

Technischer Leitfaden

Biologische Sanierung der ungesättigten Bodenzone – BIOVENTING

erstellt im Forschungsprojekt
INTERLAND

April 2006

Technischer Leitfaden

Biologische Sanierung der ungesättigten Bodenzone – BIOVENTING

Autoren: Andreas P. Loibner¹, Dragana Todorovic¹, Robert Philipp², Gitsch Aichberger¹



¹BOKU Wien, Department IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie,
3430-Tulln, Österreich



TERRA
s[oil] – water – waste

²TERRA Umwelttechnik GmbH, 1230 Wien, Österreich

Gefördert aus Mitteln des
Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Förderungsmanagement by Kommunalkredit Public Consulting GmbH



lebensministerium.at



Vorwort

Der hier vorliegende Leitfaden wurde neben weiteren Leitfäden im Zuge des Projektes INTERLAND (INnovative TEchnologies for Remediation of LANDfills and Contaminated Soils; <http://interland.arcs.ac.at>) erstellt. Ziel dieses Projektes war es, in situ Methoden für die Sanierung von Altlasten und kontaminierten Standorten weiterzuentwickeln und die wissenschaftlichen Grundlagen zu erarbeiten, die eine fundierte Anwendung der Methoden in der Praxis ermöglichen. Die nach derzeitigem Kenntnisstand mögliche praktische Anwendung der Ergebnisse des Forschungsprojektes wird in den vorliegenden Leitfäden dargestellt. Damit soll ein Beitrag zur Etablierung der Methoden als „Stand der Technik“ geleistet werden. Die Leitfäden richten sich daher vor allem als Entscheidungshilfe an Amtssachverständige und Planer, ob eine bestimmte Methode für einen aktuellen Sanierungsfall prinzipiell geeignet ist und inwieweit sie dem Stand der Technik entspricht. Diese Information wird vor allem in den Kapiteln „Einsatzbereiche und Einsatzrandbedingungen (ERB)“ sowie „Vorversuche“ gegeben. Darüber hinaus gibt der Leitfaden Informationen zu den Qualitätsanforderungen an die jeweilige Methode in den Kapiteln „Qualitätssicherung des Verfahrens“ und „Monitoring“. Schlussendlich werden als Entscheidungshilfe Informationen zur „Erreichbaren Restkontamination“, zu den „Kosten“ und zu „Nutzung/Nachnutzung“ gegeben.

Der Inhalt gibt ausschließlich die fachliche Meinung der Autoren wieder. Eine allgemeine technische oder rechtliche Gültigkeit oder ein diesbezüglicher Meinungsstand des Förderungsgebers kann daraus nicht abgeleitet werden.

Inhaltsverzeichnis

1	IN SITU VERFAHREN ZUR SANIERUNG UND SICHERUNG VON MINERALÖLKONTAMINATIONEN	6
1.1	Wirkungsweise von <i>in situ</i> Verfahren	6
1.2	Schadensbild	6
1.3	Sanierungs- und Sicherungsziele	7
2	EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB).....	7
2.1	Kontaminationsprofil	8
2.2	Geomorphologische – klimatische ERB.....	9
2.3	Bodenchemische ERB	10
2.4	Bodenphysikalische ERB	10
2.5	ERB aus Vorversuch	10
3	GESETZLICHE - TECHNISCHE - WISSENSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN.....	12
3.1	Bestehende Normen	12
3.2	Stand der Technik	12
4	BESTANDSAUFNAHME DER ALTLAST	13
4.1	Allgemeine Standortparameter der Altlast	13
4.2	Schadensbild.....	13
5	VORVERSUCHE.....	13
5.1	Ziele der Vorversuche	13
5.2	Stufe 1: Abbauversuche im Labor.....	14
5.2.1	Versuchsbeschreibung	14
5.2.2	Versuchsparameter	14
5.2.3	Sanierungs- und Sicherungsmittel	15
5.2.4	Qualitätssicherung	15
5.2.5	Auswertung und Interpretation	15
5.2.6	Versuchsdauer	16
5.2.7	Kosten	16
5.3	Stufe 2: <i>In situ</i> Respirationsversuch.....	16
5.3.1	Versuchsbeschreibung	16
5.3.2	Versuchsparameter	17
5.3.3	Sanierungs- und Sicherungsmittel	17
5.3.4	Qualitätssicherung	17
5.3.5	Auswertung und Interpretation	17
5.3.6	Versuchsdauer	18
5.3.7	Kosten	18
6	VERFAHRENSBESCHREIBUNG.....	18
6.1	Aktives Sanierungsverfahren	18
6.1.1	Dimensionierung des Belüftungssystems	18
6.1.2	Technische Einrichtungen	21

6.1.3	Nährstoffzugabe	21
6.2	Qualitätssicherung des Verfahrens	22
6.3	Monitoring	22
6.3.1	Dokumentation des Sanierungsverlaufes	22
6.3.2	Dokumentation des Sanierungserfolges	22
6.4	Entsorgung von Sanierungsmitteln	22
6.5	Sanierungsdauer	22
6.6	Erreichbare Restkontamination	23
6.7	Kosten (Investitionen, Betriebsmittel)	23
7	NUTZUNG / NACHNUTZUNG	23
7.1	Nutzungspotentiale während der Sanierung / Sicherung	23
7.2	Nutzungspotentiale nach der Sanierung / Sicherung	23
8	ABKÜRZUNGEN	24
9	LITERATUR	25
10	ANHANG: FORMBLATT BESTANDSAUFNAHME	25

1 IN SITU VERFAHREN ZUR SANIERUNG UND SICHERUNG VON MINERALÖLKONTAMINATIONEN

1.1 Wirkungsweise von *in situ* Verfahren

In situ Verfahren stellen eine nachhaltige und kostengünstige Alternative für die Sanierung mineralölkontaminierter Standorte dar. Im Gegensatz zur *ex situ* Sanierung bleibt bei den *in situ* Sanierungen der kontaminierte Boden in unausgehobenem Zustand bzw. wird das Grundwasser im verunreinigten Bereich gereinigt.

Beim biologischen Schadstoffabbau werden durch enzymatische Vorgänge organische Substanzen in die Endprodukte Kohlendioxid und Wasser umgewandelt. Für diese Reaktion wird ein Elektronenakzeptor (z.B. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat) benötigt, wobei die meisten Kohlenwasserstoffe am effektivsten im Beisein von Sauerstoff abgebaut werden können. Sauerstoffmangel im Untergrund ist der häufigste Grund für langsamen oder unvollständigen Schadstoffabbau im Boden. Biologische *in situ* Sanierungsverfahren sind darauf ausgerichtet, den Untergrund möglichst vollständig mit Sauerstoff zu versorgen. Ihre Anwendbarkeit ist daher durch die Durchlässigkeit des Bodens limitiert. Die Abbauleistung der Mikroorganismen hängt darüber hinaus von den vorherrschenden Bedingungen im Untergrund (pH, Temperatur, etc.) ab.

Bioventing ist ein Verfahren zur biologischen *in situ* Sanierung der ungesättigten Bodenzone. Durch Einbringung von (Luft)Sauerstoff in den Untergrund wird der Abbau der Schadstoffe (z.B. Diesel, Benzin) durch im Boden vorhandene Mikroorganismen gestartet bzw. beschleunigt.

1.2 Schadensbild

Unter "Mineralölkohlenwasserstoffen" versteht man Rohöl, sowie die unter Normalbedingungen flüssigen Verarbeitungsprodukte der Rohöle wie Ottokraftstoffe, Mitteldestillate (leichtes Heizöl, Dieselmotorkraftstoff), schweres Heizöl sowie Produkte weiterer Verarbeitung und Altöle. Es handelt sich dabei um komplexe Stoffgemische, die sich in ihren Eigenschaften grundlegend voneinander unterscheiden. Benzin als leicht flüchtige Fraktion des Mineralöls beinhaltet einen relativ hohen Anteil an Monoaromaten. Bei Diesel handelt es sich um ein Mitteldestillat mit einem Siedebereich von 170 °C bis 380 °C. Rohöl beinhaltet das gesamte Spektrum an Kohlenwasserstoffen. Je nach Art der Kontamination ist mit unterschiedlichem Verhalten der Substanzen im Boden zu rechnen und demzufolge sind unterschiedliche Sanierungsstrategien anzuwenden.

Den Mineralölkohlenwasserstoffen ist gemeinsam, dass es sich um mit Wasser nicht oder nur schlecht mischbare Flüssigkeiten handelt, die zum Teil wesentlich leichter als Wasser sind. Daher erfolgt die Ausbreitung des Mineralöls als Phase im Untergrund vor allem im Bereich der Grenze zwischen wasserungesättigter und -gesättigter Zone (LfU Baden-Württemberg, 1991). Entsprechend der Löslichkeit der Substanzen bilden sich Schadstofffahnen unterschiedlicher Länge aus. Adsorption und Desorption von Ölbestandteilen an der Bodenmatrix (vor allem an der organischen Substanz) geschieht in Abhängigkeit der Hydrophobizität und der Löslichkeit der Substanz (Oktanol/Wasser Verteilungskoeffizient). Leicht siedende Mineralölprodukte, wie z.B. Ottokraftstoffe, verdampfen relativ rasch und breiten sich in der Gasphase vorwiegend in den tieferen Bereichen der ungesättigten Zone aus. In Abbildung 1 ist ein typischer Schadensfall mit Mineralöl in der ungesättigten Bodenzone mit einem Schnitt durch das sich ausbildende dreidimensionale Schadensbild schematisch dargestellt.

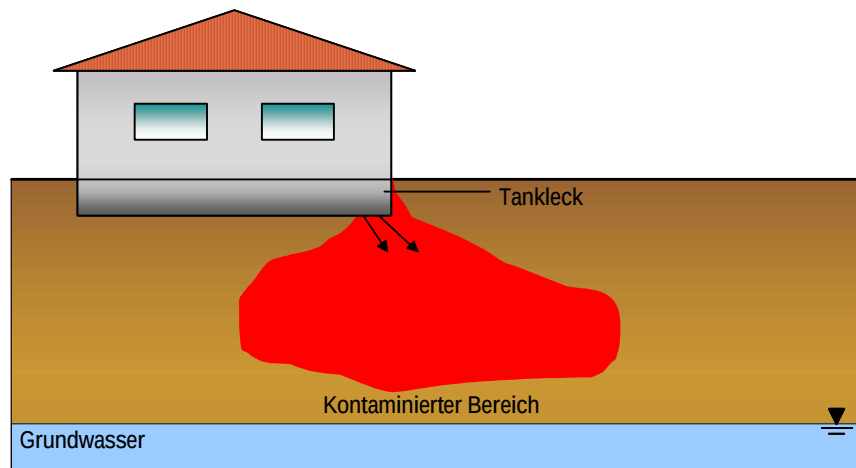


Abbildung 1: Schadensbild in der ungesättigten Bodenzone.

1.3 Sanierungs- und Sicherungsziele

Gemäß ÖNORM S 2089 (Entwurf 2006) versteht man unter

Sanierung: Überbegriff für Dekontamination bzw. Sicherung.

Dekontamination: Beseitigung der Ursache der Gefährdung sowie Beseitigung der Auswirkungen der Gefährdung im kontaminierten Umfeld. Bei Dekontaminationsmaßnahmen werden die Schadstoffe entweder entfernt oder in eine unschädliche Form übergeführt.

Sicherung: Verhinderung der Ausbreitung möglicher Emissionen von gesundheits- und/oder umweltgefährdenden Schadstoffen. Sicherungsmaßnahmen beseitigen die Kontaminationsquelle nicht.

Bestehende Grenzwerte / Normen sind in Kapitel 3.1 angeführt.

2 EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB)

Bioventing ist ein Verfahren zur biologischen *in situ* Sanierung der ungesättigten Bodenzone. Durch Einbringung von Sauerstoff in den Untergrund wird der Schadstoffabbau durch im Boden vorhandene Mikroorganismen gestartet bzw. beschleunigt. Biologisch abbaubare Kohlenwasserstoffe werden im Idealfall gänzlich zu Kohlendioxid und Wasser mineralisiert. Da für diesen Vorgang nur ca. 2 bis 3 % Sauerstoff in der Bodenluft benötigt werden, kann das Verfahren mit kleinen Luftströmen relativ grosse Reichweiten erzielen. Dadurch ist der Aufwand für Anlagenbetrieb sowie Abluftreinigung relativ gering.

Die Entscheidung, ob Bioventing an einem Standort erfolgreich eingesetzt werden kann, hängt von verschiedenen Parametern ab, die in den Kapiteln 2.1 bis 2.5 detailliert dargestellt werden. Die Entscheidung über den Einsatz von Bioventing zur Sanierung eines Standorts wird auf Grundlage des Entscheidungsbaums in Abbildung 2 getroffen.

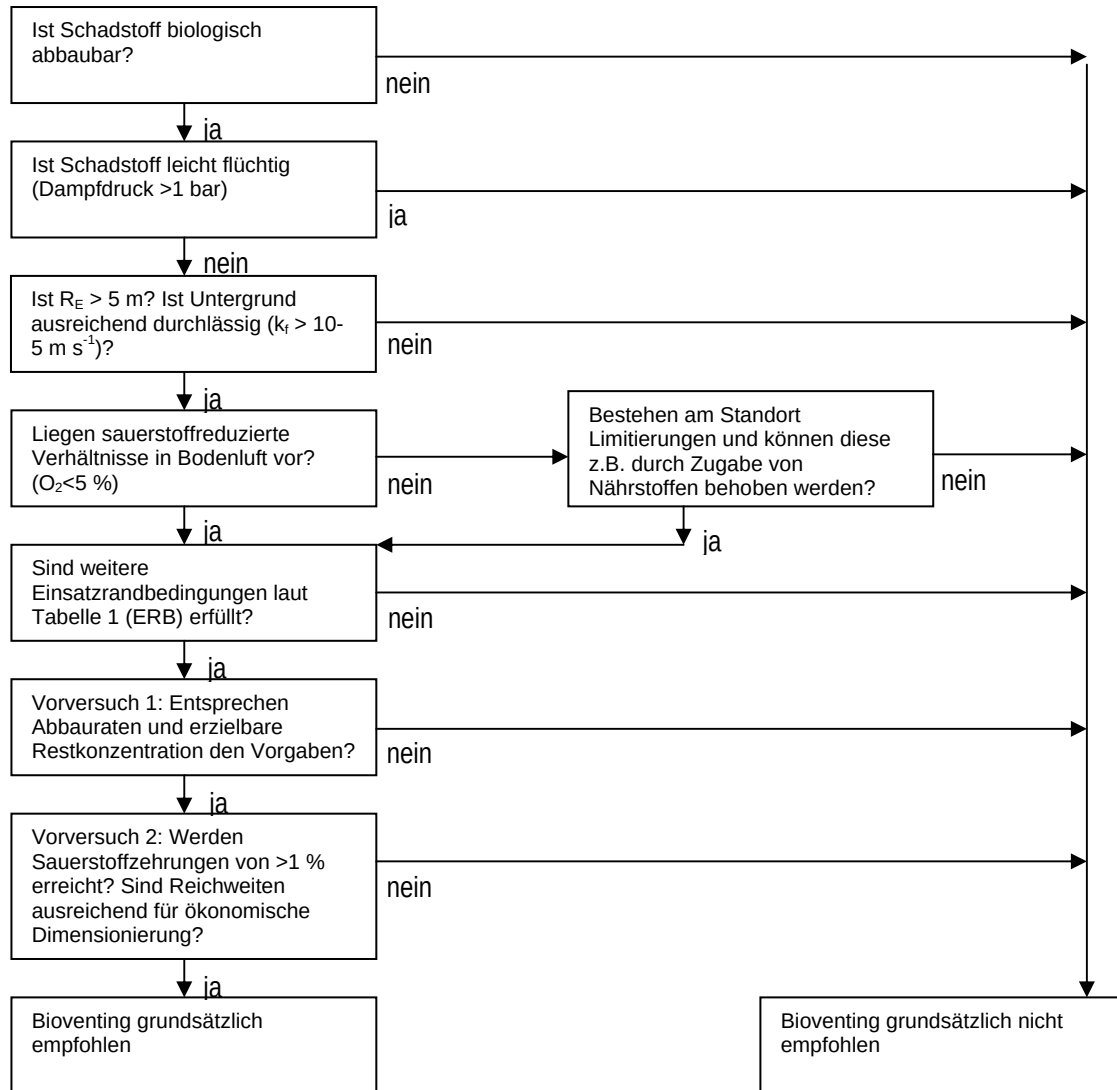


Abbildung 2: Einsatz von Bioventing in Abhängigkeit des Schadstoffes sowie der Untergrundeigenschaften.

2.1 Kontaminationsprofil

Grundsätzlich können alle biologisch abbaubaren, organischen Schadstoffe durch Bioventing abgebaut werden. Allerdings ist dabei auf das Verhältnis zwischen Flüchtigkeit der Substanz und ihrer Abbaubarkeit zu achten. Für sehr flüchtige Substanzen (z.B. frischer Benzinschaden; Dampfdruck >1 bar) ist anstelle von Bioventing eine Bodenluftabsaugung mit anschließender Abluftreinigung zu empfehlen. Gegebenenfalls kann eine Kombination zwischen Bodenluftabsaugung (primäre Sanierungsphase, Entfernung flüchtiger Komponenten) und Bioventing (sekundäre Sanierungsphase, Abbau weniger flüchtiger Komponenten) gewählt werden.

Art der Kontamination

Es gibt zahlreiche erfolgreiche Bioventing Anwendungen bei Kontaminationen mit Benzin, Diesel sowie BTEX.

Entfernung der Schadstoffphase

Liegt der Schadstoff als Phase am Grundwasser vor, so ist diese unbedingt vor oder während der Sanierung zu entfernen, da sonst die Dauer der biologischen Behandlung wegen der laufenden Schadstoffnachlieferung unangemessen steigen würde.

Schadstoffverfügbarkeit

Hydrophobe Schadstoffe neigen dazu, mit dem Boden bzw. seiner organischen Substanz Bindungen einzugehen. Die somit gebundenen Substanzen sind für Mikroorganismen nicht oder nur eingeschränkt verfügbar, wodurch der biologische Abbau verzögert bzw. unterbunden werden kann. Im Normalfall ist allerdings im Unterboden der Gehalt an organischer Substanz (TOC) relativ gering und die damit verbundene Sorptionskapazität des Bodens vernachlässigbar.

Bei geringen Schadstoffkonzentrationen, lange zurückliegenden Schadensfällen sowie bei hohem TOC Gehalt des Bodens sollten aber die durch biologischen Abbau erreichbaren Restkonzentrationen in einem Vorversuch abgeklärt werden (Kapitel 5).

2.2 Geomorphologische – klimatische ERB

Durchlässigkeit

Als untere Grenze der Durchlässigkeit für Bioventing gelten Feinsand/Schluff Böden mit Durchlässigkeitsbeiwerten (k_f) von 10^{-5} m s^{-1} . Allerdings ist insbesondere bei sehr heterogenem Untergrund darauf zu achten, dass der gesamte kontaminierte Bodenkörper mit Sauerstoff versorgt werden kann. Im Zweifelsfall ist zur Klärung dieser Fragestellung ein Feldversuch durchzuführen (Kapitel 5).

Einflussbereich der Belüftung (R_E)

Für den Einflussbereich der Belüftung spielt neben der Durchlässigkeit auch die Mächtigkeit der ungesättigten Zone sowie die Überlagerung mit einer undurchlässigen Deckschicht eine wesentliche Rolle. Je geringer die Mächtigkeit der ungesättigten Schicht, desto grösser sind die Verluste über die Geländeoberfläche und desto geringer ist die Reichweite der einzelnen Pegel. Bei Abwesenheit einer undurchlässigen Deckschicht sollte der Grundwasserspiegel daher zumindest 3 m unter der Geländeoberkante (GOK) liegen. Ist eine gering bzw. undurchlässige Deckschicht vorhanden (z.B. Oberflächenversiegelung, undurchlässige Bodenschicht), so können dadurch mitunter erheblich bessere Reichweiten am Standort erzielt werden. Die Bestimmung des Einflussbereiches der Belüftung (R_E) erfolgt.

Temperatur

Der biologische Abbau ist stark temperaturabhängig. Obwohl auch in arktischen Gebieten bei $+5^\circ\text{C}$ biologischer Abbau beobachtet werden kann, ist dieser wesentlich langsamer als bei höheren Temperaturen. Es sollte daher zumindest eine Temperatur von $+5^\circ\text{C}$ (besser $+10^\circ\text{C}$) im Boden gewährleistet sein. Mit steigender Temperatur steigt die Effektivität des Abbaus, wobei sich der Abbau pro 10°C ungefähr verdoppelt.

2.3 Bodenchemische ERB

Boden pH

Die meisten Bodenmikroorganismen bevorzugen einen pH Wert im Bereich 4 bis 9, wobei eine Anpassung an extremere Verhältnisse möglich ist. Extreme pH Verhältnisse können gegebenenfalls durch Zusätze (z.B. Kalk) ausgeglichen werden, wobei zu starke pH Schwankungen der bereits adaptierten Bodenfauna schaden können.

Nährstoffe

Mikroorganismen benötigen für ihren Stoffwechsel **Nährstoffe** (vor allem Stickstoff, Phosphor, Kalium) sowie Spurenelemente. Die Menge an benötigten Nährstoffen in verfügbarer Form wird häufig als Anteil vom abzubauenen Substrat (Kohlenstoff im Schadstoff) angegeben. Als Richtwert gilt ein Verhältnis C:N:P:K von 100:10:1:1, allerdings ist es empfehlenswert, das tatsächlich optimale Verhältnis in Vorversuchen zu bestimmen (Kapitel 5). Sollte nicht nur kein optimales Verhältnis der Nährstoffe vorliegen, sondern die geringe Konzentration dieser einem Einsatz des Verfahrens entgegenstehen, so ist die Zugabe von Nährstoffen in flüssiger oder gasförmiger Form möglich. Spurenelemente sind im Normalfall im Boden in ausreichender Konzentration vorhanden.

Begleitkontaminationen

Biologische Abbauvorgänge können durch andere, am Standort vorherrschende Bedingungen gehemmt werden. So können Begleitkontaminationen (z.B. sehr hoher Schwermetallgehalt) oder hohe Salzkonzentrationen die mikrobiologische Aktivität an einem Standort behindern. Bei Verdacht auf eine solche Begleitkontamination sollten daher durch chemische Analyse bzw. Messung biologischer Parameter (z.B. Bodenatmung) hemmende Umstände ausgeschlossen werden. Eine sehr hohe Schadstoffkonzentration kann ebenfalls hemmend wirken. Mit einer derartigen Hemmung ist allerdings nicht unter einem KW Wert von 30.000 – 50.000 mg kg⁻¹ zu rechnen.

2.4 Bodenphysikalische ERB

Wassergehalt des Untergrunds

Der optimale Wassergehalt für Bioventing liegt in einem Bereich, der trocken genug ist, um ausreichend Porenvolumen für die Gasphase freizugeben und feucht genug ist, um eine Versorgung der Mikroorganismen mit Wasser zu gewährleisten. Er liegt somit zwischen 40 und 70 % der maximalen Wasserhaltekapazität des Bodens (WK_{max}). Austrocknung des Untergrunds durch den Betrieb der Anlage kann verhindert werden, indem die Luft vor der Injektion befeuchtet wird bzw. indem der Untergrund durch Versickerung von Wasser befeuchtet wird.

2.5 ERB aus Vorversuch

In Vorversuchen werden folgende Parameter bestimmt und für die Beurteilung der Eignung von Bioventing herangezogen:

Laborversuche (Kapitel 5.2)

- mikrobiologische Abbauraten
- Restkonzentration
- Nährstoffzugabe

In situ Respirationsversuch (Kapitel 5.3)

- Sauerstoffzehrung
- Reichweiten
- Belüftungsraten

Tabelle 1: Zusammenfassung der in Kapiteln 2.1 bis 2.5 diskutierten Einsatzrandbedingung für den erfolgreichen Einsatz von Bioventing zur Sanierung MKW kontaminierter Böden.

Einsatzrandbedingung (ERB)	Bedingungen	Kommentar
Kontaminationsprofil		
Schadstoff	Benzin (gealtert), Diesel, Kerosin, BTEX, niedermolekulare PAK	Beste Ergebnisse bei Diesel, Kerosin
Dampfdruck des Schadstoffes	< 1 bar	Bei höherem Dampfdruck Bodenluftabsaugung
Schadstoffphase	Zusammenhängende Phase schwimmt am Grundwasser auf	unbedingt entfernen
Geomorphologische - klimatische ERB		
Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)	> 10 ⁻⁵ m s ⁻¹ (0,1 darcy)	
Einflussbereich der Belüftung	> 5 m	abh. von Durchlässigkeit, Mächtigkeit der ungesättigten Zone, undurchlässige Deckschicht, u.U. Betrieb der Anlage (z.B. pulsierender Betrieb)
Temperatur im Boden	+5 °C (+10 °C)	Abbaugeschwindigkeit steigt mit zunehmender Temperatur
Bodenchemisch ERB		
pH Wert	4 - 9	Gegebenenfalls extremere Werte zulässig
Verfügbare Nährstoffe	C:N:P:K = 100:10:1:1	Richtwert, ggf. in Vorversuch optimieren
Spurenelemente		Normalerweise ausreichend vorhanden, falls nötig Zugabemöglichkeiten prüfen
Begleitkontaminationen (hohe Schwermetall- bzw. Salzkonzentrationen)		Bei Verdacht Vorversuch bzw. chemische Analyse
KW Konzentration	< 30.000 – 50.000 mg kg ⁻¹	Darüber toxische Effekte möglich, Verschlechterung der Durchlässigkeit
Bodenphysikalisch ERB		
Wassergehalt	40 - 70 % WK _{max}	Ggf. Befeuchtung während Belüftungsbetrieb

3 GESETZLICHE - TECHNISCHE - WISSENSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN

3.1 Bestehende Normen

Die dreiteilige Serie ÖNORM S 2088 *Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser* (2004) / *Boden* (2000) / *Luft* (2003) enthält Richtlinien zur Bewertung von Altlasten. Jeder Teil dieser Serie umfasst eines der Schutzgüter Grundwasser (S2088-1), Boden (S2088-2) und Luft (S2088-3). Die in den Normen angeführten Prüfwerte bzw. Massnahmenschwellenwerte werden als Orientierungswerte für die Praxis herangezogen.

Aufgrund des Verbotes bzw. der Einschränkung der Verwendung von vollhalogenierten Lösungsmitteln wird die Kohlenwasserstoffanalytik derzeit von einer infrarotspektroskopischen auf gaschromatographische Methoden umgestellt. Untergrundverunreinigungen durch Mineralölprodukte hoher Mobilität (Siedebereich von ca. 30 °C bis 180 °C; Ottokraftstoffe, Benzinschäden) können nicht über das GC-Verfahren nach ISO 16703 beurteilt werden. Im Einzelfall sind geeignete Verfahren zur Identifikation belasteter Bereiche festzulegen. Die Untersuchung von Proben kann dabei beispielsweise durch Dampfraumanalyse erfolgen.

Derzeit sind folgende Normen für KW Analytik relevant:

Boden

DIN ISO 16703:2005 Bodenbeschaffenheit - Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 (ISO 16703:2004)

Wasser

DIN EN ISO 9377-2:2001 Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index - Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie (ISO 9377-2:2000); Deutsche Fassung EN ISO 9377-2:2000

Abfall

ÖNORM EN 14039:2005 Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 mittels Gaschromatographie

ÖNORM S 2115:1997 Bestimmung der Eluierbarkeit von Abfällen mit Wasser

Zur biologischen Sanierung von Böden existiert die ÖNORM S 2028:2004 *Biologische Behandlung kontaminierter Böden*. Diese Norm regelt die *ex situ* Sanierung in Mieten, enthält aber auch Grundlagen des biologischen Schadstoffabbaus, die auch für Bioventing relevant sind.

3.2 Stand der Technik

Die biologische Sanierung der ungesättigten Bodenzone durch Bioventing hat sich in den USA in den 80er Jahren aus der Bodenluftabsaugung entwickelt. International wurden seither zahlreiche Standorte mittels Bioventing saniert. In Österreich gibt es derzeit noch wenig Erfahrung mit Bioventing und es kann daher – mangels ausreichender Erprobung - im Sinn des AWG noch nicht als ein Verfahren, das dem derzeitigen Stand der Technik entspricht, gewertet werden. Innerhalb der in diesem Leitfaden definierten Einsatzgrenzen ist der Erfolg des Verfahrens jedoch zu erwarten.

4 BESTANDSAUFNAHME DER ALTLAST

4.1 Allgemeine Standortparameter der Altlast

Als erster Schritt der Bestandsaufnahme steht eine umfassende Recherche der Hintergründe des jeweiligen Schadensfalles. Der historischen Erkundung folgt eine Beprobung des Standortes (Bodenproben, Bodenluftproben, Information über aufschwimmende Phase am Grundwasser). Eine Auflistung der zu untersuchenden Parameter ist im Formblatt in Anhang 1 zu finden.

Besondere Aufmerksamkeit sollte in dieser Phase den Ergebnissen der **Bodenluftbeprobung** geschenkt werden. Ein Sauerstoffmangel in der Bodenluft (<5 %) bei gleichzeitigem CO₂ Überschuss (>10 %) ist ein Hinweis auf einen laufenden mikrobiologischen Abbau im Untergrund, der durch Installation eines Bioventing-systems verbessert werden kann. Hat die Bodenluft jedoch einen relativ hohen Sauerstoffgehalt (5 – 10 %) (und ist ein Zutritt von Fremdluft bei der Beprobung auszuschliessen), so bestehen offensichtlich ausser Sauerstoff andere Limitierungen für den Abbau. Einbringung von Sauerstoff (Bioventing) als alleinige Massnahme würde in einem solchen Fall unter Umständen nicht zum Erfolg führen. In diesem Fall sollte der Untergrund auf den Gehalt von Nährstoffen bzw. biologischen Hemmstoffen untersucht werden. Diese Ergebnisse sollten in den Versuchen gemäss Kapitel 5.2 und 5.3 Berücksichtigung finden.

4.2 Schadensbild

Die Beurteilung der Eignung eines Standortes für die biologische Sanierung der ungesättigten Bodenzone setzt die detaillierte Kenntnis der Schichtung des Untergrunds sowie der dreidimensionalen Verteilung der Kontamination voraus. Darüber hinaus werden Informationen bezüglich der Nutzung bzw. Bebauung des Areals benötigt. Eine Übersicht über die benötigten Informationen über das Kontaminationsprofil ist ebenfalls in Anhang 1 angeführt. Eine detaillierte Auflistung für Anforderungen an das Schadensbild ist in der Normenreihe ÖNORM S 2088-(1, 2, 3) zu finden.

5 VORVERSUCHE

5.1 Ziele der Vorversuche

Sind die grundlegenden Voraussetzungen für Bioventing an einem Standort gegeben (siehe Tabelle 1: Einsatzrandbedingungen), sollten in Abhängigkeit der Projektgrösse folgende Fragestellungen in Vorversuchen abgeklärt werden, wobei eine zweistufige Vorgangsweise empfohlen wird:

Stufe 1: Abbauversuche im Labor mit kontaminiertem Material des Standorts (Kapitel 5.2)

- erreichbare Restkonzentration
- erzielbare Abbaurate
- (optimierte Nährstoffzugabe)

Stufe 2: *In situ* Respirationsversuch (Kapitel 5.3)

- Sauerstoffzehrung
- Lufteinblasraten
- Reichweiten der Einblaspegel, Anlagendimensionierung

5.2 Stufe 1: Abbauversuche im Labor

5.2.1 Versuchsbeschreibung

Der Boden für die Laborversuche sollte aus derjenigen Schicht des ungesättigten Bereiches stammen, in der die Belüftung durch Bioventing vorgesehen ist. Proben sollten möglichst schonend entnommen werden und – falls eine Lagerung erforderlich ist - vor ihrer Verwendung gekühlt (4 °C), luftdicht verschlossen und dunkel gelagert werden. Die Dauer der Lagerung sollte 2 Wochen nicht überschreiten. In Laborversuchen wird der biologische Abbau der Kohlenwasserstoffe im Boden beobachtet. Die Versuchsbedingungen im Labor können kontrolliert und gesteuert werden und so können aus Laborversuchen sowohl Informationen über den Abbau als auch über optimale „Betriebsbedingungen“ (z.B. Nährstoffzusatz, Feuchte) gewonnen werden.

Die Versuchsansätze werden zu definierten Zeitpunkten beprobt und hinsichtlich der enthaltenen Kohlenwasserstoffe analysiert. Die Versuchsgröße reicht von Schüttelkolben (ca. 10 g Boden) über Versuche in Bechergläsern zu Säulen- und Lysimeterversuchen und sollte jedenfalls an die Korngrösse des Bodenmaterials angepasst werden. Mit der Versuchsgrösse steigt die Vergleichbarkeit mit im Feld erzielbaren Abbauraten. Prinzipiell kann jedoch auch aus kleinmassstäblichen Versuchen eine Aussage über erzielbare Abbauraten und erreichbare Restkonzentrationen getroffen werden. Lysimeterversuche sind sinnvoll, wenn Aussagen über die Auswaschbarkeit der Schadstoffe während des Versuchsverlaufes abgeleitet werden sollen.

Der Vergleich des Abbaus in Ansätzen mit/ohne Nährstoffzusatz kann für die Ermittlung des Nährstoffbedarfs herangezogen werden. Zur Beurteilung des biologischen Abbaus empfiehlt sich die Verwendung abiotischer Kontrollen (z.B. mit HgCl_2 oder NaN_3 vergiftete Bodenproben). Dadurch kann bestimmt werden, welcher Teil der Kohlenwasserstoffabnahme auf biologischen Abbau und welcher Teil auf abiotische Vorgänge (vor allem Verflüchtigung) zurückgeführt werden kann.

5.2.2 Versuchsparameter

Folgende Parameter sollten mindestens bestimmt werden:

Vor Versuchsbeginn:

TS, TOC, pH, Summe KW (Feststoff)*, Summe KW (Eluat)*, Nährstoffe (N, P, K)

Laufende Analyse:

Summe KW (Feststoff)*

Abschliessend:

Summe KW (Feststoff)*, Summe KW (Eluat)*, Nährstoffe (N, P, K)

*Im Versuch mit den Schüttelkolben werden die Gesamtkohlenwasserstoffe im System Feststoff-Wasser gemeinsam gemessen.

5.2.3 Sanierungs- und Sicherungsmittel

Standard (Boden)LaboraAusstattung, GC-FID, ggf. Versuchssäule bzw. Lysimeter.

5.2.4 Qualitätssicherung

Bei der Dokumentation der Vorversuche sind neben den Analysenergebnissen auch die Versuchsrandbedingungen anzugeben. Die Dokumentation hat zumindest zu enthalten:

- Art und Dauer der Lagerung
- Versuchsbedingungen (Temperatur, Nährstoffzugabe, Lufteintrag, Wassergehalt)
- Tag der Probenahme
- Entnahmestelle der Proben (bei grösserem Massstab)
- Anzahl der durchgeführten Wiederholungen, Standardabweichung der Messungen
- Analysenmethode
- Kommentar über Besonderheiten bei Probenahme

Es sind an zumindest 4 Probenahmetagen (Tag 0 und mind. 3 weitere Probenahmetage) Proben zu entnehmen und zu analysieren. Vergiftete Kontrollen werden zur Bestimmung des durch abiotische Vorgänge verlorenen KW Gehalts verwendet.

5.2.5 Auswertung und Interpretation

Die Versuchsergebnisse werden als Abbaukurven dargestellt, wobei die Kohlenwasserstoffkonzentration und die Dauer des Versuchs aufgetragen werden (Abbildung 3). Aus der Steigung der Kurve kann die Abbaurate abgeschätzt werden (z.B. in $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$). Bei der Interpretation der Abbauraten aus Laborversuchen ist allerdings darauf zu achten, dass vor allem bei Schnellversuchen die erzielten Raten häufig deutlich über den am Feld erzielbaren Raten liegen.

Die Abbaukurve erreicht nach einer initial relativ starken Abnahme ein Niveau, ab dem die Abnahme des Kohlenwasserstoffgehalts nur mehr langsam vor sich geht. Dieses Niveau entspricht in etwa der unter optimalen Bedingungen *in situ* erreichbaren Restkontamination nach dem Bioventing. Die Abbauraten sind einerseits von der Versuchsgrösse und andererseits von der Ausgangskonzentration abhängig und verhalten sich grundsätzlich direkt proportional zur Ausgangskonzentration und umgekehrt proportional zur Versuchsgrösse. Für Kontaminationen mit Diesel und Mitteldestillaten sollten die Abbauraten mindestens $8 \text{ mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Lysimeter, Bodensäule) bzw. $15 \text{ mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Suspensionsversuch) betragen.

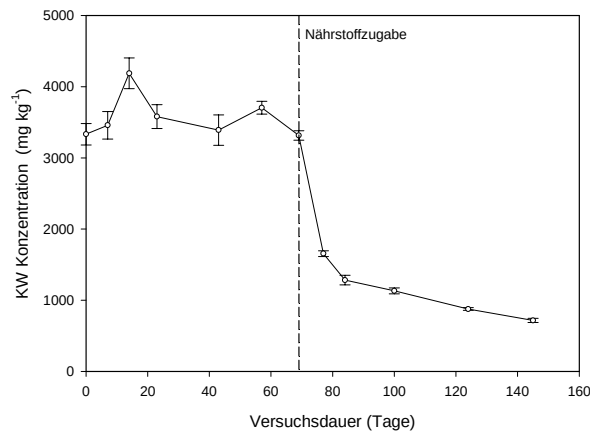


Abbildung 3: Beispiel für eine Abbaukurve bei einem Säulenversuch. Am Tag 69 wurden aufgrund des schlechten Abbaus Nährstoffe (N, P) zugegeben, woraufhin sich der Abbau deutlich verbesserte. Die Punkte der Kurve entsprechen Mittelwerten einer Dreifachbestimmung, die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung.

5.2.6 Versuchsdauer

Versuch im Bodensuspension: ca. 21 Tage

Abbauversuche mit Boden als Festphase (je nach Größe): 2 – 4 Monate

5.2.7 Kosten

Bodensuspension: ca. € 1.500

Abbauversuche mit Boden als Festphase (je nach Größe): € 3.000 – 5.000

5.3 Stufe 2: *In situ* Respirationsversuch

5.3.1 Versuchsbeschreibung

Beim einfachsten *in situ* Respirationsversuch wird nur ein Belüftungspegel in den kontaminierten Untergrund eingebracht, sinnvoll ist allerdings eine Variante mit einem Belüftungspegel und mehreren (1-3) Beobachtungspegeln. Nach Verfügbarkeit können auch bestehende Pegel verwendet werden. Vor dem Einschalten der Belüftung werden die in der Bodenluft vorhandene O₂- und CO₂-Konzentration gemessen. Daraufhin wird 24 h lang Luft in den Belüftungspegel eingeblasen. Nach der Belüftung wird das System abgeschaltet und die Abnahme des Sauerstoffs in den Beobachtungspegeln (bei einfachster Variante im Belüftungspegel) gemessen. Erste Messungen werden im Abstand von 2 Stunden, spätere Messungen im Abstand von 4 bis 8 Stunden durchgeführt. Das Experiment ist abgeschlossen, wenn ein Sauerstoffgehalt von < 5 % erreicht wird bzw. wenn ein Zeitraum von 1 Woche verstrichen ist.

Mit derselben Versuchsanordnung wird in benachbartem, unkontaminiertem Untergrund der Hintergrundwert der Sauerstoffzehrung gemessen. Dies ist notwendig um sicherzustellen, dass die Sauerstoffzehrung auf mikrobiellen Schadstoffabbau und nicht auf abiotische Reaktionen bzw. Abbau der natürlichen organischen Bodensubstanz zurückzuführen ist.

In Fällen, bei denen das Strömungsverhalten im Untergrund nicht vorhergesagt oder abgeschätzt werden kann, können Tracerversuche vorgesehen werden. Diese dienen beim Respirationsversuch der Unterscheidung, ob Sauerstoff durch mikrobielle Vorgänge verbraucht wird oder Verluste auf mangelhafte Dichtheit des Systemes zurückzuführen sind. Als Tracer können inerte Gase (z.B. Helium, Argon) eingebracht werden bzw. kann geogenes Radon gemessen werden. Die Detektion des Tracers erfordert spezielle Instrumentierungen und kann mit einem relativ hohen Kostenaufwand verbunden sein.

5.3.2 Versuchsparmeter

O₂, CO₂, (evtl. Tracer)

5.3.3 Sanierungs- und Sicherungsmittel

Gebläse, mobiles O₂/CO₂ Messgerät, (evtl. Tracermessgerät)

5.3.4 Qualitätssicherung

Messung Hintergrundwert im unkontaminierten Bereich

5.3.5 Auswertung und Interpretation

Trägt man die Sauerstoffkonzentration über die Zeit auf, so kann man typischerweise eine initial starke, lineare Abnahme des Sauerstoffgehaltes beobachten, die ab einer Sauerstoffkonzentration von ca. 5 % abflacht. Aus dem linearen Bereich der Kurve wird die Sauerstoffzehrungsrate berechnet, wobei der Hintergrundwert aus dem unkontaminierten Test abgezogen wird. Sauerstoffzehrungsraten über 1 % pro Tag deuten darauf hin, dass der Standort für Bioventing geeignet ist. Geringere Raten sind ein Hinweis auf Limitierungen am Standort und darauf, dass Sauerstoffzufuhr allein möglicherweise nicht zum Erfolg führen würde.

Aus der Sauerstoffzehrung kann mit folgender Formel die Abbaurrate für das Bioventing abgeschätzt werden (Leeson & Hincsee, 1998):

$$k_B = \frac{-k_O \times \theta_a \times \rho_{O_2} \times C \times (0,01)}{\rho_k}$$

k_Bbiologische Abbaurrate (mg kg⁻¹ d⁻¹)

k_OSauerstoffzehrung (% d⁻¹)

θ_a gasgefüllter Porenraum (m³ m⁻³)

ρ_{O_2}Dichte Sauerstoff (mg L⁻¹)

CMassenverhältnis repräsentativer Kohlenwasserstoff zu Sauerstoff für den Abbau (Richtwert für n-Hexan 1/3,5)

ρ_kDichte Boden (g cm⁻³)

In einigen Anwendungsfällen wurde beobachtet, dass der *in situ* Respirationstest ein zufriedenstellendes Ergebnis lieferte, obwohl am Standort eindeutig ein Nährstofflimit vorlag und eine Sanierung des Standorts ohne Zugabe von Nährstoffen nicht möglich gewesen wäre. Um derartige Limitierungen auszuschliessen wird empfohlen, im Anschluss an den ersten Test für einen Zeitraum von ca. 4 Wochen den Untergrund zu belüften und daraufhin einen zweiten Test durchzuführen. Der Standort ist für Bioventing geeignet, wenn die Sauerstoffzehrungsraten beim zweiten Test im Bereich der Werte des ersten Tests liegen.

5.3.6 Versuchsdauer

1. Respirationstest: 1 Woche

zusätzlich empfohlen:

Belüftung: 1 Monat

2. Respirationstest: 1 Woche

5.3.7 Kosten

Ausführung mit 1 Einblaspegel, 2 Beobachtungspegel, Betrieb 1 Woche: ca. € 3.500

6 VERFAHRENSBESCHREIBUNG

6.1 Aktives Sanierungsverfahren

Bioventing beruht auf der Einbringung von Sauerstoff in den ungesättigten Untergrund und auf dem dadurch stimulierten mikrobiologischen Abbau. Lufraten sollen dabei eine möglichst vollständige Belüftung des Bodenkörpers gewährleisten und nur zu geringer Volatilisierung flüchtiger Komponenten führen. Typischerweise arbeitet man daher mit geringen Luftmengen, wobei zumindest ein Sauerstoffanteil von 2 bis 3 % in der Bodenluft gewährleistet sein sollte. Die endgültige Dimensionierung der Bioventing-Anlage basiert auf den Ergebnissen der Bestandsaufnahme (Kapitel Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.) sowie der Vorversuche (Kapitel 5).

6.1.1 Dimensionierung des Belüftungssystems

Grundsätzlich kann mit Luftinjektion, Luftabsaugung und kombinierten Systemen gearbeitet werden, wobei bei Systemen mit Luftinjektion sicherzustellen ist, dass flüchtige Komponenten nicht über die Geländeoberfläche ausgetragen werden. Grundsätzlich sind daher Systeme mit Absaugung bzw. kombinierte Systeme vorzuziehen. Sind bestehende Einbauten bzw. Gebäude vorhanden, ist darauf zu achten, dass es zu keinem Gaseintrag kommt um Unfall- bzw. Explosionsgefahr auszuschliessen. Gegebenenfalls ist die Bodenluft durch Absaugpegel kontrolliert zu entfernen, wobei die Abluft der Absaugpegel bei Bedarf zu reinigen ist (z.B. Aktivkohlefilter, Biofilter/Biowäscher, katalytische Oxidation, thermische Behandlung). Systeme mit Luftabsaugung sind vorzuziehen, wenn Emissionen aufgrund von Einbauten oder Gebäuden kontrolliert werden müssen. Absaugung hat jedoch den Nachteil, dass das Reaktionsvolumen im Boden im Vergleich zur Einblasung kleiner ist und dadurch der Abbau langsamer abläuft. Ausserdem fördert die Erzeugung von Unterdruck die Verflüchtigung niedermolekularer Substanzen.

Mögliche Varianten von Bioventingsystemen sind in Abbildung 4 dargestellt:

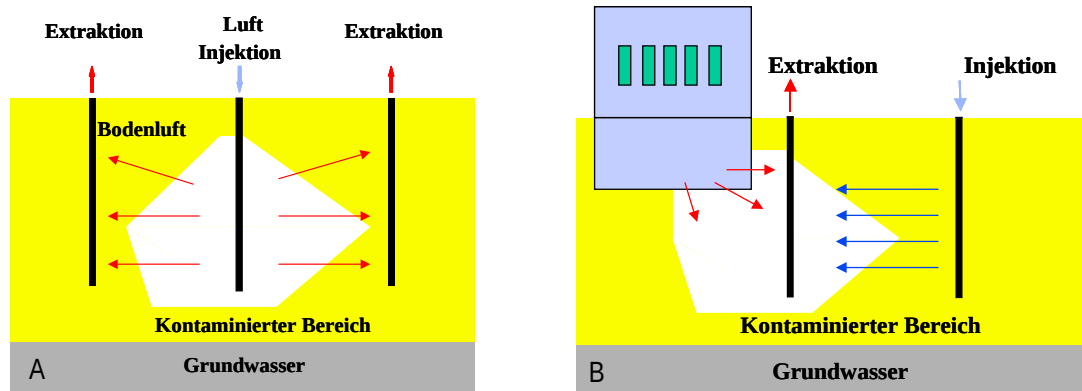


Abbildung 4: Anwendungsbeispiele für Bioventing schematisch. (A) kombinierte Einblasung und Absaugung und (B) Absaugung in der Nähe eines Gebäudes.

Die Belüftungsraten sind abhängig vom Sauerstoffbedarf der im Boden vorhandenen (autochthonen) Mikroorganismen. Die Raten können aus der Sauerstoffzehrung während des *in situ* Respirationstests mit folgender Formel abgeschätzt werden (Leeson & Hincee, 1998):

$$Q = \frac{-k_o \times V \times \theta_a}{(20,9\% - 5\%) \times 60 \frac{\text{min}}{h}}$$

QBelüftungsrate ($\text{m}^3 \text{min}^{-1}$)

k_oSauerstoffzehrung ($\% \text{h}^{-1}$)

Vkontaminiertes Bodenvolumen (m^3)

θ_agasgefüllter Porenraum ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)

Der Abstand zwischen den Belüftungspegeln kann ebenfalls aus der Sauerstoffzehrung theoretisch abgeleitet werden wobei der Abstand zwischen den Belüftungspegeln dem 1 bis 1,5 fachen Wert des Einflussradius (R_E) entspricht (Leeson & Hincee, 1998). :

$$R_E = \sqrt{\frac{Q \times (20,9\% - 5\%)}{\pi \times h \times k_o \times \theta_a}}$$

R_EEinflussradius (m)

QBelüftungsrate ($\text{m}^3 \text{min}^{-1}$)

hDicke der belüfteten Schicht (m)

k_oSauerstoffzehrung ($\% \text{d}^{-1}$)

θ_agasgefüllter Porenraum ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)

Diese Überlegungen sind als theoretische Vorgaben anzusehen, es handelt sich dabei jedoch nur um eine relativ grobe Annäherung. Der Formel liegt ein homogener und isotroper Raum zu Grunde, welcher im Feld (in

Österreich) kaum vorliegt¹. Zur genaueren Abschätzung wird daher empfohlen, entweder ein analytisches Modell (siehe Variante A) oder den empirischen Weg über Feldversuche zu wählen. Für eine Modellrechnung sind allerdings grosse Datenmengen erforderlich, die aus Bohrungen und Durchlässigkeitsversuchen ermittelt werden müssen.

Variante A

- Herstellung eines oder mehrerer direkter Aufschlüsse durch Bohrungen
- Bestimmung der Durchlässigkeiten der angetroffenen Schichten in mehreren Bohrungen. Dabei ist zu beachten, dass kontaminierte und unkontaminierte Bereiche in einer und derselben Schicht deutlich unterschiedliche Durchlässigkeiten aufweisen können. Die Bestimmung der Durchlässigkeit erfolgt entweder durch Feld- oder Laborversuche. Bei Laborversuchen ist darauf zu achten, die im Feld vorherrschende Lagerungsdichte herzustellen. Der Einbau mit Proctorenergie ist keinesfalls ausreichend und führt dazu, dass die Durchlässigkeiten im Vergleich zum Feld unterschätzt werden. Ebenso ist im Laborversuch der Feuchtigkeitsgehalt des Feldes beizubehalten.
- Eingabe der Daten in ein computergestütztes Bodenmodell und Ableitung sinnvoller Pegelraster und -reichweiten.

Für diese Vorgehensweise muss bei der Herstellung der Bohrungen die Sanierungsvariante Bioventing bereits berücksichtigt werden. Sollte jedoch bereits eine ausreichende Zahl an Erkundungsbohrungen vorliegen und wären für die Ermittlung der Feldluftdurchlässigkeiten neue Bohrungen herzustellen, würde dies einen hohen finanziellen Mehraufwand bedeuten. In diesem Fall kann alternativ zur Modellrechnung folgende Vorgehensweise gewählt werden:

Variante B

- Ermittlung des Untergrundaufbaus und Kontaminationsbildes
- Herstellen von mind. 5 Bodenluftpegeln mit ausschließlicher Verfilterung im ungesättigten Kontaminationsbereich
- Durchführen eines Absaugversuches im zentralen Pegel und Verfolgung der Druckausbreitung in den 4 Beobachtungspegeln (Unterdruckmessung). Es ist hierbei nicht nur der stationäre Zustand von Interesse, sondern auch die zeitliche Ausbreitung des Unterdruckfeldes von Bedeutung und sollte daher verfolgt werden. Die Ausbreitung findet in Bereichen erhöhter Durchlässigkeit schneller statt als in undurchlässigeren Bereichen, obwohl der stationäre Druckzustand annähernd gleich sein kann. Die Ermittlung des Unterdrucks sollte mittels geeigneter elektronischer Datenerfassung erfolgen um die Ausbreitung auch tatsächlich nachvollziehen zu können.
- Grafische Darstellung des ersten stationären Zustandes sowie der Druckfelder bei $\frac{1}{4}$ bzw. $\frac{1}{2}$ Zeit bis zum ersten Erreichen des stationären Zustandes. Der maximale Beeinflussungsradius und somit in weiterer Folge der maximale Pegelraster ist an der Begrenzungsisobare abzulesen. Die Begrenzungsisobare ist in Abhängigkeit von der Bodendurchlässigkeit zu setzen. Bei gut durchlässigen Böden kann diese bei - 1 hPa Differenzdruck zur Atmosphäre gesetzt werden. In schlecht durchlässigen Böden ist sie bei -10 hPa zu setzen.

¹ Die angegebene Formel basiert auf Datenmaterial aus der US Bioventing Initiative. Diesen Daten liegen sehr gleichkörnige und homogene Böden zugrunde (z.B. Wüstensand) bei welchen die Formel gute Feldübereinstimmungen liefert.

- Dieser Versuch sollte zumindest mit 3 verschiedenen Absaugraten durchgeführt werden. Es werden somit 3 verschiedene Begrenzungsisobare (jeweils eine pro Absaugrate) erhalten. Daraus kann eine Festlegung der Förderrate in Zusammenhang mit der Ausbreitungsweite erfolgen.

Bei größeren Anwendungen kann eine Optimierung der Pegelabstände erreicht werden, indem vorerst wie in Variante A vorgegangen wird und das Ergebnis der Modellierung daraufhin im Feldversuch nach Variante B überprüft wird. Damit ist eine sehr genaue Kalibration für den Standort möglich.

Die erreichbaren Pegelabstände betragen je nach Standortbedingungen zwischen einigen Metern bis hin zu mehreren 10-Metern. Die erreichbare Reichweite im Untergrund ist neben der Durchlässigkeit auch von der Ausbildung einer Deckschicht zur Atmosphäre abhängig. Eine undurchlässige Deckschicht (z.B. feinkörniger Boden, Versiegelung) erhöht die Reichweite der Belüftung deutlich. Die maximal erzielbare Reichweite beim Bioventing ist jedenfalls deutlich größer als bei Bodenluftabsaugung, da nicht wie bei der Bodenluftabsaugung ausreichender Unterdruck zur Volatilisierung der Komponenten erreicht werden muss, sondern lediglich ein Luftstrom im Untergrund etabliert werden muss.

6.1.2 Technische Einrichtungen

Das Gebläse ist den erwarteten Belüftungsraten und Unterdrücken anzupassen. Die Belüftungspegel werden üblicherweise im Durchmesser 2" ausgeführt und über den kontaminierten Bereich verfiltert. Die Verfilterung sollte aber nicht mehr als eine Schicht erfassen, da ansonsten die gesamte abgesaugte Luftmenge aus der besser durchlässigen Schicht entnommen würde und die schlechter durchlässige Schicht lediglich durch Diffusion versorgt würde. Diffusive Transportvorgänge sind um ein Vielfaches langsamer als Gasaustausch durch Strömungsvorgänge.

Die Filterstrecke wird verkiest und nach oben gegenüber Fehlluft abgedichtet. Hierfür reichen Quelltonpellets wie im Brunnenbau nicht aus, da diese auch bei Befeuchtung keine ausreichende Quellung für einen sicheren Luftabschluss aufweisen. Es wird daher empfohlen, Zementationen oder flüssig eingebrachte Dämmen anzuwenden. Die Monitoringpegel werden in verschiedenen Abständen zu den Belüftungspegeln errichtet und nach Möglichkeit in verschiedenen Tiefen (nach Kontamination und Schichtenfolge gestuft) verfiltert.

6.1.3 Nährstoffzugabe

Sofern die Notwendigkeit besteht Nährstoffe zuzusetzen, kann dieses in flüssiger oder gasförmiger Form geschehen.

Flüssige Zugaben erfolgen entweder durch Versickerung nahe der Oberfläche, wobei der Rückhalt in Deckschichten zu berücksichtigen ist. Alternativ dazu ist jedoch auch eine Einpressung mittels Lanzen oder Pegeln unterhalb rückhaltender Deckschichten möglich. In beiden Fällen ist auf eine homogene Verteilung der Nährstofflösung in den Sanierungsbereichen zu achten, welche sich zumeist problematisch gestaltet.

Gasförmige Zugaben bieten sich auf Grund der homogenen und kostengünstigen Verteilungsmöglichkeit an. In diesem Fall wird nährstoffhaltiges Gas der Ventilationsluft beigesetzt. Laborversuche im Rahmen des Projektes Interland bewiesen die Wirksamkeit solcher Zugaben sowie eine eindeutige Abhängigkeit des erreichten Nährstoffanstiegs im Boden von der Zugabemenge.

In jedem Fall ist die geeignete Form, Menge und Art der Zugabe in Vorversuchen zu überprüfen und zu optimieren, um die Dimensionierung der Anlage durchführen zu können.

6.2 Qualitätssicherung des Verfahrens

Die Qualitätssicherung des Bioventing Verfahrens dient in erster Linie der Prüfung der Dichtheit des Systems sowie dem Ausschluss von Falschluf. Dazu werden vor Inbetriebnahme des Systems Unterdruckmessungen in Beobachtungspegeln durchgeführt. Weitere Unterdruckmessungen werden ein Monat nach Inbetriebnahme sowie danach jährlich durchgeführt. Bei sehr komplexen Untergrundbedingungen können darüber hinaus Tracerversuche (siehe 5.3.1) bzw. Modellierung der Strömung im Untergrund durchgeführt werden.

Die Verfolgung der Abbauleistung erfolgt durch regelmäßige Respirationsversuche (5.3.1) oder durch die online Messung der Parameter O_2 und CO_2 in der Abluft. Sollten diese Messungen auf eine Verschlechterung der Abbauleistung hinweisen, so sind folgende Faktoren zu überprüfen:

- Nährstofflimitierung, tritt möglicherweise durch Bildung von und Bindung in Biomasse erst allmählich auf
- Austrocknungserscheinungen, üblicherweise im Nahbereich der Einblaspegel
- jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen
- Rückgang der Kontamination

6.3 Monitoring

6.3.1 Dokumentation des Sanierungsverlaufes

Zur Dokumentation des Sanierungsverlaufs sind folgende Messungen durchzuführen:

- Bodengasmessungen (Tag 0 dann monatlich; ab $> \frac{1}{2}$ Jahr nur mehr 3-monatlich)
- Unterdruckmessungen (Frequenz wie Bodengasmessungen)
- *In situ* Respirationstests (Tag 0, Tag 30, dann jährlich)
- online Messung von O_2 , CO_2 und Summe KW in der abgesaugten Luft zur Bilanzierung von Sauerstoff und CO_2 bzw. Verfolgung des Schadstoffaustrags

6.3.2 Dokumentation des Sanierungserfolges

Nach Abschluss der Sanierung wird der Sanierungserfolg durch Beprobung des Untergrunds nachgewiesen. Dazu ist folgende Beprobung vorzusehen:

- Kontrollbohrungen: repräsentative Beprobung des Kontaminationskörpers
- Bodenproben, tiefengestaffelt: KW Analytik von Feststoff und Eluat

6.4 Entsorgung von Sanierungsmitteln

Zur Entsorgung fallen beim Bioventing üblicherweise geringe Mengen an Aktivkohle aus der Abluftreinigung an.

6.5 Sanierungsdauer

Die Sanierungsdauer ist abhängig von der Art und Stärke der Kontamination sowie den Standortbedingungen. Im Mittel kann mit einer jährlichen Reduktion des Kohlenwasserstoffgehalts um 1.000 bis 1.500 mg kg^{-1} gerechnet werden. Je nach Ausgangskontamination ergibt sich eine Sanierungsdauer von 2 bis 5 Jahren.

6.6 Erreichbare Restkontamination

Nach Abschluss von biologischen Sanierungsverfahren ist mit einer im Untergrund verbleibenden Restkontamination zu rechnen. Diese Kontamination ist abhängig von Verfügbarkeit und Persistenz der Schadstoffe und kann in Laborversuchen abgeschätzt werden. Im Normalfall ist mit einer verbleibenden Belastung von $< 500 \text{ mg kg}^{-1}$ zu rechnen.

6.7 Kosten (Investitionen, Betriebsmittel)

Die Kosten für die Sanierung eines Standortes sind grundsätzlich stark von den Gegebenheiten am Standort abhängig. Insbesondere die Mächtigkeit der ungesättigten Schicht, die Bebauung und Zugänglichkeit, die Schwere der Kontamination, sowie die Durchlässigkeit des Untergrunds und die damit verbunden Reichweite der Belüftung beeinflussen die Sanierungskosten. Für Full-Scale Bioventing kann mit Kosten pro Tonne kontaminierten Erdreichs von ca. 5 bis 60 € gerechnet werden. Die Sanierung eines Dieselschadens in Wien (Tankstelle) kostete ca. € 60.000.

7 NUTZUNG / NACHNUTZUNG

7.1 Nutzungspotentiale während der Sanierung / Sicherung

Prinzipiell kann ein Bioventingsystem so ausgeführt werden, dass ein Standort bereits während der Sanierung voll nutzbar ist, indem sämtliche Anlagenteile unterflur ausgeführt werden. In einem solchen Fall ist allerdings mit erhöhten Ausführungskosten zu rechnen. Die Pegel müssen jedenfalls für periodische Messungen bzw. Wartungsarbeiten zugänglich sein.

7.2 Nutzungspotentiale nach der Sanierung / Sicherung

Nach Abschluss des Bioventings ist die Nutzung der Oberfläche uneingeschränkt möglich. Allerdings ist noch mit Restkontamination im Untergrund zu rechnen, und darauf ist bei einem Aushub Rücksicht zu nehmen.

8 ABKÜRZUNGEN

BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
ERB	Einsatzrandbedingungen
FID	Flamen Ionisations Detektor
GC	Gas Chromatographie
GOK	Geländeoberkante
K _{OW}	Oktanol-Wasser Verteilungskoeffizient
k _f	Durchlässigkeitsbeiwert (m s ⁻¹)
KW	Kohlenwasserstoffe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
R _E	Einflussradius (engl. Radius of influence: ROI)
TS	Trockensubstanz (%)
VOC	Volatile Organic Compounds: flüchtige organische Verbindungen
WK _{max}	maximale Wasserhaltekapazität

9 LITERATUR

- Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE). 1996. *Bioventing Performance and Cost Results from multiple air force test sites*. Technology Demonstration Final Technical Memorandum. (online). <http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/download/Biov02.pdf> , Zugriff am 2004-09-08
- EMIS, het Energie- en Milieu InformatieSysteem voor het Vlaamse Gewest. 2003. Bodemsaneringstechnieken, Techniekbladen. (online). http://www.emis.vito.be/boss/techniekbladen/techniekblad_11-2.htm. Zugriff am 2004-12-22
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 1991. *Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung*. (online). <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html>. Zugriff am 2004-09-08
- Leeson, A., Hinchey, R.E. 1998. *Soil Bioventing - Principles and Practice*. CRC Press, Boca Raton
- ÖNORM S 2089 (Normenentwurf). 2006. *Altlasten – Sicherungs- und Dekontaminationsverfahren*. Österreichisches Normungsinstitut
- Umweltbundesamt Deutschland (UBA-de). 1997. Massnahmen. (online). <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/>. Zugriff am 2004-12-22

10 ANHANG: FORMBLATT BESTANDSAUFNAHME

(siehe auch ÖNORM S 2088-1, 2, 3)

Standortrecherche

Alter der Kontamination

Art des Schadensfalls

Art der Kontamination

Summe KW

Mögliche Begleitkontaminationen

Standortbegehung

Versiegelung

Bebauung

Nutzung

Betriebliche Einschränkungen

Untergrunderkundung

Schichtung Untergrund (Profil inkl. Bodenansprache)

Feststoffproben: (Gesamtgehalte und Eluate)

Summe KW, BTEX, TS, pH, WK_{max}, Nährstoffe, Spektrum Gaschromatogramm (vorherrschender Schadstoff)

Bei Bedarf: Schwermetalle, biologische Parameter (Atmung, Mikroorganismen)

Gasproben: CO₂, CH₄, O₂, Summe KW, BTEX

Phasenmächtigkeit am Grundwasser, Volumen freie Phase

Tiefe/Volumen der Kontamination

Wasserstand und -schwankungen