kontaminationsträchtige Faktoren • altlastenrelevante Stoffe/Stoffgruppen
Plan regionales Umfeld	vorhanden <ja/nein>	Maßstab 1:x000
Plan potentielle Schadenherde, Einbauten, Gebäude	vorhanden <ja/nein>	Maßstab 1:x00
Mitarbeiterbefragung	durchgeführt <ja/nein>	Ergebnisse vergleichen
Zeitachse		zeitlicher Verlauf der aufgetretenen Schäden
Mengenabschätzung	umgeschlagene Mengen, z.B.: <to/Jahr>	Verlustabschätzung meist schwierig bei kontinuierlichem Eintrag in den Boden, einmalige Schadensfälle meist einfacher (z.B. Tankinhalt)
Vorerhebungen bereits durchgeführt	durchgeführt <ja/nein>, vorhanden <ja/nein>	vorhandene Ergebnisse siehe unten
Geologische und hydrogeologische Voruntersuchungen		
Geologischer Aufbau, Bohrprofile	vorhanden <ja/nein>	zusätzlich: organische Inhaltsstoffe
Geologischer Aufbau, Korngrößenverteilung	vorhanden <ja/nein>	grobe Kf-Wertbestimmung
Geologischer Aufbau des Grundwasserhauptleiters		detaillierte Beschreibung des Aquifers
Pumpversuche	durchgeführt <ja/nein>	Abschätzung Aussagekraft, "Standard-Pumpversuche" bei Brunnenabnahme meist zu wenig

Kf-Werte	Kf-Wert <nicht vorhanden, [m/s]>	
• vadosse Zone	Kf-Wert <nicht vorhanden, [m/s]>	Abschätzung aus Korngrößenverteilung oder Literatur
• Grundwasserleiter	Kf-Wert <nicht vorhanden, [m/s]>	siehe Pumpversuche
Bodenwasserhaushalt	Mangel, ausreichend, zu hoch	Abschätzung Bergfeuchte
Flurabstand	[m]	mehrere Messungen
Grundwasserschwankungsbereich	[m]	benachbarte Pegel oder entsprechend lange Voruntersuchungszeit
Grundwasserfließrichtung	[°]	geometrische Bestimmung oder Feldversuche
Abstandsgeschwindigkeit	[m/s]	Bestimmung des verfügbaren Porenvolumens notwendig
Versickerungsgeschwindigkeit	[mm/h]	Versuche (selten) oder Literaturwerte
Mächtigkeit Grundwasserkörper	[m]	zur Berechnung der Transmissivität notwendig
Rückhaltevermögen	[l/m ³]	siehe Literaturwerte
Schadstoff		
Alter	[a]	Altersbestimmung und/oder zeitlicher Verlauf des Schadens
Spektrum		GC-Analysen
Konzentrationsverteilungen (Boden, Grundwasser)	[mg/kg], [mg/l]	Bodenproben und Grundwasserbeprobungen, Gesamtgehalt und Eluat
Viskosität	[Pas]	Literaturwerte
Siedeverhalten		Literaturwerte
Abbaubarkeit	biologisch abbaubar [nein, gut, schlecht]	wenn möglich Laborversuche
Mobilitätsverhältnis	[-]	Berechnung des arealen Flutwirkungsgrades
Schadstoffausbreitung		
Schadstoffherd (Lokation)		historische Recherche und Bodenanalysen
Versickerungsbereich		Bodenanalysen oder Abschätzung anhand vertikaler Durchlässigkeitsverteilung
Ausbreitungsbereiche (Fließrichtung, Grundwasserschwankungsbereich)	[m ³]	Abschätzung Kubatur (Boden)
Ausbreitungsmechanismen		Abschätzung der vorherrschenden Ausbreitungsmechanismen
Ölschichtdicke	[mm]	falls vorhanden, Abschätzung Ölschichtdicke in der Formation
Mengenabschätzung	[l]	Summe aus Versickerungsbereich und Ausbreitungsbereich, freie Phase und immobile Restölsättigung (siehe Rückhaltevermögen)
Mikrobiologie		
Bioverfügbarkeit		Abschätzung anhand der Schadstoffspektrums
Temperatur		Grundwasser und Boden, Schwankungen über das Jahr
pH-Wert		Boden und Grundwasser
Mineralsalze		Laboruntersuchungen
organische Nährstoffe		Laboruntersuchungen
Sauerstoff		Laboruntersuchungen
Abbauversuche		Laboruntersuchungen
Gesamtkeimzahl		Laboruntersuchungen

Gefährdungsabschätzung		
Ausbreitungspfade		Grundwasser, Luft
hydraulische Sicherung	möglich, vorhanden <ja, nein>	Planung einer vollständigen Sicherung des Abstromes
Ökotoxizität		Laboruntersuchungen
Bisherige Sanierungsmaßnahmen		
Gutachten, etc.	vorhanden <ja/nein>	siehe Liste vorhandener Unterlagen
angewandte Methoden		Beschreibung
Sanierungserfolg		Beschreibung zeitlicher Verlauf der Boden- und Grundwasserbelastungen
Zusammenfassende Bewertung		
<zusammenfassende Bewertung über Voruntersuchungen und bisherigen Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen>		
Vorgeschlagene Vorgehensweise, Auswahl der optimalen Sanierungsmethode		
<input type="radio"/> weitere Untersuchungen sind notwendig, und zwar: <geologische Aufschlüsse, Bodenanalysen>		
<input type="radio"/> Einsatz biologisch abbaubarer Tenside ist aus folgenden Gründen grundsätzlich abzulehnen: <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> Hard Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> [1] Kontamination biologisch nicht abbaubar <input type="radio"/> [2] Aushub ist möglich und preiswerter (u.U. ex-situ Einsatz von Tensiden möglich) <input type="radio"/> [3] Durchlässigkeit ist für einen Spülungskreislauf zu gering <input type="radio"/> [4] Abstrom kann hydraulisch nicht gesichert werden 		
<input type="radio"/> mikrobiologische in-situ Sanierung mit Tensiden ist nicht möglich: <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> Soft Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> [1] Verweildauer im Boden zu gering, es kommt zu keinem in-situ Abbau <input type="radio"/> [3] Bodenstruktur nicht geeignet, Verstopfung durch Biomasse <input type="radio"/> Steuerbare Parameter (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> [1] Temperatur zu gering <input type="radio"/> [2] Wassergehalt zu gering oder zu hoch <input type="radio"/> [3] Mineralsalzgehalt ist zu gering und kann nicht erhöht werden <input type="radio"/> [4] Sauerstoffgehalt zu gering und kann nicht erhöht werden <input type="radio"/> [5] pH-Wert außerhalb des geeigneten Bereiches und kann nicht reguliert werden 		
<input type="radio"/> Bodenspülung mit Tensiden ist nicht möglich: <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> Soft Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> [1] Verweildauer im Boden zu lange, es kommt zum in-situ Abbau (kein Spülungskreislauf) <input type="radio"/> Steuerbare Parameter (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) sind nicht kritisch 		
<input type="radio"/> mikrobiologische ex-situ Methode mit Tensiden ist nicht möglich: <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> Soft Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> [1] Sickerwasseraufbereitung kann nicht im geeigneten Maße garantiert werden <input type="radio"/> Steuerbare Parameter (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) sind alle steuerbar 		
vorgeschlagenen Sanierungsvariante		
Die optimale Sanierungsmethode ist daher: <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> noch nicht bestimmbar, es fehlen noch Untersuchungen, hydraulische Sicherung als Erstmaßnahme <input type="radio"/> in-situ Sanierung <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> mikrobiologische in-situ Sanierung mit abbaubaren Tensiden <input type="radio"/> Bodenspülung mit abbaubaren Tensiden mit anschließender Abwasserbehandlung <input type="radio"/> mikrobiologische in-situ Sanierung mit Nährstofflösung oder Mikroorganismenzugabe 		

<ul style="list-style-type: none">○ Aushub<ul style="list-style-type: none">○ mikrobiologische ex-situ Sanierung unter Einsatz von abbaubaren Tensiden○ physikalische Bodenwäsche○ Deponierung
Argumentation für Entscheidung
<zusammengefaßte Argumente für die vorgeschlagene Sanierungsvariante>

Tabelle 11: Checkliste Voruntersuchungen und Sanierungsentscheidung

11.2 Kritische Faktoren

Für eine Entscheidungsfindung für einen etwaigen Einsatz biologisch abbaubarer Tenside zur Grundwasser- und Bodensanierung wurde ein 3-stufiger Entscheidungsbaum entwickelt.

Die für einen erfolgreichen Einsatz kritischen Faktoren lassen sich in

- "Hard Facts"
- "Soft Facts"
- Steuerbare Parameter

unterteilen.

Neben den beiden in-situ Anwendungsmöglichkeiten für Tenside

- mikrobiologische in-situ Sanierung
- Bodenspülung mit anschließender Abwasserreinigung

wurde auch die Unterstützung von ex-situ Sanierungen mittels von Tensiden angeführt.

Als alternative Sanierungsmethoden wurden die mikrobiologische in-situ Sanierung unter Zugabe von Nährstofflösung oder Mikroorganismen und die physikalische Bodenwäsche angeführt.

Die gängige Version einer hydraulischen Sicherung mit teilweiser Abreinigung der Mineralölkohlenwasserstoffe durch Grundwasserentnahme wurde ebenfalls inkludiert.

Die unter "**Hard Facts**" zusammengefaßten Faktoren sind mögliche Ausschließungsgründe. Die jeweilige Bedingung muß für die in Betracht gezogene Sanierungsmethode erfüllt sein (Ja/Nein Entscheidung).

"**Soft Facts**" enthalten diejenigen Faktoren, die gewisse Wertebereiche besitzen, z.B.: Bioverfügbarkeit. Die jeweiligen Sanierungsmethoden funktionieren in bestimmten Wertebereichen oder sind davon unabhängig.

"**Steuerbare Parameter**" sind diejenigen Faktoren, die in den einzelnen Sanierungsmethoden mehr oder weniger steuerbar sind. Ex-situ Methoden erlauben naturgemäß die weitreichenste Optimierung dieser Parameter.

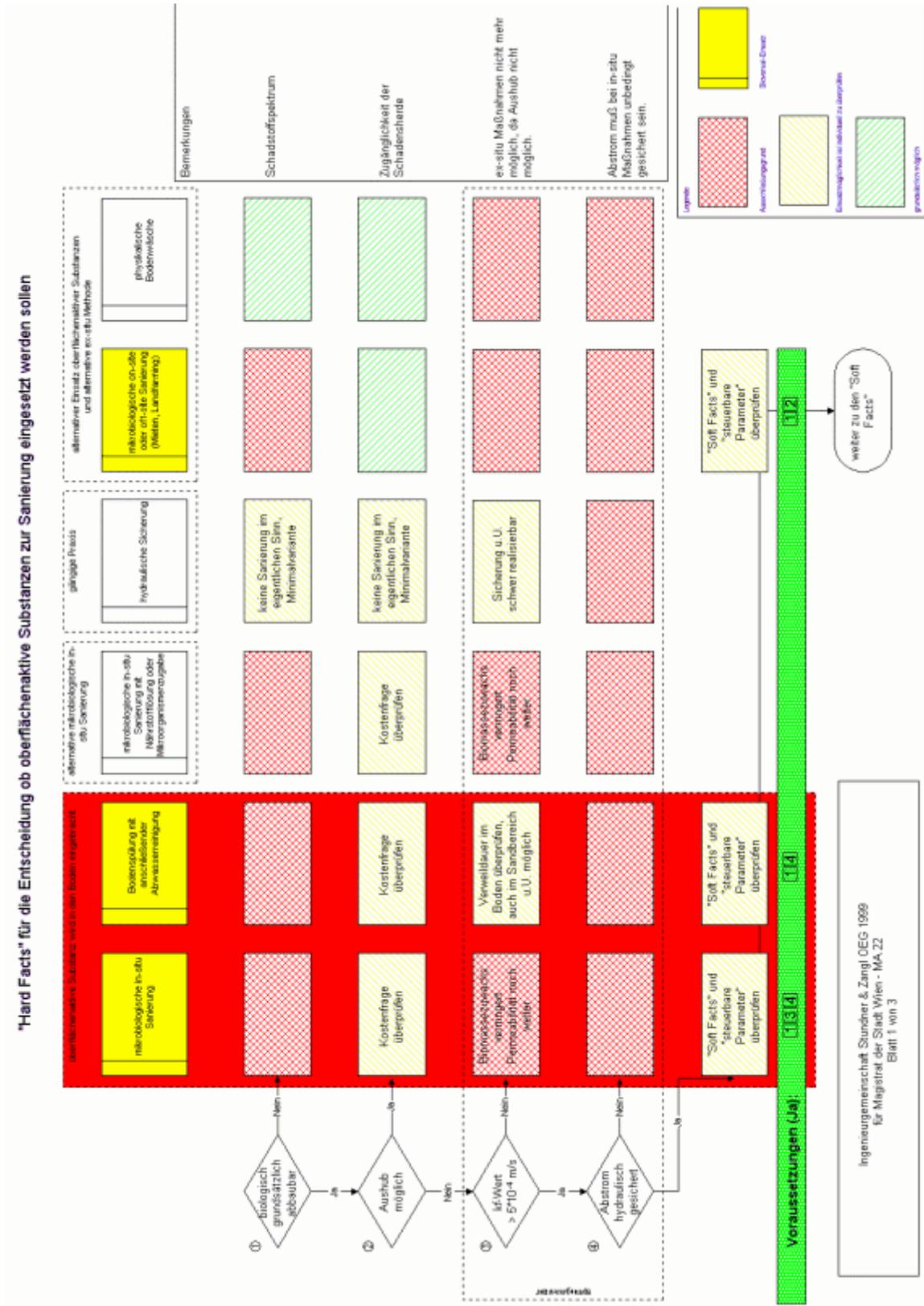


Abbildung 23: Hard Facts für Tensideinsatz

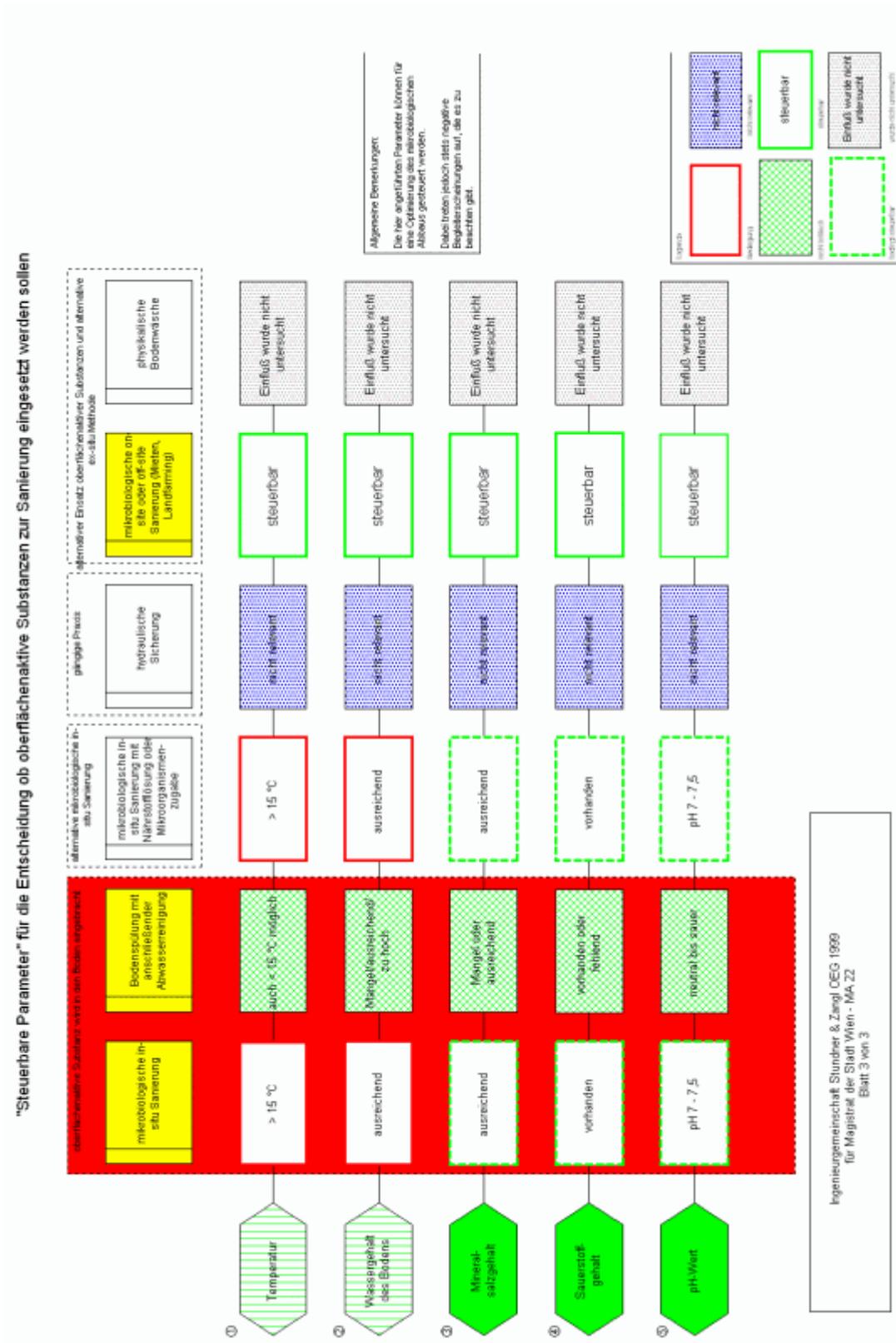


Abbildung 25: Steuerbare Parameter für Tensideinsatz

12 Einsatzbarkeit in der Stadt Wien

Es gelten grundsätzlich die erwähnten technischen Kriterien für den erfolgreichen Einsatz abbaubarer Tenside.

Besonderheiten ergeben sich durch spezielle geologische Rahmenbedingungen im Raum der Stadt Wien. Dabei ist die Möglichkeit einen funktionierenden Spülungskreislauf aufrecht zu erhalten die grundlegende Bedingung für den in-situ Einsatz solcher Detergenzien.

Biologische Parameter, die für eine mikrobiologische in-situ Sanierung zusätzlich notwendig sind, werden hier nicht beachtet. Das heißt, daß lediglich eine Aussage getroffen werden kann, ob gegebene geologische Bedingungen für die Aufrechterhaltung eines Spülungskreislaufes geeignet erscheinen oder nicht. Damit ist zumindest eine Aussage möglich, ob eine Bodenspülung mit anschließender Abwasserreinigung einsetzbar ist.

Bei einer reinen mikrobiologischen in-situ Sanierung mit dem Bodenkörper als Art Festbettreaktor sind zusätzliche Bedingungen seitens der Bodenstruktur zu stellen.

12.1 Geologische Rahmenbedingungen

12.1.1 Durchlässigkeit

Eine Mindestdurchlässigkeit muß gegeben sein, auch für die vadose Zone. Bei der Bodenspülung sind auch niedrigere Durchlässigkeiten denkbar, etwa $1 \cdot 10^{-4}$ [m/s].

12.1.2 Vertikaler Schichtenaufbau

Noch wichtiger ist der vertikale Schichtenaufbau, sowohl in der gesättigten Zone als auch im unmittelbaren Versickerungsbereich.

Schlecht durchlässige Schichten im Versickerungsbereich deuten auf eine areale Verbreiterung der Schadstoffausbreitung hin.

Zudem werden versickernde und ausgebreitete Mineralölkohlenwasserstoffe bevorzugt an schlecht durchlässigen Schichten mit erhöhtem Tonanteil angelagert. Die in-situ Abreinigung von solchen Schichten, die sich meistens durch einen hohen organischen Anteil auszeichnen, ist nur bedingt möglich.

Schichtwässer sind im allgemeinen schwer hydraulisch zu sichern. Die Ausbreitung in der gesättigten Zone läßt sich ohne detaillierte geologische Aufschlüsse nicht abschätzen.

In geschichteten Grundwasserleitern, u.U. mit mehreren Grundwasserstockwerken, lassen sich Spülungskreisläufe nur schwer realisieren (gegebenenfalls 2 Kreisläufe).

12.2 Demonstrationsbeispiele

Es wurden von Seiten der Magistratsabteilung 45 (Dipl.-Ing. Straka) Unterlagen zu 4 aktuellen Schadensfällen zur Verfügung gestellt. Diese wurden mit den in dieser Studie erarbeiteten Entscheidungshilfen auf einen möglichen Einsatz von abbaubaren Tensiden zur Sanierung hin überprüft.

Die Ergebnisse werden hier in anonymisierter Form wiedergegeben.

Unterlagen zu den einzelnen Schadensfällen liegen teilweise nur rudimentär vor, eine Bewertung dieser Schadensfälle kann daher nur in sehr genereller Form gegeben werden. Wie bei jeder Sanierungsplanung müssen die lokalen und regionalen Gegebenheiten entsprechend sorgfältig untersucht und für eine Entscheidung für eine bestimmte Sanierungsmethode herangezogen werden.

Im folgenden wurden die Checklisten verkürzt wiedergegeben.

12.2.1 Schadensfall A, Wien, 10

Schadensfall: <Schadensfall A, Wien, 10> <Bearbeiter> <Datum> <Kontakt Gutachter> <Kontakt Verursacher> <Kontakt Behörde>
Zusammenfassende Bewertung
Der Schichtenaufbau eignet sich denkbar schlecht um eine in-situ Sanierungsmaßnahme durchzuführen. Grundwasserführende Schichten sind sehr geringmächtig, Grundwasserströmungsrichtungen wahrscheinlich nur schlecht bestimmbar.
Vorgeschlagene Vorgehensweise, Auswahl der optimalen Sanierungsmethode
<ul style="list-style-type: none">○ Einsatz biologisch abbaubarer Tenside ist aus folgenden Gründen grundsätzlich abzulehnen:<ul style="list-style-type: none">○ Hard Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren)<ul style="list-style-type: none">○ [3] Durchlässigkeit ist für einen Spülungskreislauf zu gering○ [4] Abstrom kann hydraulisch nicht gesichert werden○ Bodenspülung mit Tensiden ist nicht möglich:<ul style="list-style-type: none">○ Soft Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren)<ul style="list-style-type: none">○ [1] Verweildauer im Boden zu lange, es kommt zum in-situ Abbau (kein Spülungskreislauf)
Argumentation für Entscheidung
Sollten die geologischen Verhältnisse im Schadensbereich so wie in den benachbarten Bohrungen vorliegen, ist von einem in-situ Einsatz abbaubarerer Tenside, egal ob für in-situ Abbau oder Bodenspülung, abzuraten.

12.2.2 Schadensfall B, Wien, 23

Schadensfall: <Schadensfall B, Wien 23> <Bearbeiter> <Datum> <Kontakt Gutachter> <Kontakt Verursacher> <Kontakt Behörde>
Zusammenfassende Bewertung
Ähnlich wie Schadensfall A! Der Schichtenaufbau eignet sich denkbar schlecht um eine in-situ Sanierungsmaßnahme durchzuführen. Grundwasserführende Schichten sind sehr geringmächtig, Grundwasserströmungsrichtungen wahrscheinlich nur schlecht bestimmbar.
<ul style="list-style-type: none">○ Einsatz biologisch abbaubarer Tenside ist aus folgenden Gründen grundsätzlich abzulehnen:<ul style="list-style-type: none">○ Hard Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren)<ul style="list-style-type: none">○ [3] Durchlässigkeit ist für einen Spülungskreislauf zu gering○ [4] Abstrom kann hydraulisch nicht gesichert werden
<ul style="list-style-type: none">○ Bodenspülung mit Tensiden ist nicht möglich:<ul style="list-style-type: none">○ Soft Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren)<ul style="list-style-type: none">○ [1] Verweildauer im Boden zu lange, es kommt zum in-situ Abbau (kein Spülungskreislauf)
Argumentation für Entscheidung
Sollten die geologischen Verhältnisse im Schadensbereich so wie in den benachbarten Bohrungen vorliegen, ist von einem in-situ Einsatz abbaubarerer Tenside, egal ob für in-situ Abbau oder Bodenspülung, abzuraten.

12.2.3 Schadensfall C, Wien, 2

Schadensfall: <Schadensfall C, Wien, 2> <Bearbeiter> <Datum> <Kontakt Gutachter> <Kontakt Verursacher> <Kontakt Behörde>
Zusammenfassende Bewertung
Schadstoff (Heizöl Leicht) ist für mikrobiologische Sanierung ideal. Schadstoff schwimmt in Phase auf, muß vor eigentlicher Sanierung abgepumpt werden. Sehr gut durchlässiger Grundwasserleiter ($1.5 \cdot 10^{-2}$ [m/s]) macht mikrobiologische in-situ Sanierung oder Bodenspülung möglich. Aulehmschicht befindet sich oberhalb oder im Grundwasserschwankungsbereich. Versickerungsbereich könnte damit größer sein als angenommen. Diese Schicht beeinflusst auch Spülungskreislauf. Durch Kleinräumigkeit und hohen Abstandsgeschwindigkeiten im Grundwasserleiter (mehrere Meter pro Tag) wird es notwendig sein, das abgepumpte Wasser über einen Bioreaktor abzureinigen.

Vorgeschlagene Vorgehensweise, Auswahl der optimalen Sanierungsmethode
<input type="radio"/> weitere Untersuchungen sind notwendig, und zwar: kann Abstrom wirklich gesichert werden? Jahresganglinien, herrscht derzeit Niedrigwasser? 3D Schadensbild Überprüfung der Ausbreitung (bisherige Entnahme ist sehr hoch, stimmen nicht mit abgeschätztem Rückhaltevermögen zusammen) laufende Daten aus hydraulischer Sicherung (Entnahmemengen, Phasendicke, GW-Stand) dichtende Schicht in vadose Zone höhenmäßig einmessen Bodenanalysen aus Aulehmschicht (Oberkante)
vorgeschlagenen Sanierungsvariante
Die optimale Sanierungsmethode ist daher: <input type="radio"/> es fehlen noch Untersuchungen, hydraulische Sicherung als Erstmaßnahme <input type="radio"/> in-situ Sanierung <input type="radio"/> mikrobiologische in-situ Sanierung mit abbaubaren Tensiden <input type="radio"/> Bodenspülung mit abbaubaren Tensiden mit anschließender Abwasserbehandlung <input type="radio"/> mikrobiologische in-situ Sanierung mit Nährstofflösung oder Mikroorganismenzugabe
Argumentation für Entscheidung
Heizöl in Phase muß vorher abgepumpt werden, die hydraulische Sicherung sollte also vorerst aufrecht bleiben. Es fehlen noch einige Informationen um einen vollständigen Spülungskreislauf gewährleisten zu können und das Schadensausmaß exakter beurteilen zu können.

12.2.4 Schadensfall D, Wien, 19

Schadensfall: <Schadensfall D, Wien, 19> <Bearbeiter> <Datum> <Kontakt Gutachter> <Kontakt Verursacher> <Kontakt Behörde>
Zusammenfassende Bewertung
Mit der laufenden hydraulischen Sicherung konnten lediglich einige Liter Schadstoff aus dem Grundwasser entfernt werden. Die Reichweite des Entnahmebrunnens reicht wahrscheinlich nicht aus um eine hydraulische Sicherung zu gewährleisten.
<input type="radio"/> Einsatz biologisch abbaubarer Tenside ist aus folgenden Gründen grundsätzlich abzulehnen: <input type="radio"/> Hard Facts (siehe Kapitel 11.2 Kritische Faktoren) <input type="radio"/> [3] Durchlässigkeit ist für einen Spülungskreislauf zu gering <input type="radio"/> [4] Abstrom kann hydraulisch nicht gesichert werden
Argumentation für Entscheidung
Eine Versickerung von abbaubaren Tensiden zur Ausspülung der Restölsättigung aus der vadosen Zone und dem Grundwasserschwankungsbereich wird wegen der geringen Durchlässigkeit wahrscheinlich nicht funktionieren. Grundsätzlich ist zu klären wo sich die restlichen Kontaminationen befinden. Ist nur mehr der Grundwasserschwankungsbereich betroffen, können Tenside u.U. im Anstrom eingebracht werden. Auf jeden Fall werden zusätzliche Brunnen notwendig sein, da wahrscheinlich die vollständige hydraulische Sicherung des Abstromes nicht gewährleistet ist.

12.2.5 Schadensfall E, Wien, 23

Schadensfall:

<Schadensfall E, Wien, 23>

<Bearbeiter>

<Datum>

<Kontakt Gutachter>

<Kontakt Verursacher>

<Kontakt Behörde>

Zusammenfassende Bewertung

Schadstoff (Heizöl Leicht) ist für mikrobiologische Sanierung ideal. Schadstoff schwimmt in Phase auf, muß vor eigentlicher Sanierung abgepumpt werden.

Die Kontamination liegt in 2 Grundwasserstockwerke mit teilweise nur mässiger Durchlässigkeit vor. Die MKW-Gehalte sind teilweise so hoch wie das jeweilige abgeschätzte Rückhaltevermögen des Bodens.

Tenside lassen sich bei diesen Durchlässigkeiten durchaus einsetzen. Die teilweise extrem hoch belasteten Bereiche liegen nicht sehr tief. Großflächige Verrieselungen von Tensiden im Schadensbereich (Versickerungsbereich und Ausbreitungsbereich) sind möglich und beschleunigen den Kontaminationsaustrag.

Die Absicherung des Abstromes sollte wegen der Großflächigkeit des Schadens über Drainagesysteme gewährleistet werden (siehe auch geringe Flurabstände).

vorgeschlagenen Sanierungsvariante

Die optimale Sanierungsmethode ist daher:

- Weiterführung der hydraulischen Sicherung, Abpumpen der Schadstoffe in Phase
- in-situ Sanierung
 - mikrobiologische in-situ Sanierung mit abbaubaren Tensiden
 - Bodenspülung mit abbaubaren Tensiden mit anschließender Abwasserbehandlung
 - mikrobiologische in-situ Sanierung mit Nährstofflösung oder Mikroorganismenzugabe

Argumentation für Entscheidung

Heizöl in Phase muß vorher abgepumpt werden, die hydraulische Sicherung sollte also vorerst aufrecht bleiben.

Es gibt keine ausschließenden Gründe für einen Einsatz von Tensiden zur Bodenspülung im vorliegenden Fall. Parameter zum mikrobiologischen Abbau der Schadstoffe im Boden liegen noch nicht vor.

13 Arbeitsschutz

Im folgenden wird ein Überblick über die bisher verfügbaren Daten zur Keimbelastung bei den verschiedenen Bodensanierungsverfahren und den daraus abzuleitenden Schlußfolgerungen gegeben.

Die biologische Bodensanierung ist durch eine Vielzahl verschiedener Verfahren gekennzeichnet. So kann grob nach In-situ- und Ex-situ-Verfahren gegliedert werden, wobei sich letztere wiederum in statische Mietenverfahren, dynamische Mietenverfahren und Reaktorverfahren oder in Verfahren mit und ohne organische Zuschlagstoffe gliedern lassen.

Die meisten dieser Verfahrensvarianten sind durch anwendertypische Eigenschaften gekennzeichnet, die eine generelle Einschätzung einer Gefährdung von Mitarbeitern nicht zulassen. Dennoch können folgende generelle Aussagen getroffen werden:

Der Umgang mit kontaminierten Böden oder Wässern ist für Beschäftigte in nahezu allen Erkundungs- oder Sanierungsprojekten vor allem auf Grund der Schadstoffe ein Risikofaktor. Das Tragen einer Schutzkleidung und die Körperreinigung in einer Schwarz-Weiß-Anlage reduziert die Gefahr einer Infektion, die durch das Eindringen pathogener Bodenbakterien in kleine Hautwunden verursacht werden kann.

Die Gefahr einer Infektion oder Allergieauslösung durch direkten Kontakt mit Wasser oder Boden sowie durch die Inhalation von keimhaltigen Stäuben oder Nebeln besteht allgemein und ist nicht für die biologische Bodensanierung typisch. Bisher liegen keine Hinweise vor, die eine Erhöhung dieses Risikos durch Populationsverschiebungen im Verlauf einer biologischen Sanierung andeuten (Dott, 1992; Winterberg et al., 1995).

Besonderes Augenmerk muß jedoch Verfahren gelten, die keimhaltige Zuschlagstoffe verwenden, die das mit Sporenemissionen verbundene Wachstum von Pilzen auf organischen Cosubstraten fördern oder die auf der Zugabe von Starterkulturen beruhen.

Bislang liegen lediglich Daten zur mikrobiologischen Begleituntersuchung einer Bodensanierungsmaßnahme vor, die mit einem dynamischen Mietenverfahren ohne organische Zuschlagstoffe durchgeführt wurde (Winterberg et al., 1995).

14 Kosten für Sicherungs- und Sanierungstechniken

Nachfolgend sollen die gängigen Sicherungs- und Sanierungstechniken der Bodensanierung nach kurzer Beschreibung und verfahrenstechnischer Bewertung kostentechnisch eingestuft werden. Die Kostenangaben können allerdings nur als Anhalt dienen, da jede Bodenkontamination nicht nur aus technischer Sicht, sondern auch in bezug auf die Kosten im Einzelfall bewertet werden muß (UB Media: Boden und Altlasten, 08/98).

Bei einer großen Sanierungsmaßnahme können, z. B. im Rahmen des Wettbewerbs, günstigere Preise erreicht werden als bei kleineren Maßnahmen. Es empfiehlt sich daher, mehrere Angebote einzuholen und Preisvergleiche anzustellen. Nicht zuletzt wirkt sich auch die Infrastruktur auf die Kosten aus. Ist die Kontamination z. B. an einem schwer zugänglichen Ort oder die nächste ortsfeste Sanierungsanlage bei einem Off-site-Verfahren sehr weit entfernt, so steigen die Kosten erwartungsgemäß an.

14.1 Wirtschaftlichkeit biologischer Bodensanierung

Die Kosten sind für die Sanierung von grundsätzlicher Bedeutung. Sie entscheiden über die Auswahl der Sanierungsverfahren. Der Umfang einer Sanierung wird maßgeblich von dem angestrebten Sanierungsziel beeinflusst: Je geringer die angestrebte Restbelastung und die damit verbundene freiere Nutzung des Bodens ist, desto höher ist der Aufwand zur Reinigung des Bodens. Daher ist die Abwägung aller Faktoren zur Darstellung einer Kosten-Nutzen-Analyse von großer Bedeutung.

Dabei sind im wesentlichen die folgenden Punkte zu berücksichtigen:

- Bei der Vorgabe eines Sanierungszieles sollte das vom Schadensort ausgehende Gefährdungspotential mit dem Wasser- und/oder Energieverbrauch und den möglicherweise auftretenden Umweltbelastungen durch den Sanierungsvorgang verglichen werden.
- Eine nutzungs- und schutzgutbezogene Betrachtungsweise ist von entscheidender Bedeutung.
- Unter wirtschaftlichen Aspekten kann die zur Durchführung einer On-site-Maßnahme benötigte Zeit von Bedeutung sein, da das Gelände erst nach der Sanierung für eine weitere Nutzung zur Verfügung steht.

Biologische Verfahren sind in der Regel kostengünstiger und ökologisch verträglicher als andere Verfahren, da sie einen geringen Wasser- und Energieverbrauch haben und in der Regel keine Reststoffe produzieren. Sie benötigen aber einen Zeitraum, der um so größer ist, je geringer die Restbelastung sein soll, da sich die Abbaugeschwindigkeit mit sinkendem Schadstoffgehalt verlangsamt. Dynamische biotechnische Verfahren bieten hier deutliche Vorteile im Vergleich mit anderen Verfahren, da sie durch ihre intensive Prozeßsteuerung kurze Sanierungszeiten erreichen können.

Eine Angabe von definierten Preisen für die biologische Bodensanierung bzw. für die Sanierung im allgemeinen erscheint in Anbetracht der heutigen Marktsituation aus den aufgeführten Gründen schwierig und nicht immer sinnvoll:

- Die bestehenden Verfahren werden gemäß den Erfahrungen ständig verbessert und auf ihre Wirtschaftlichkeit hin überprüft.
- In einigen Regionen sind bereits deutliche Überkapazitäten bezogen auf stationäre Bodenbehandlungsanlagen vorhanden.
- Andererseits werden auf Grund der schlechten wirtschaftlichen Situation von Betrieben und öffentlicher Hand immer weniger Sanierungen in Auftrag gegeben, es sei denn, es liegt akuter Handlungsbedarf vor. In diesen Fällen werden allerdings z.Z. oft kostengünstigere

Sicherungsmaßnahmen bevorzugt, ohne zu berücksichtigen, daß diese keine endgültige Lösung darstellen. Bei einer zukünftigen Veräußerung des Geländes muß eine deutliche Wertminderung einkalkuliert werden.

Die Durchführung einer Sanierungsmaßnahme bedarf daher der interdisziplinären Zusammenarbeit, um alle wesentlichen Aspekte zu diskutieren und um eine ökonomisch vertretbare und ökologisch sinnvolle Entscheidung zu treffen.

14.2 Kosten für Sicherungstechniken

Tabelle 12: Kosten für Sicherungstechniken

Verfahrensgruppe: Abdeckungen

Verfahren/Maßnahme: Abdeckung durch geeignete Kunststoffbahnen

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	Abdeckbahnen werden vor Ort verklebt; dient zur Vermeidung von Erosionen von Deponien und Böden
Bewertung und Folgeprobleme	Erstmaßnahme; weitere Behandlung des kontaminierten Materials erforderlich
Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; Haltbarkeit des Dichtungsmaterials ca. 10 Jahre
Kostenschätzung	ca. 3 - 5 EURO pro t Boden

Verfahrensgruppe: Vertikale Barrieren

Verfahren/Maßnahme: Spundwand

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	Ausführung meist als Stahlspundwand; die Stahlwände werden in den Boden eingetrieben und im Erdreich miteinander verbunden
Bewertung und Folgeprobleme	Sicherungsmaßnahme zum Schutz vor Verunreinigung von Grundwasser und unbelasteten Bodenbereichen
Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; Haltbarkeit der Dichtungswände unterschiedlich (nach Herstellerangaben)
Kostenschätzung	40 - 140 EURO pro m2 Dichtungswand

Verfahren/Maßnahme: Schlitzwand

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	Aushub eines Grabens um das kontaminierte Gebiet; der Graben wird durch (primär) Stützlamellen gesichert; zwischen den Lamellen wird eine Bentonit-suspension gegeben, die aushärtet.
Bewertung und Folgeprobleme	Sicherungsmaßnahme zum Schutz vor Verunreinigung von Grundwasser und unbelasteten Bodenbereichen

Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; Haltbarkeit der Dichtungswände unterschiedlich (nach Herstellerangaben)
Kostenschätzung	55 - 175 EURO pro m2 Dichtungswand

Verfahren/Maßnahme: Injektion/Düsenstrahlinjektion
=====

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	Einrichtung eines Schutzbrunnens aus Grund- oder Frischwasser zur Vermeidung der vertikalen Ausbreitung
Bewertung und Folgeprobleme	bei wasserlöslichen Kontaminationen ggf. nachfolgende Behandlung des Prozeßwassers
Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; theoretisch unbegrenzter Schutz
Kostenschätzung	150 - 300 EURO pro m2 Bodenfläche

Verfahrensgruppe: Horizontale Barrieren

Verfahren/Maßnahme: Stollen mit oder ohne Füllung
=====

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	durch Untergrundversiegelung Vermeidung der Kontamination von tieferen Bodenschichten und Grundwasser
Bewertung und Folgeprobleme	aufwendiges bergmännisches Unterfahren
Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; theoretisch unbegrenzter Schutz
Kostenschätzung	400 - 1000 EURO pro m2 Bodenfläche

Verfahren/Maßnahme: Durchgehende Sohlabdichtung
=====

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	durch Untergrundversiegelung mittels Kunststoffbahnen oder undurchlässige Materialien (Beton, Ton) Vermeidung der Kontamination von tieferen Bodenschichten und Grundwasser
Bewertung und Folgeprobleme	aufwendige Tiefbaumaßnahme
Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; Haltbarkeit des Dichtungsmaterials unterschiedlich
Kostenschätzung	200 - 300 EURO pro m2

14.3 Kosten für Sanierungstechniken

Tabelle 13: Kosten für Sanierungstechniken

Verfahrensgruppe: Verfahren ohne Bodenentnahme (In-situ Verfahren)

Verfahren/Maßnahme: Mikrobiologische Behandlung

Schadstoffe	besonders geeignet: Mineralöl, Phenole, CKW, Benzol u. a. biologisch abbaubare Stoffe
Kurzbeschreibung	Aktivierung und Intensivierung der natürlichen biologischen Abbauprozesse im Boden durch Schaffung günstiger Milieubedingungen (Nährstoffdosierung, Belüftung etc.)
Bewertung und Folgeprobleme	Nur bedingt mögliche Kontrolle der Abbauleistung, witterungsabhängig, nur bei geringeren Schadstoffkonzentrationen und günstigen kf-Werten praktikabel, optimale Abbauleistung ist nur schwer einzuhalten, ökologisch günstige Maßnahme da der Boden in seiner natürlichen Lage belassen wird.
Stand der Entwicklung	bei biologisch gut abbaubaren Substanzen (wie Mineralöl) erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	u. U. sehr langwieriges Verfahren von mehreren Jahren
Kostenschätzung	25 - 100 EURO pro m³ Boden

Verfahren/Maßnahme: Thermische Behandlung

Schadstoffe	niedrig siedende Kohlenwasserstoffe und halogenierte Kohlenwasserstoffe sowie andere leicht flüchtige Substanzen
Kurzbeschreibung	durch Einblasen von Heißdampf erfolgt die Mobilisierung und Verdampfung der Schadstoffe aus dem Erdreich
Bewertung und Folgeprobleme	Gefahr der unkontrollierten Ausspülung von Schadstoffen mit kondensiertem Dampf, sehr energieaufwendig
Stand der Entwicklung	in der Erprobung
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; Sanierungsdauer eher lang, jedoch konzentrationsabhängig
Kostenschätzung	150 - 400 EURO pro t Boden

Verfahren/Maßnahme: Chemische Behandlung

Schadstoffe	Schwermetalle, Pestizide, Cyanide, Fluoride
Kurzbeschreibung	Einbringen von Chemikalien zur chemischen Umsetzung (Oxidation, Neutralisation, Reduktion etc.) der Schadstoffe
Bewertung und Folgeprobleme	Gefahr der Remobilisierung von toxischen Stoffen, Beeinflussung der biologischen Selbstreinigung des Bodens, Langzeitverhalten in der Regel nicht

	geklärt
Stand der Entwicklung	größtenteils erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	eher kürzer dauerndes Verfahren
Kostenschätzung	100 - 175 EURO pro m³ Boden

Verfahrensgruppe: Verfahren mit Bodenaushub (On/Off-site Verfahren)

Verfahren/Maßnahme: Abtransport und Entlagerung

Schadstoffe	alle Arten
Kurzbeschreibung	Entnahme und Abtransport des kontaminierten Materials evtl. mit vorhergehender Konditionierung
Bewertung und Folgeprobleme	Gefährdung bei den Aushubarbeiten, Gefahr von Erosionen, aufwendiger Arbeitsschutz, Problemverlagerung
Stand der Entwicklung	erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort und dauerhaft wirksam
Kostenschätzung	75 - 500 EURO pro t Boden

Verfahren/Maßnahme: Verfestigung

Schadstoffe	Mineralöl- und/oder schwermetallhaltiges, feinkörniges Material
Kurzbeschreibung	Vermischen mit Reaktionsmitteln zur Fixierung der Schadstoffe im Boden (z. B. mit Zement, Puzzolan, Kalk oder Kunstharzen)
Bewertung und Folgeprobleme	Gefahr der späteren Ausgasung leicht flüchtiger Schadstoffe
Stand der Entwicklung	z. T. erprobt
Sanierungszeit/Zeitverhalten	sofort wirksam; Langzeitverhalten ist noch nicht geklärt
Kostenschätzung	ab 75 EURO pro t Boden

Verfahren/Maßnahme: mikrobiologische Verfahren

Schadstoffe	Biologisch abbaubare Schadstoffe wie Mineralöl, Benzol, Phenole und andere Kohlenwasserstoffe
Kurzbeschreibung	Biologischer Abbau nach Auskoffern und Aufbringen auf eine geeignete Fläche oder in einen Reaktor und Einstellung optimaler Milieubedingungen (Nährstoffverhältnis, pH-Wert, Sauerstoff- und Feuchtegehalt)
Bewertung und Folgeprobleme	Ökologisch sinnvoll, da keine Verlagerung der Schadstoffe in andere Medien, konzentrationsabhängig
Stand der Entwicklung	erprobt für biologisch abbaubare Schadstoffe

Sanierungszeit/Zeitverhalten z.T. lang andauernde Verfahren von
einigen Monaten bis zu mehreren Jahren

Kostenschätzung 25 - 125 EURO pro t Boden

Verfahren/Maßnahme: Extraktion

Schadstoffe Mineralöl, PCB, Schwermetalle,
Cyanide, Teer-Kohlenwasserstoffe

Kurzbeschreibung Wiederholtes Waschen des kontaminier-
ten Bodens mit Säuren, Basen oder
organ. Extraktionsmitteln

Bewertung und Folgeprobleme Nachbehandlung der Wasch-/Extraktions-
flüssigkeiten erforderlich, Schlamm-
entsorgung, gute Kontrollmöglichkeit,
teilweise aufwendige Verfahrenstechnik

Stand der Entwicklung erprobt

Sanierungszeit/Zeitverhalten sofort und auf Dauer wirksam

Kostenschätzung 50 - 175 EURO pro t Boden

Verfahren/Maßnahme: Chemische Behandlung

Schadstoffe Schwermetalle, Cyanide

Kurzbeschreibung Intensive Vermischung des Bodens mit
den reaktiven Chemikalien
(Oxidations-, Neutralisations- und
Redoxvorgänge)

Bewertung und Folgeprobleme Gute Erfolgskontrolle, z. T. negative
Beeinflussung der Bodenbiologie

Stand der Entwicklung z. T. erprobt

Sanierungszeit/Zeitverhalten sofort und dauerhaft wirksam

Kostenschätzung 15 - 150 EURO pro t Boden

15 Anhang

15.1 Literaturverzeichnis

- (ADE93) **ADENEKAN, A.E., PATZEK, T.W.:** 1993, "*Cleaning Up Spilled Gasoline With Steam: Compositional Simulations*", SPE paper no. 25257
- (ALT93) **ALTMANN, B.-R.:** 1993, "*Mobilitäts- und Transportverhalten von Mineralölen in Böden*", In Bewertung und Sanierung mineralöl-kontaminierter Böden, 10. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz, Leipzig
- (API80) **American Petroleum Institute:** 1980, "*Underground Spill Cleanup Manual*", API Publication, American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- (AZI79) **AZIZ, K., SETTARI, A.:** 1979, "*Petroleum Reservoir Simulation*", Applied Science Publishers
- (AZI92) **AZIZ, K.:** 1992, "*Fundamentals of Reservoir Simulation*", Seminarunterlagen, HOT Engineering, Leoben
- (BAE84) **BAEHR, A., CORAPCIAGLU, M.Y.:** 1984, "*A Predictive Model for Pollution from Gasoline in Soils and Groundwater*", In Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water, NWWA, Houston, TX
- (BEA72) **BEAR, J.:** 1972, "*Dynamics of Fluids in Porous Media*", Elsevier, New York, NY
- (BER78) **BERRUIN, N.A., MORSE, R.A.:** 1978, "*Effect of Flooding Rate and Permeability ordering on Waterflooding Stratified Reservoir*", SPE paper 7158
- (BEV81) **BEVEN, K., GERMANN, P.:** 1981, "*Water Flow in Soil Macropores*", Journal of American Soil Science Society Vol.32:15-29, American Soil Science Society
- (BOD44) **BODMAN, G.B., COLEMAN, E.A.:** 1944, "*Moisture and Energy Conditions During Downward Entry of Water into Soils*", Proceedings of American Soil Science Society Vol.8:116-122, American Soil Science Society
- (BRA87) **BRADLEY, H.B.:** 1987, "*Petroleum Engineering Handbook*", Society of Petroleum Engineers
- (BRU93) **BRUBAKER, G., FORD, D., SMITH, J.:** 1993, "*Microbial Activity and Bioremediation of Soil and Groundwater*", Course material, Sponsored by Environmental Education Enterprises Institute and the Association of Engineering Geologists, Columbus, OH
- (BUC42) **BUCKLEY, S.E., LEVERETT, M.C.:** 1942, "*Mechanism of Fluid Displacement in Sands*", Am. Inst. Min. Metall. Eng.; Trans AIME 146, 107-111
- (BUS84) **BUSS, D.R., CHATMAN, S.D., FAUST, C.R.:** 1984, "*Evaluation of Aquifer Restoration Techniques for Immiscible Contaminants Using Numerical Models*"

- (CHA83) CHATZIS, I., MORROW, N.R., LIM, H.T.: 1983, "*Magnitude and Detailed Structure of Residual Oil Saturation*", Society of Petroleum Engineers Journal (SPEJ) Vol.23:2, Society of Petroleum Engineers
- (COA69) COATS, K.H.: 1969, "*Use and Misuse of Reservoir Simulation Models*", JPT,1391-1398
- (COL76) COLLINS, R.E.: 1976, "*Flow of Fluids through Porous Materials*", The Petroleum Publishing Company, Tulsa, OK
- (CON79) CONVERY, M.P.: 1979, "*The Behaviour and Movement of Petroleum Products in Unconsolidated Surficial Deposits*", M.S. Thesis, Univ. of Minn.
- (CRA55) CRAIG, F.F., jr, GEFFEN, T.M., MORSE, R.A.: 1955, "*Oil Recovery Performance of Pattern Gas of Water Injection Operations from Model Tests*", Trans AIME 204, 7-15
- (CRA71) CRAIG, F.F., jr.: 1971, "*The Reservoir Engineering Aspects of Waterflooding*", In Monograph, Volum 3, of the Henry L. Doherty Series, New York/Dallas
- (CRI77) CRICHLLOW, H.B.: 1977, "*Modern Reservoir Engineering - A Simulation Approach*", Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ
- (DAR56) DARCY, H.: 1856, "*Fontaines Publiques de la Ville de Dijon*", Victor Dalmont, Paris
- (DAV93) DAVIDSON, J., NIELSEN, D., NIELSEN, G.: 1993, "*Assessment and Remediation of Subsurface Petroleum Hydrocarbon Releases: Fundamental Concepts and Field Practices*", Course material, Sponsered by Environmental Education Enterprises Institute and the Association of Engineering Geologists, Columbus, OH
- (DVWK85) DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK): 1985, "*Voraussetzungen und Einschränkungen bei der Modellierung der Grundwasserströmung*", Merkblatt 206, Verlag Paul Parey, Hamburg
- (DVWK89) DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK): 1989, "*Stofftransport im Grundwasser*", Heft 83, Verlag Paul Parey, Hamburg
- (DVWK92) DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK): 1992, "*Anwendung hydrogeochemischer Modeller*", Heft 100, Verlag Paul Parey, Hamburg
- (DOU58) DOUGLAS, J., jr.: 1958, "*Calculation of Linear Waterflood Behaviour Including the Effects of Capillary Pressure*", In Trans AIME 213
- (DOW89) DOWNS, W.C., HUTCHINS, S.R., WILSON, J.T., DOUGLAS, R.H., HENDRIX, D.J.: 1989, "*Pilot project on bioremediation of fuel-contaminated aquifer using nitrate: part 1-field design and ground water modeling*", Proceedings, Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection and Restoration, pp.219-233, National Water Well Association, Dublin, Ohio
- (DYK50) DYKSTRA, H. PARSONS, R.L.: 1950, "*The Prediction of Waterflood Performance With Variation in Permeability Profile*", Prod. Monthly 15, 9-12
- (EAM81) EAMES, V.: 1981, "*Influence of Water Saturation on Oil Retention Under Field and Laboratory Conditions*", M.S. Thesis, Univ. of Minn.

- (ENG51) **ENGELBERTS, W.F., KLINKENBERG, L.J.:** 1951, "*Laboratory Experiments on the Displacement of Oil by Water from Packs of Granular Material*", Proc. Third World Pet. Cong., The Hague, Sec. II, 544
- (EVE93) **EVERETT, L., KREAMER, D.:** 1993, "*Vadose zone investigations and remediation*", Course material, Sponsered by Environmental Education Enterprises Institute and the Association of Engineering Geologists, Columbus, OH
- (FAN80) **FANCHI, J.R.:** 1980, "*Multidimensional Numerical Dispersion*", SPE paper No. 9018, SPE, Dallas, TX
- (FET71) **FETKOVITCH, M.J.:** 1971, "*A Simplified Approach to Water Influx Calculations - Finite Aquifer Systems*", J. Pet. Tech., 814-818
- (GEL85) **GELDNER, P.:** 1985, "*Simulationsmodelle zur Ausbreitung von Schadstoffen im Untergrund*", DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 45, 249-275, Eschborn
- (HEI89) **HEINEMANN, Z. E., BRAND, C., MUNKA, M., CHEN, Y.M.:** 1989, "*Modeling Reservoir Geometry with Irregular Grids*", SPE paper no. 18412
- (HEI91) **HEINEMANN, Z. E., BRAND, C., AZIZ, K.:** 1991, "*The Grid Orientation Effect in Reservoir Simulation*", SPE paper no. 21228
- (HEI94) **HEINEMANN, Z. E.:** 1994, "*Advances in Gridding Techniques*", prepared for Fifth International Forum on Reservoir Simulation, Muscat, Oman
- (HER91) **HERR, M.:** 1991, "*Schadstofftransportmechanismen im Boden und im Grundwasser*", In Handbuch der Umwelttechnik '92, UTEC Absorga, Linz
- (HIL94) **HILLER, C.:** 1994, "*Ausbreitungsrechnungen für Stoffe im Grundwasser*", VDI Bildungswerk, Seminarunterlagen
- (HIR94) **HIRNER, A.V., BECKER, S.:** 1994, "*Charakterisierung von Mineralölkontaminationen in Böden hinsichtlich Alter und Herkunft mit Hilfe der stabilen Isotope und Fingerprintmethoden*", In Erarbeitung der Methodik zur verursacherbezogenen Zuordnung von Ölkontaminationen Teil 1: Machbarkeitserhebung, Forschungszentrum Seibersdorf
- (HON82) **HONARPOUR, M., KODERITZ, L.F., HARVEY, A.H.:** 1982, "*Empirical Equations for Estimating Two-Phase Relative Permeability in Consolidated Rock*", JPT Forum
- (HOO80) **HOOGMOED, W.B., BOUMA, J.:** 1980, "*A Simulation Model for Predicting Infiltration Into Cracked Clay Soil*", Journal of Americam Soil Science Society Vol.44:485-462, Americam Soil Science Society
- (JOH56) **JOHNSTON, C.E., jr.:** 1956, "*Prediction of Oil Recovery by Water Flood - A Simplified Graphycal Treatment of the Dykstra-Parsons Method*", Trans AIME 207, 345-346
- (KAS92) **KASTANEK, F.:** 1992, "*Ein empirisches Verfahren zur Berechnung der Hysteresis der Saugspannungs-Wassergehalts-Beziehung*", Österreichische Wasserwirtschaft, Jahrgang 44 (1992), Heft 1/2:40-45
- (KÄS93) **KÄSS, W., SCHWILLE, F.:** 1993, "*Die Lebensdauer von Mineralöl-Kontaminationen in porösen Medien*", In Bewertung und Sanierung mineralöl-kontaminierter Böden, 10. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz, Leipzig

- (KIN87) **KINZELBACH, W.:** 1987, "*Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser*", R. Oldenburg Verlag, Paul Parey, Hamburg
- (KIN93) **KINZELBACH, W.:** 1993, "*Strömungs- und Transportmodelle - Möglichkeiten und Grenzen*", In Methoden zur Erkundung und Beschreibung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Statusseminar der Bundesanstalt für Geowissenschaft und Rohstoffe, Hannover
- (KIS84) **KISSEL, J.C., McCARTY, P.L., STREET, R.L.:** 1984, "*Numerical simulation of mixedculture biofilm*", Journal of Environmental Engineering Division, Vol.110:393, American Society of Civil Engineers
- (KLI41) **KLINGENBERG, L.J.:** "*The Permeability of Porous Media to Liquids and Gases*", Drilling and Production Practice
- (KOB89) **KOBUS, H.E., KINZELBACH, W.:** 1989, "*Contaminant Transport in Groundwater*", Proceedings of the international Symposium on Contaminant Transport in Groundwater, Stuttgart
- (KOC94) **KOCH, F., PICHLMAYER, F., ROSÉN, P., SCHAUDY, R.:** 1994, "*Mikrobiologischer Abbau von Mineralölkontaminationen*", In Erarbeitung der Methodik zur verursacherbezogenen Zuordnung von Ölkontaminationen Teil 1: Machbarkeitserhebung, Forschungszentrum Seibersdorf
- (KON78) **KONIKOW, L.F., BREDEHEOFT, J.D.:** 1978, "*Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Ground Water: Automated Data Processing and Computations*", Techniques of Water Resources Investigations of the U.S. Geological Survey, U.S. Geological Survey, Washington, D.C.
- (KYT56) **KYTE, J.R., STANCLIFT, R.J., jr., STEPHAN, S.C., jr., RAPPOPORT, L.A.:** 1956, "*Mechanism of Water Flooding in The Presence of Free Gas*", Trans AIME 207, 215-221
- (KYT58) **KYTE, J.R., RAPPOPORT, L.A.:** 1958, "*Linear Waterflood Behavior and End Effects in Water-Wet Porous Media*", Trans AIME 213
- (LAN71) **LANTZ, R.B.:** 1971, "*Quantitative Evaluation of Numerical Diffusion*", SPEJ No.11:315-320
- (LEA51) **LEAS, W.S., JENKS, W.J., RUSSEL, Ch.D.:** 1951, "*Relative Permeability to Liquid in Liquid Gas Systems*", Trans AIME 192
- (LEN91) **LENGYEL, W.:** 1991, "*Die Sanierung von Altlasten*", Seminarunterlagen für MUL
- (MQU90/1) **MACQUARRIE, K.T.B., SUDICKY, E.A., FRIND, E.O.:** 1990, "*Simulation of biodegradable organic contaminants in groundwater: 1. Numerical formulation in principal directions*", Water Resources Research 26(2):207-222
- (MQU90/2) **MACQUARRIE, K.T.B., SUDICKY, E.A.:** 1990, "*Simulation of biodegradable organic contaminants in groundwater: 2. Plume behaviour in uniform and random flow fields*", Water Resources Research 26(2):223-239
- (MAN91) **MANGOLD, D.C., TSANG, Ch.:** 1991, "*A Summary of subsurface hydrological and hydrochemical Models*", Reviews of Geophysics, Vol. 29, 1, 51-79
- (MOL86) **MOLZ, F.J., WIDDOWSON, M.A., BENEFIELD, L.D.:** 1986, "*Simulation of microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media*", Water Resources Research 22:107

- (MÜL94) MÜLLER, D.: 1994, "*Untersuchungsstrategien und Beurteilungskriterien zur Gefährdungsabschätzung von Altstandorten*", Im Tagungsband zu Sanierung von Industrie- und Gewerbestandorten, ÖIAV, Wien
- (MUS37) MUSKAT, M.: 1937, "*The Flow of Homogenous Fluids Through Porous Media*", McGraw-Hill Book Co., New York, NY
- (MWH72) MCWHORTER, D.B., BROOKMAN, J.A.: 1972, "*Pit Recharge Influenced by Subsurface Spreading*", *Ground Water*, 10(5):6-11
- (NGH88) NGHIEM, L.: 1988, "*Phase Behaviour Calculations in Reservoir Simulation*", Seminarunterlagen für First International Forum on Reservoir Simulation, Alpbach
- (NRC90) NATIONAL RESEARCH COUNCIL: 1990, "*Ground Water Models: Scientific and Regulatory Applications*", National Academy Press, Washington, D.C.
- (NRC93) NATIONAL RESEARCH COUNCIL: 1993, "*In Situ Bioremediation, When does it work?*", National Research Council (U.S.) Water Science and Technology Board, National Academy Press, Washington, D.C.
- (PEA77/1) PEACEMAN, D.W.: 1977, "*A non-linear stability analysis for difference equations using semi-implicit mobility*", *Society of Petroleum Engineers Journal* 17:79-91
- (PEA77/2) PEACEMAN, D.W.: 1977, "*Fundamentals of Numerical Simulation*", *Developments in Petroleum Science* 6
- (PEA78) PEACEMAN, D.W.: 1978, "*Interpretation of well-block pressures in numerical reservoir simulation*", *Society of Petroleum Engineers Journal* 18:183-194
- (PEA83) PEACEMAN, D.W.: 1983, "*Interpretation of well-block pressures in numerical reservoir simulation with nonsquare grid blocks and anisotropic permeability*", *Society of Petroleum Engineers Journal* 23:531-543
- (PRI73) PRICE, H.S., COATS, K.H.: 1973, "*Direct Methods In Reservoir Simulation*", SPE Reprint Series No. 11, Numerical Simulation
- (PRU90) PRUESS, K.: 1990, "*TOUGH2 - A General Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow*", Lawrence Berkeley Laboratory Report, Berkeley, CA
- (RIF87) RIFAI, H.S., BEDIANT, P.B., BORDEN, R.C., HAASBEEK, J.F.: 1987, "*BIOPLUME II Computer Model of Two-Dimensional Contaminant Transport Under the Influence of Oxygen Limited Biodegradation in Ground Water User's Manual Version 1.0*", Rice University, National Center for Ground Water Research
- (RIF88) RIFAI, H.S., BEDIANT, P.B., WILSON, J.T., MILLER, K.M., ARMSTRONG, J.M.: 1988, "*Biodegradation modeling at a jet fuel spill site*", *Journal of Environmental Engineering Division*, Vol.114:1007-1019, American Society of Civil Engineers
- (RIS93) RISSING, P.-J.: 1993, "*Erkundung ölverunreinigter Standorte*", in *Beurteilung und Sanierung ölverunreinigter Standorte*, expert verlag, Ehningen
- (RUF63) RUF, H: 1963, "*Kleine Technologie des Erdöls*", Birkhäuser Verlag

- (SCH67) **SCHWILLE, F.:** 1967, "*Petroleum Contamination of the Subsoil - A Hydrogeological Problem*", In the Joint Problems of the Oil and Water Industries, Proceedings of a symposium held at the Hotel Metropole, Brighton
- (SCH81) **SCHWILLE, F.:** 1981, "*Groundwater Pollution in Porous Media by Fluids Immiscible with Water*", In Quality of Groundwater, Proceedings of a symposium held in Noordwijkerhout, the Netherlands, Elsevier, Amsterdam
- (SCH84) **SCHWILLE, F.:** 1984, "*Leichtflüchtige Chlorwasserstoffe in porösen und klüftigen Medien - Modellversuche*", Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 46, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- (SCH85) **SCHWILLE, F.:** 1985, "*Migration of Organic Fluids Immiscible with Water in the Unsaturated Zone*", In Pollutants in Porous Media, Ecological Studies 47, Springer-Verlag
- (SCH93) **SCHWILLE, F.:** 1993, "*Das Rückhaltevermögen poröser Medien für Mineralölprodukte*", In Bewertung und Sanierung mineralöl-kontaminierter Böden, 10. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz, Leipzig
- (SKO81) **SKOPP, J., GARDNER, W.R., TYLER, E.J.:** 1981, "*Solute Movement in Structured Soils: Two-Region Model with Small Interaction*", Journal of American Soil Science Society Vol.45:837-842, American Soil Science Society
- (SRI88) **SRINIVASAN, P., MERCER, J.W.:** 1988, "*Simulation of biodegradation and sorption progresses in ground water*", Ground Water 26(2):475-487
- (STR89) **STRACK, O. D. L.:** 1989, "*Groundwater Mechanics*", Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey
- (STU94) **STUNDNER, M., ZANGL, G.:** 1994, "*Mathematische Simulationsmodelle helfen Mineralölschäden zu beschreiben und deren Sanierung zu optimieren*", In Erarbeitung der Methodik zur verursacherbezogenen Zuordnung von Ölkontaminationen Teil 1: Machbarkeitserhebung, Forschungszentrum Seibersdorf
- (VDA67) **VAN DAM, J.:** 1967, "*The Migration of Hydrocarbons in a Water Bearing Stratum*", In the Joint Problems of the Oil and Water Industries, Proceedings of a symposium held at the Hotel Metropole, Brighton
- (VHE85) **VAN DER HEIJDE, P., BACHMAR, Y., BREDEHOEFT, J., ANDREWS, B., HOLTZ, D. SEBASTIAN, S.:** 1985, "*Groundwater Management: the use of numerical models*", Water Resources Monographs, Vol.5
- (WAG96) **WAGNER, C., PFLUGBEIL, K., HENNIG, K.:** 1996, "*In-situ Bodensanierung unter Verwendung von Tensiden*", TerraTech 2/1996
- (WEB90) **WEBER, H.H.:** 1990, "*Altlasten Erkennen, Bewerten, Sanieren*", Springer Verlag
- (WID87) **WIDDOWSON, M.A., MOLZ, F.J., BENEFIELD, L.D.:** 1987, "*Development and application of a model for simulating microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media*", Proceedings of the Association of Ground Water Scientists and Engineers/International Ground Water Model Center, Holcomb Research Center Institute Conference on Solving Ground Water Problems with Models, National Ground Water Association, Dublin, Ohio

- (WID88) **WIDDOWSON, M.A., MOLZ, F.J., BENEFIELD, L.D.:** 1988, "*A numerical transport model for oxygen- and nitrate-based respiration linked to substrate and nutrient availability in porous media*", Water Resources Research 24(9):1553-1565
- (WIL84) **WILSON, J.L., CONRAD, S.H.:** 1984, "*Is Physical Displacement of Residual Hydrocarbons a Realistic Possibility in Aquifer Restoration?*", Dept. of Geoscience, New Mexico Inst. of Tech. and Mining, Socorro, NM
- (WLS71) **WILSON, L.G.:** 1971, "*Observations on Water Content Changes in Stratified Sediments During Pit Recharge*", Ground Water, 9(3):29-40

Dott, W., et al.:

Grenzen und Möglichkeiten mikrobiologischer Verfahren zur Quantifizierung und Charakterisierung von Wasser- und Bodenbakterien. - In: GWF Wasser-Abwasser 130 (1989) S. 689 ff.

Dott, W.:

Mikrobiologisch/hygienische Beurteilung des Gefährdungspotentials durch aerobe und fakultativ anaerobe heterotrophe Bakterien bei der Anwendung biologischer Verfahren: Beiträge des 9. Dechema-Fachgesprächs Umweltschutz am 27. und 28. Februar 1991 in Frankfurt am Main und 1. Bericht des interdisziplinären Arbeitskreises der Dechema »Umweltbiotechnologie-Boden«. - 1991.

Scholbeck, R.; Schies, U.:

Arbeits- und Gesundheitsschutz bei der mikrobiologischen Bodensanierung. - In: TerraTech 2 (1995), S. 44 - 46.

Wille, F.:

Bodensanierungsverfahren. - Würzburg: Vogel, 1993.

Winterberg, R.; Schies, U.; Weers, B.:

Biologische Sanierung eines kontaminierten Gaswerksstandortes: Mikrobiologische Aspekte des Arbeitsschutzes; 13. Jahrestagung der Biotechnologen. - Wiesbaden, 1995.

Winterberg, R.:

Mikrobiologische Aspekte des Arbeitsschutzes beim Betrieb einer Bodenwaschanlage: Fachtagung »Altlasten 1994«. - Hennef/Sieg, 1994.