



Handbuch Altlasten

Sanierungstechniken und -verfahren

Handbuch Altlasten, Band 6 Teil 3

- Dichtwände
- Reaktive Wände
- Biologische in-situ-Sanierungen

HLUG

Handbuch Altlasten, Band 6 Teil 3

Sanierungstechniken und -verfahren

Unveränderte Neuauflage 2010

Zuerst veröffentlicht in Handbuch Altlasten, Band 8 Teil 2 (2005)

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Impressum

Handbuch Altlasten, Band 6 Teil 3

Sanierungstechniken und -verfahren

Bearbeitung: HLUG Dezernat W4 – Altlasten und Schadensfälle
Dipl.-Ing. VOLKER ZEISBERGER Tel.: 06 11/69 39-748
Dipl.-Ing. KORNELIA STOCK

Autorenverzeichnis: Dr. THOMAS HELD ARCADIS Consult GmbH, Berliner Allee 6, 64295 Darmstadt

Prof. Dr.-Ing. WOLFGANG KRAJEWSKI CDM Amann Infutec Consult AG & Co. KG
Niederlassung Rhein-Main
Neue Bergstraße 9-13, 64665 Alsbach-Hähnlein

Dr. HORST JUNGBAUER CDM Jungbauer GmbH, Motorstraße 5, 70499 Stuttgart
MARTIN DI MUZIO

Titelbild: Heddernheimer Kupferwerk und Süddeutsche Kabelwerke AG
Bildnachweis: Denkmalamt Stadt Frankfurt am Main

Herausgeber, © und Vertrieb:
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Rheingaustraße 186
65203 Wiesbaden

Telefon: 0611 6939-111
Telefax: 0611 6939-113
E-Mail: vertrieb@hlug.hessen.de

Inhalt

Vorbemerkungen	4
WOLFGANG KRAJEWSKI	
Technische Sicherungsbauwerke (Dichtwandumschließungen) und deren Langzeitüberwachung und Funktionskontrolle	5
THOMAS HELD	
Reaktive Wände und deren Langzeitüberwachung	51
HORST JUNGBAUER & MARTIN DI MUZIO	
Biologische in-situ-Sanierungen und deren Überwachung	81

Vorbemerkungen

Die Beiträge des vorliegenden Handbuchs sind erstmals im Jahr 2005 im Handbuch Altlasten, Band 8 Teil 2 „Arbeitshilfen zur Überwachung und Nachsorge von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten“ erschienen. Sie wurden unverändert in diesen Band übernommen und neu herausgegeben.

Diese Neuauflage ist nur als Download-Version verfügbar. Der Band 8 Teil 2 kann weiterhin auch als Druckfassung bezogen werden.

Technische Sicherungsbauwerke (Dichtwandumschließungen) und deren Langzeitüberwachung und Funktionskontrolle

WOLFGANG KRAJEWSKI

Inhalt

1	Einleitung	6
2	Sicherungskonzepte	7
Teil A Sicherungsmittel		
3	Wandsysteme	11
3.1	Schmalwände	11
3.2	Spundwände	12
3.3	Bohrpfahlwände	13
3.4	Schlitzwand als Einphasenwand	14
3.5	Schlitzwand als Zweiphasenwand	16
3.6	Kombinationswände	18
3.7	Kammerdichtwände	19
4	Hydraulische Elemente	20
4.1	Dränagen und Pumpbrunnen	20
4.2	Grundwassermessstellen	20
Teil B Schwachstellenanalyse		
5	Einwirkungen	21
6	Untergrund und Grundwasser	21
6.1	Untergrundverhältnisse	21
6.2	Grundwasserstände	23
7	Schwachstellenanalyse der Wandsysteme	25
7.1	Schmalwände	25
7.2	Spundwände	27
7.3	Bohrpfahlwände	28
7.4	Einphasenwände	30
7.5	Zweiphasenwände	35
7.6	Kombinationswände	36
7.7	Kammerdichtwände	36
Teil C Bewertung		
8	Zusammenfassende Bewertung der Risiken	37
8.1	Bestandsaufnahme	37
8.2	Erarbeitung von standortspezifischen Schwachstellen	39
8.3	Erfassung von möglichen Mängeln der Dichtwand	41
8.4	Evaluation des Risikopotenzials	46
9	Langzeitüberwachungs- und Prüfmaßnahmen	47
10	Literatur	49

1 Einleitung

Die vorliegende Arbeitshilfe beschäftigt sich mit der Überwachung von Dichtwandumschließungen zur seitlichen Sicherung von Altlasten.

Die Überwachung und Nachsorge von gesicherten altlastverdächtigen Flächen und Altlasten stellt in der Praxis eine schwierige Fragestellung dar. Es gilt, die notwendigen Maßnahmen sowohl inhaltlich als auch zeitlich und örtlich festzulegen, wobei zur dauerhaften Wirksamkeit von Umschließungen bisher nur wenige und zeitlich begrenzte Erfahrungen vorliegen. Insbesondere gilt es bei der Festlegung des Überwachungsplans auch fachliches Verständnis für die notwendigen Maßnahmen zu entwickeln.

In der Arbeitshilfe werden zunächst die verschiedenen Dichtwandssysteme beschrieben und deren spezifische Schwachstellen analysiert. Anhand von Datenblättern können dann die Risikopotentiale des jeweiligen Standortes und der einzelnen Wandsysteme erfasst und bewertet werden, um daraus die notwendigen Maßnahmen für die Langzeitüberwachung abzuleiten.

Teil A Sicherungsmittel

2 Sicherungskonzepte

Zur seitlichen (lateralen) Sicherung von Altlasten werden häufig Dichtwände eingesetzt. Diese haben die Aufgabe, einen Austrag von Schadstoffen über den Wasserpfad zu verhindern. Zur Herstellung der Dichtwände stehen in der Praxis zahlreiche Bauverfahren zur Verfügung. Es ist zwischen folgenden Verfahren zu unterscheiden:

- Dichtwände, bei denen das Abdichtungsmaterial nach Aushub des Bodens in den entstehenden Hohlraum eingebaut wird (Schlitz- und Bohrpfahlwände). Zur Herstellung dieser Wandsysteme bestehen folgende Regelwerke:
DIN 4126 Ortbeton-Schlitzwände
DIN 4127 Schlitzwandtone für stützende Flüssigkeiten
EN 1536 Bohrpfähle
- Dichtwände, bei denen das abdichtende Element durch Verdrängung des anstehenden Bodens eingebaut wird (Spundwände, Schmalwände etc.). Zur Ausführung von Spundwänden besteht seit 1999 mit der EN 12063 (Spundwandkonstruktionen) ein normatives Regelwerk.
- Dichtwände, bei denen die Wasserdurchlässigkeit des Untergrundes durch Einpressen von Stoffen verringert wird (Injektionswand). Die Durchführung der Einpressungen ist in EN 12715 (Injektionen) geregelt.
- Dichtwände, bei denen unter hohem Druck der Boden in seine Bestandteile zerlegt und mit zementhaltiger Mischung versetzt wird. Bedarfsweise werden der Suspension Additive zugemischt. Das Auflösen des Bodengefüges wird durch einen energiereichen Flüssigkeitsstrahl bewirkt, wobei die Flüssigkeit die Suspension sein kann. Nach Erhärtung des durchmischten Bodengefüges ergibt sich eine Bodenzone mit vergleichsweise hoher Festigkeit und geringer Durchlässigkeit. Das Verfahren wird als Düsenstrahlverfahren bezeichnet, ist aber in der Praxis unter unterschiedlichen Begriffen bekannt (HDI-Verfahren, soilcrete-Verfahren etc.). Die Ausführung wird in EN 12716 (Düsenstrahlverfahren) normativ beschrieben.

Schlitz- und
Bohrpfahlwände

Spundwände
Schmalwände

Injektionswand

Düsenstrahl-
verfahren

Die seitlichen Dichtungselemente werden bei der Sicherung von Altlasten durch horizontale abdichtende Strukturen ergänzt, so dass sich insgesamt ein geschlossener Kontrollraum ergibt (Abb. 1). In der Regel wird die untere Begrenzung des Kontrollraums durch eine natürliche Bodenschicht gebildet, die für die Sicherungsaufgabe eine hinreichend geringe Wasserdurchlässigkeit besitzt und dem Schadstoffaustrag einen hinreichenden Widerstand entgegen stellt. Die Dichtwände binden in diese Schicht ein. Die Einbindetiefe ist projektspezifisch festzulegen. Häufig wird ein Mindestmaß von 2–2,5 m gewählt. Bei einem sehr mächtigen wasserwegsamem Untergrund muss aus technischen und wirtschaftlichen Gründen häufig auf die Einbindung der Wände in eine stauende Schicht verzichtet werden.

geschlossener
Kontrollraum

Die Einkapselung einer Altlast mit Dichtwänden wird häufig durch hydraulische Elemente ergänzt. So ist bei einer lateral umschlossenen Altlast mit einer Akkumulation der Grundwasserneubildung infolge Niederschlägen zu rechnen. Eine Oberflächenabdichtung kann diesen Prozess zeitlich verzögern, in der Regel aber nicht verhindern. Der Sachverhalt bewirkt einen Anstieg des Wasserspiegels im Kontrollraum. Es entwickelt sich ein nach außen gerichtetes hydraulisches Gefälle, wodurch ein möglicher

hydraulische
Elemente

Absenkbrunnen, Dränagen

konvektiver Schadstoffaustrag unterstützt wird. Um dieser Gefahr entgegen zu wirken, wird der Wasserstand innerhalb des Kontrollraums verschiedentlich künstlich abgesenkt. Hierzu werden Absenkbrunnen (Schwerkraftbrunnen) und/oder Dränagen verwendet (Abb. 1). Die Absenkung erfolgt bis unter das Niveau des natürlichen Grundwasserspiegels außerhalb der Dichtwand.

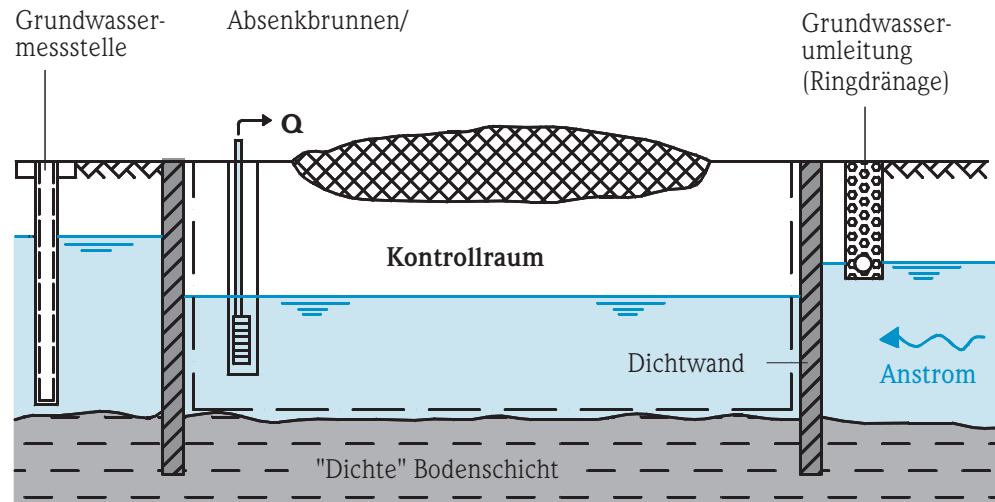


Abb. 1: Sicherungselemente bei der Umschließung einer Altlast.

Ein weiteres hydraulisches Bauelement kann außerhalb der Dichtwand notwendig werden, wenn mit dem Bau der Dichtwand der natürliche Grundwasserabfluss behindert wird. In diesem Fall kann es zu einem Aufstau des Grundwassers im Anstrom kommen. Die Folge ist möglicherweise eine Vernässung des Geländes. Der Dichtwandkopf muss um das Maß des Anstaus gegenüber natürlichen Grundwasserverhältnissen angehoben werden. Zur Vermeidung einer schädlichen Beeinflussung der Grundwasserstände wird in diesen Fällen eine Ringdränage als sogenannte Grundwasserumleitung eingesetzt (Abb. 1). Diese nimmt im Anstrom ab einem planerisch gewählten Niveau das Grundwasser auf, leitet dieses um den Kontrollraum herum und gibt das Wasser im Abstrom wieder an den Grundwasserleiter ab.

Ringdränage

Grundwasser- messstellen

Weitere hydraulische Elemente werden zur Überwachung der Wirksamkeit von Sicherungssystemen in Form von Grundwassermessstellen eingesetzt (Abb. 1).

Die Umschließung von Altlasten hat die Aufgabe einen möglichen Transport von Schadstoffen in die Umwelt zu verhindern. Die Sicherung bezieht sich in der Regel auf die folgenden Transportmechanismen:

- Konvektion (Advektion)
- Diffusion
- Dispersion
- Adsorption.

konvektiver Transport

Im Allgemeinen dominiert der konvektive Transport die von einer Altlast ausgehende mögliche Schadstoffausbreitung. Die Bewegung wird mathematisch nach DARCY mit Hilfe der Abstands- oder Filtergeschwindigkeit v beschrieben. Im eindimensionalen Fall gilt:

$$v = k \cdot i$$

wobei k den Wasserdurchlässigkeitsbeiwert [m/s] und i den hydraulischen Gradienten (Gefälle [dimensionslos]) beschreibt. Die Ausbreitung erfolgt dementsprechend in Richtung der Grundwasserströmung. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit nimmt mit dem hydraulischen Gradienten und der Durchlässigkeit des durchflossenen Materials zu. Das Gesetz von Darcy gilt ausschließlich für den wassergesättigten Bereich und quasistationäre Zustände.

Die sich nach Darcy für die Durchströmung von Dichtwänden ergebenden Durchbruchzeiten sind in den folgenden Diagrammen in Abhängigkeit von k -Wert und Wasserspiegeldifferenz für eine 60 cm dicke Dichtwand angegeben. Ferner wurden die sich für die Umströmung einer 2,5 m tief in bindigen Untergrund eintauchenden Dichtwand zu erwartenden Zeiten abgeschätzt. Man erkennt, dass sich bei einem k -Wert der Wand von 10^{-8} m/s und einer Wasserspiegeldifferenz von 10 cm rechnerisch eine Durchbruchzeit von etwa 10 Jahren ergibt (Abb. 2). Beträgt der Unterschied von Innen- und Außenwasserspiegel dagegen 1 m, ist mit einem Durchbruch des (kontaminierten) Wassers aus dem Kontrollraum bereits nach etwa 1 Jahr zu rechnen. Eine qualitativ hochwertige Wand mit $k < 10^{-10}$ m/s führt zu deutlich längeren Fließzeiten von mehr als 100 Jahren. Die Wanddicke beeinflusst die zur Durchströmung erforderliche Zeit ebenfalls entscheidend. Überschlägig kann von Abb. 2 ausgehend für veränderte Wanddicken die Durchbruchzeit wie folgt abgeschätzt werden:

$$T^* = T \times (d/0,60)^2$$

mit T = Durchbruchzeit in Monaten gemäß Abb. 2

d = Wanddicke [m]

Für eine beispielsweise 6 cm dicke Schmalwand ergeben sich somit um den Faktor 100 geringere Durchbruchzeiten als für eine 60 cm dicke Dichtwand.

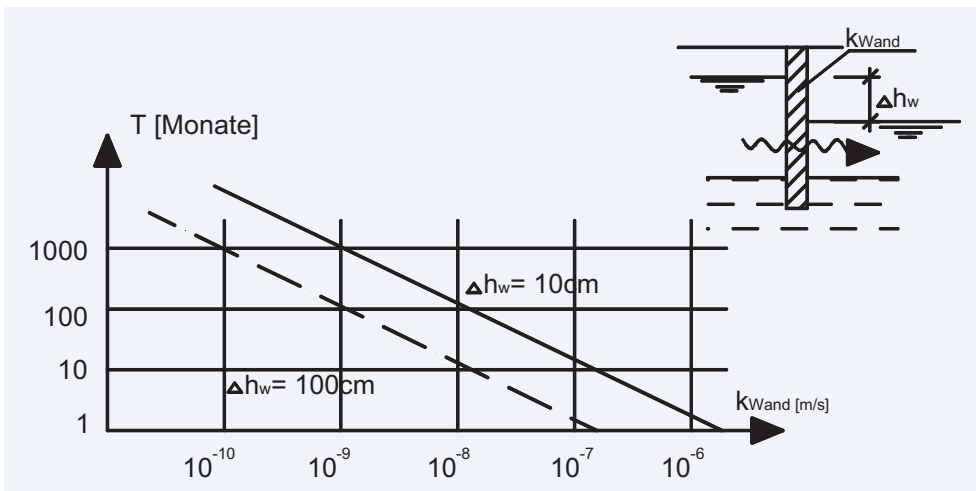


Abb. 2: Durchströmung von Dichtwänden, Durchbruchzeiten nach Darcy (Wanddicke 60 cm).

Für die Umströmung des Wandfußes ergeben sich auch bei nur mittlerer Qualität des Stauers verhältnismäßig lange Umströmungszeiten, die i. Allg. > 10 Jahre betragen (Abb. 3).

Durchströmung von Dichtwänden

Durchbruchzeit

Umströmung des Wandfußes

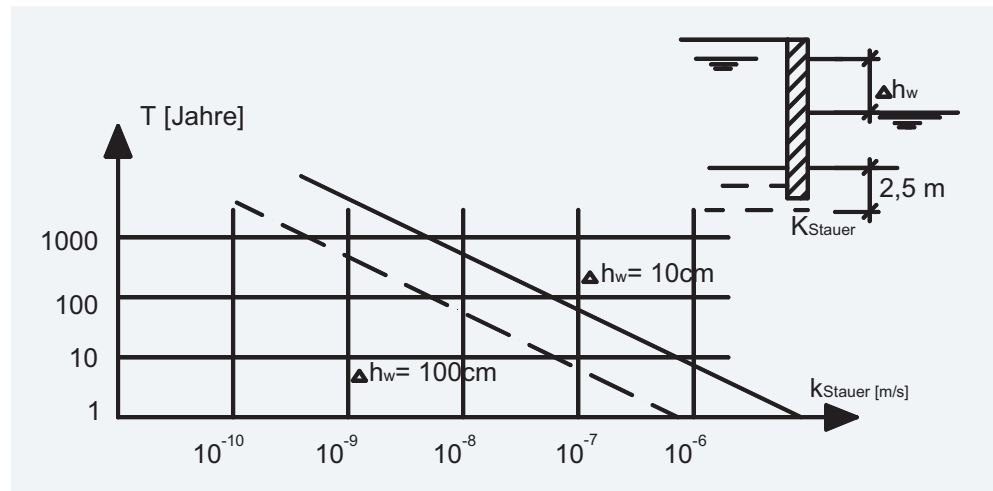


Abb. 3: Abschätzung der Umströmungsdauer einer Dichtwand bei 2,5 m tiefer Einbindung in einen bindigen Boden (Wasserdurchlässigkeitsbeiwert k).

diffusiver Transport

Die Diffusion ist ein physikalischer Ausgleichsprozess, in dessen Verlauf Moleküle infolge der BROWNSchen Molekularbewegung von Bereichen hoher Stoffkonzentration zu Bereichen mit niedriger Konzentration gelangen. Der diffusive Massenzu- bzw. -abfluss J_{diff} [$\text{g}/\text{m}^2 \text{ s}$] ergibt sich aus der Transportgleichung

$$J_{\text{diff}} = -n \cdot D_e \cdot \partial c / \partial x$$

wobei n die Porosität des Materials beschreibt. Der Faktor D_e [m^2/s] ist der effektive Diffusionskoeffizient, der laborativ bestimmt werden kann.

Im Allgemeinen ist der diffusive Massentransport gegenüber der Konvektion vernachlässigbar gering. Eine Ausnahme besteht dann, wenn das hydraulische Gefälle außerordentlich gering ist und quasistehendes Grundwasser vorliegt.

Hydrodynamische Dispersion

Unter Dispersion wird die Veränderung einer Stoffkonzentration infolge unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten in den Poren und der Umlenkung der Strömung durch das Korngerüst verstanden. In praktischen Fragestellungen können in der Regel Diffusion und Dispersion nicht unterschieden werden. Die beiden Phänomene werden daher häufig zusammen gefasst und dann als hydrodynamische Dispersion bezeichnet.

Adsorption

Unter Adsorption versteht man die physikalische oder chemische Bindung von (Schadstoff-)Molekülen an das Korngerüst des Bodens.

3 Wandsysteme

3.1 Schmalwände

Schmalwände werden durch Verdrängung des Bodens hergestellt. Hierzu wird zunächst ein Stahlprofil, z. B. eine Spundwandbohle oder ein IPB-Träger, in den Boden gerüttelt, ggf. eingerammt oder auch eingedrückt. Anschließend wird das Profil wieder gezogen und über ein Verpressrohr, das am Stahlprofil befestigt ist, Dichtwandmasse in den entstehenden Schlitz eingefüllt. Zur Ausführung einer Wand wird dieser Arbeitsvorgang fortlaufend wiederholt, wobei sich die Ansatzstellen systematisch überlappen (Abb. 4 und Abb. 5).

Die Dichtwandmasse zur Herstellung einer Schmalwand besteht im Allgemeinen aus:

- Bentonit
- hydraulischem Bindemittel (z. B. Zement)
- mineralischen Füllstoffen
- Wasser
- Zusatzmitteln.

Die Suspension soll i. a. feststoffreich sein und eine Dichte $> 1,5 \text{ g/cm}^3$ besitzen. Beispielhaft kann folgende Rezeptur zur Anwendung kommen:

- 1000 kg Wasser
- 1000–1250 kg Steinmehl
- 275 kg Zement
- 35 kg Bentonit.

Die Herstellung von Schmalwänden ist häufig mit ausgeprägten Qualitätsrisiken behaftet (vgl. Kapitel 8). Es wird daher empfohlen, stets Probewände auszuführen und deren Integrität durch Freilegen optisch zu prüfen. Ferner sollten die Schmalwände nach Möglichkeit in Form geschlossener Kammern ausgeführt werden, um deren Dichtigkeit durch Überprüfung des hydraulischen Zuflusses kontrollieren zu können.

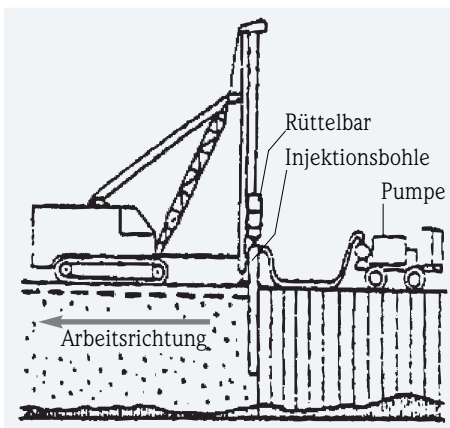
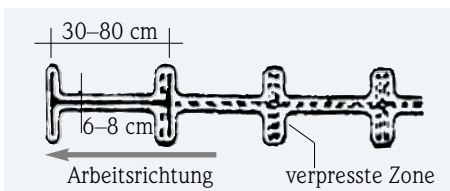


Abb. 4: Prinzip der Schmalwandherstellung.



Abb. 5: Frei gelegte Schmalwand.

Schmalwände

Zusammensetzung der Dichtwandmasse

Beispiel für eine Rezeptur

3.2 Spundwände

Spundwandschlösser

Zur Sicherung von Altlasten können u. a. auch Spundwände verwendet werden. Eingesetzt werden hierzu handelsübliche Spundwandelemente. Im Falle hoher Dichtigkeitsanforderungen werden die Spundwandschlösser mit speziellen Dichtelementen ausgerüstet. Bei dem System der Fa. Hoesch werden Doppel- oder Dreifachbohlen eingesetzt, die aus werkseitig zusammengezogenen Einzelbohlen gefertigt werden (Abb. 6). Das Mittelschloss kann verschweißt werden, oder es wird mit einer dem Schlossspalt angepassten injizierten Dichtung versehen. Das Rammschloss wird nicht gedichtet, da es als freies Schloss voraus gerammt wird. Das Baustellenfädelschloss wird mit einer profilierten Dichtung aus Polyurethan versehen.

Einbringverfahren

Spundwände können gerammt, eingerüttelt (einibriert) oder eingedrückt (eingepresst) werden. Die Verfahrenstechnik ist projektspezifisch unter Berücksichtigung zulässiger Emissionen und der jeweiligen Untergrundverhältnisse zu wählen. Vibrieren ist in vielen Fällen das wirksamste und in Kombination mit einer Mäklerführung auch ein ausgesprochen genaues Einbringverfahren. Schwierigkeiten können jedoch bei diesem Verfahren auftreten, wenn sehr dicht gelagerte Sande und Kiese oder halb-feste bis feste bindige Böden anstehen. In diesen Böden ist i. a. das schlagende Rammen von Vorteil. Für Spundwände mit der oben beschriebenen Spezialdichtung wird aufgrund vorliegender Erfahrungen allgemein das schlagende Rammen empfohlen.

Wandtiefe

Die wirtschaftlich ausführbare Wandtiefe ist in „gewachsenem“ Boden häufig auf maximal ca. 10–15 m begrenzt. Unter günstigen Randbedingungen können Tiefen bis in eine Größenordnung von 25 m erreicht werden. Problematisch kann der ordnungsgemäße Spundwandeinbau im Falle anstehender dicht gelagerter Kiese und Sande (vgl. oben), Steine und Blöcke aber auch in stark kohäsiven Böden sein. In diesen Fällen stehen Einbringhilfen zur Verfügung. Bei Grobböden werden hierzu in gewählten Abständen Großbohrungen, z. B. mit einem Schneckenbohrer abgeteuft (Abb. 7). Das Bodengefüge wird hierbei gestört und aufgelockert, so dass anschließend dem Spundwandeinbau ein verringerter Bodenwiderstand entgegen gesetzt wird. Es ist bei dieser Verfahrensweise aber auch möglich, den erbohrten Boden vollständig gegen feinkörnigeres Material (Sande) zu ersetzen. Vorteilhaft ist dies insbesondere bei anstehenden Steinen und Blöcken. Im Falle des Bodenaustauschs sind in der Regel verrohrte Bohrungen notwendig.

Einbringhilfen

Spülungen als Einbauhilfe

Eine weitere Einbauhilfe besteht in der Anwendung von Spülungen. Hierbei wird während des Einbringens der Spundwand über ein Röhrchen, das an der jeweiligen Bohle befestigt ist, ein kontinuierlicher Spülstrom aufgebracht. An der Bohlenspitze wird der Boden gelöst und erodiert. Das Boden-Wasser-Gemisch steigt mit dem Spülstrom in einem schmalen Ringspalt am Profil auf. Man unterscheidet bei den Spülhilfen zwischen dem Niederdruckverfahren (Spüldruck ca. 1,5–2 MPa, Spülmenge 2–4 l/s, Spülrohrdurchmesser 25 mm, Anwendung in dicht gelagerten rolligen Böden) und dem Hochdruckverfahren (Spüldruck ca. 25–50 MPa, Spülmenge 1–2 l/s, Spülrohrdurchmesser 20–30 mm, Düsendurchmesser 1,5–3,0 mm. Anwendung in bindigen Böden). Bei der Verwendung von Einbringhilfen ist darauf zu achten, dass diese nicht bis in den Einbindebereich der Dichtwand (abdichtende Bodenschicht) reichen.

Spundbohlen sind in unterschiedlichen Güten lieferbar. Für besondere Beanspruchungen, z. B. bei erwarteten Rammhindernisse können höherfeste Stähle (S 390 GP, S 430 GP) verwendet werden.

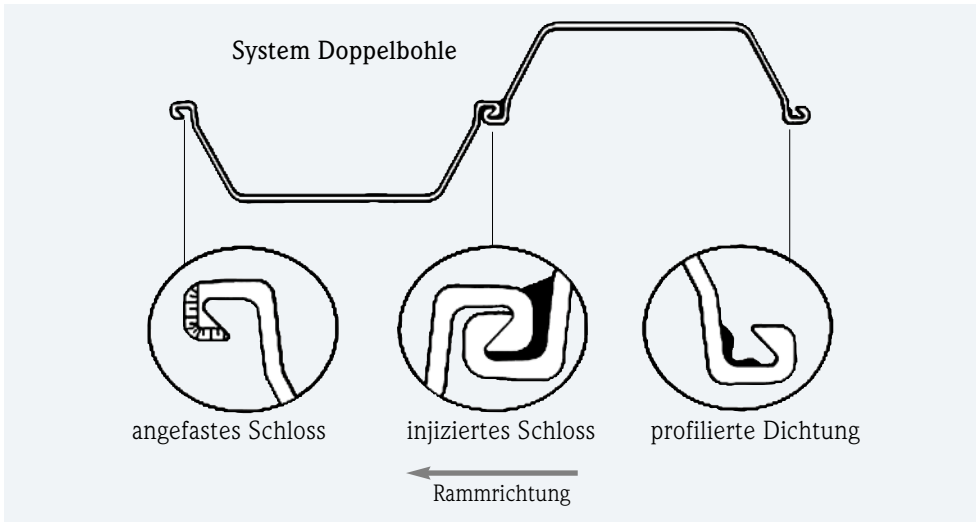


Abb. 6: Spundwandschlossdichtung System Hoesch.

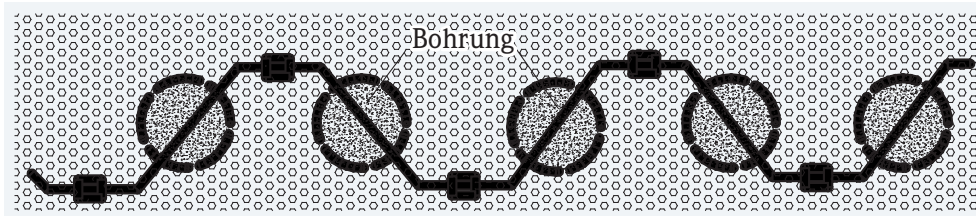


Abb. 7: Lockerungsbohrungen als Einbringe Hilfen beim Spundwandbau.

3.3 Bohrpfähle

Zur Sicherung von Altlasten können auch Bohrpfähle infrage kommen, sofern diese zu einer überschnittenen Wand angeordnet werden (Abb. 8). Der Überschnitt der Pfähle ist so zu wählen, dass unter Berücksichtigung der beim Abteufen der Pfähle möglichen Lotabweichungen an jeder Stelle die planerisch festgelegte Mindestwandstärke eingehalten ist. Die Lagegenauigkeit der Pfahlköpfe ist durch eine Bohrschablone sicher zu stellen. die Lotabweichung ist technisch und bauvertragsrechtlich auf i.a. 0,5% der Bohrtiefe zu begrenzen. Die Herstellung der Pfähle ist gemäß EN 1536 vorzunehmen. Als Werkstoff wird in der Regel Beton gemäß DIN 1045 eingesetzt. Zur Beherrschung chemischer Einwirkungen können Additive verwendet werden.

überschnittene
Bohrpfahlwand

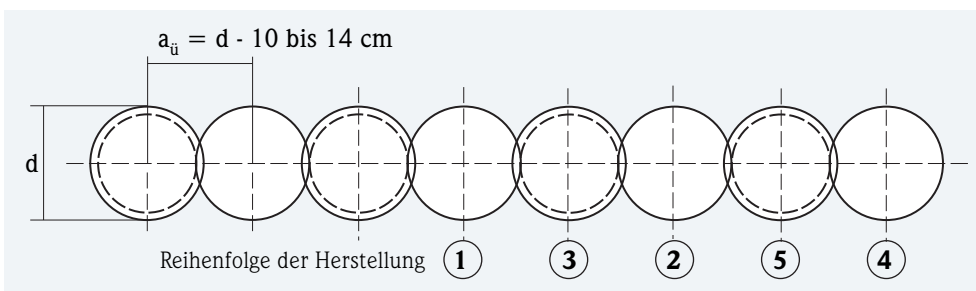


Abb. 8: Überschnittene Bohrpfähle.

3.4 Schlitzwand als Einphasenwand

Einphasen-Schlitzwand

Zur Herstellung einer Einphasenwand wird mit einem Schlitzwandgreifer oder einer Schlitzwandfräse (Abb. 9 und Abb. 10) ein begrenzter Erdschlitz hergestellt. Der Schlitz wird mit einer Suspension, der sogenannten Dichtwandmasse gestützt, die kontinuierlich während des Bodenaushubs eingefüllt wird. Bei der Bauausführung ist sicher zu stellen, dass der Suspensionsspiegel in keiner Phase unter ein erdstatisch nachgewiesenes Niveau absinkt (vgl. unten). Die eingefüllte Suspension bindet langsam ab und stellt dauerhaft das Dichtmaterial der Wand dar.

Herstellung

Die Einphasenwand besteht aus aneinander gereihten Lamellen, die wiederum aus Stichen bestehen. Die Länge eines Stiches ergibt sich aus der Abmessung der Greiferwerkzeuges bzw. der Fräse in Wandlängsrichtung (i. a. ca. 2,8–4,5 m). Die Stiche werden in der Regel „frisch in frisch“ hintereinander ausgeführt. Die zulässige Länge der sich dabei ergebenden Lamelle bestimmt sich aus dem Standsicherheitsnachweis (vgl. unten) bzw. der Tagesleistung der Mannschaft (minimal 1 Stich, maximal >8–10 Stiche, je nach Wandtiefe) sowie den Abbindeigenschaften des Dichtwandmaterials. Die am folgenden Arbeitstag auszuführende Lamelle wird ortsversetzt angeordnet, um eine Störung der teilabgebundenen sogenannten Vorläuferlamelle zu vermeiden (Abb. 11). Der Wandschluss wird später im Pilgerschrittverfahren mit der noch fehlenden Zwischenlamelle (Nachläufer) hergestellt. In Sonderfällen (Durchlaufbetrieb und günstige bodenmechanische sowie geohydraulische Randbedingungen) kann die Dichtwand als „Endlosschlitz“ ausgeführt werden.

Pilgerschrittverfahren

Die Lagegenauigkeit des Schlitzkopfes wird an der Geländeoberfläche durch zuvor fluchtgenau hergestellte Leitwände gewährleistet. Die Lotabweichung der Wand ist bei der Herstellung durch Messungen festzustellen. Der am Wandfuß vorhandene Überschneidung der Lamellen ist geometrisch zu ermitteln und zeichnerisch darzustellen (Fußversatzplan). Die planerisch festgelegte Mindestwanddicke ist nachweislich einzuhalten.

Zusammensetzung der Dichtwandmasse

Dichtwandmassen bestehen im Allgemeinen aus:

- Bentonit
- hydraulischem Bindemittel (z.B. Zement)
- mineralischen Füllstoffen
- Wasser
- Zusatzmitteln.

Rezeptur

Heute werden in der Regel Fertigrezepturen der verschiedenen Lieferfirmen eingesetzt. Grundsätzlich kommt hierfür beispielhaft folgende Zusammensetzung infrage:

- 25–40 kg Natriumbentonit
- 170–300 kg Zement
- 890–935 kg Wasser.

Eignungsprüfung

Die Eignung der gewählten Masse ist versuchstechnisch nach E 3-2 der GDA-Empfehlungen nachzuweisen. In der Praxis werden häufig Fertigmischungen verwendet, für die eine Allgemeine Eignungsprüfung vorliegt. Dennoch ist es sinnvoll und häufig notwendig, die projektbezogenen boden- und wasserchemischen Einwirkungen in gezielten Eignungsprüfungen zu berücksichtigen. Dies gilt insbesondere, wenn am Standort besondere boden- bzw. wasserchemische Verhältnisse vorliegen, die durch die allgemeinen Untersuchungen nicht vollständig erfasst werden.



Abb. 9: Dichtwandherstellung mit Schlitzwandgreifer (Deponie Vorketzin).



Abb. 10: Einsatz einer Schlitzwandfräse (Deponie Malsch).

Der Zustand des flüssigkeitgestützten Erdschlitzes ist sicherheitskritisch. Nach DIN 4126 sind rechnerische Nachweise zu führen, mit denen zu prüfen ist, dass

- kein Grundwasser in den Schlitz eindringt
- keine Bodenkörner in den Schlitz abgleiten
- im benachbarten Boden kein Bruchkörper entsteht, der in den Schlitz abgleiten kann.

Ferner ist nachzuweisen, dass die Suspension nicht zu weit in den benachbarten Boden abfließt. Hierzu ist der Nachweis zu führen, dass im Boden seitlich des Erdschlitzes ein Mindestdruckgefälle aufgebaut werden kann.

Man unterscheidet feststoffarme und feststoffreiche Dichtwandmassen. Bei den feststoffarmen Massen beträgt der Anteil an Feststoffen ca. 200–275 kg/m³. Feststoffreiche Massen haben einen Anteil von > ca. 425 kg/m³. Der erforderliche Massenanteil ergibt sich unter Berücksichtigung der projektspezifischen chemischen Einwirkungen aus den durchzuführenden Eignungsprüfungen. Grundsätzlich nimmt die Beständigkeit gegen chemischen Angriff mit dem Feststoffanteil zu.

Bei der Ausführung von Dichtwänden, sollte stets die Eignung der eingesetzten Masse in Verbindung mit der verwendeten Gerätetechnik zu Beginn der Bauarbeiten in einem Großversuch (Probewand) getestet werden. Die Herstellung dieser Probewand

Sicherheitsnachweis

Feststoffanteil der Dichtwandmasse

Probewände

sollte zeitlich von den Bauarbeiten entkoppelt werden, um eine sorgfältige Auswertung der Untersuchungsergebnisse und eine umfassende Übertragung der Schlussfolgerungen in die Ausführungsphase zu ermöglichen. Verschiedentlich werden Probewände in Form eines geschlossenen Kastens angeordnet, wobei nach Erhärten der Dichtwandmasse im Innern des Kastens der Wasserspiegel abgesenkt und somit ein hydraulisches Gefälle erzeugt wird. Aus dem zeitlichen Verlauf des Wiederanstiegs wird die sogenannte Systemdurchlässigkeit abgeschätzt. Präzise Durchlässigkeitsbestimmungen sind auf diese Weise allerdings im Allgemeinen nicht möglich, da die Umströmung des Wandfußes i.a. nicht exakt bestimmt werden kann.

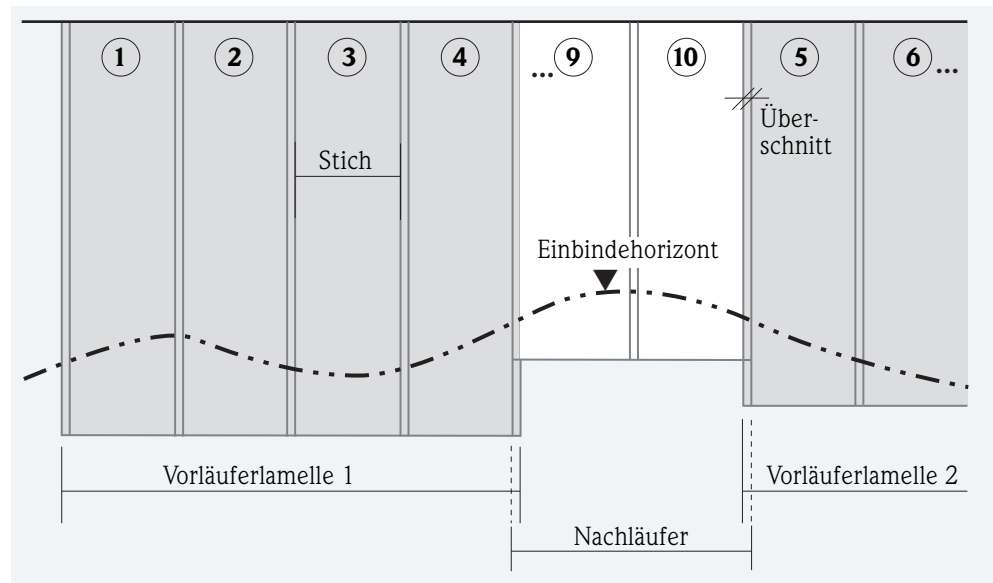


Abb. 11: Pilgerschrittverfahren zur Herstellung einer Dichtwand.

3.5 Schlitzwand als Zweiphasenwand

Zweiphasen-Schlitzwand

Grundsätzlich werden Zweiphasenwände in gleicher Weise wie Einphasenwände gebaut. Der hergestellte Graben wird jedoch zunächst mit einer Stützflüssigkeit gesichert, die nach Erreichen der Endteufe gegen die endgültige Dichtwandmasse ausgetauscht wird.

Stützflüssigkeit

Die Stützflüssigkeit besteht aus einer Suspension, die aus quellfähigen Tonen (z. B. Bentonit) und Wasser sowie ggf. Füllstoffen und Zusatzmitteln aufbereitet wird. Die Füllstoffe werden insbesondere zur Erhöhung der Suspensionsdichte und zur Verbesserung der Stützeigenschaften eingesetzt. Die Verarbeitbarkeit der Suspension kann mit Zusatzmitteln (Additiven) gesteuert werden.

Kontraktorverfahren

Zum Austausch der Stützflüssigkeit durch die endgültige Dichtwandmasse wird das Kontraktorverfahren (Abb. 12) eingesetzt. Verschiedentlich werden zur Begrenzung der Lamelle und zur Herstellung eines sauberen Anschlusses an die Nachbarlamellen Abschalelemente eingesetzt. Häufiger wird jedoch auf den Einsatz dieser Elemente

verzichtet. Stattdessen wird die angesteifte Masse der Vorläuferlamelle mit dem Aushubwerkzeug angeschnitten.

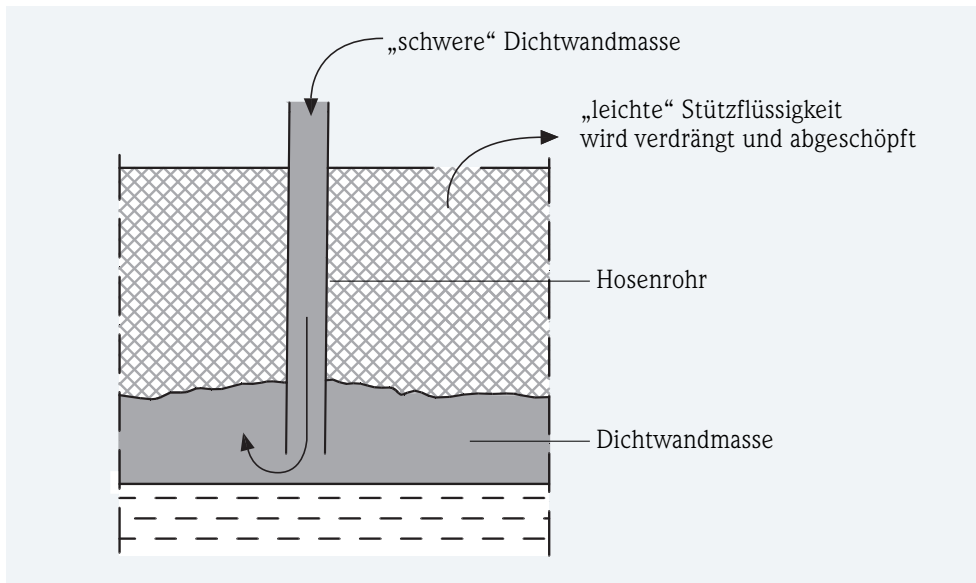


Abb. 12: Kontraktorverfahren beim Einfüllen der Dichtwandmasse.

Die Dichtwandmasse besteht im Allgemeinen aus den gleichen Grundstoffen wie die Einphasenmassen (vgl. oben). Es werden jedoch ausschließlich feststoffreiche Rezepturen eingesetzt. Die Eignung der gewählten Masse ist versuchstechnisch nach E 3-2 der GDA-Empfehlungen nachzuweisen. Im Feld sollte die Eignung von Masse, Gerät und Mannschaft stets durch eine Probewand getestet werden. Um einen sicheren vollständigen Austausch der Stützflüssigkeit gegen die Dichtwandmasse zu erzielen, muss die endgültige Masse eine möglichst hohe Dichte aufweisen. Der Unterschied zwischen den Dichten soll $>0,5 \text{ g/cm}^3$ und möglichst $>0,7 \text{ g/cm}^3$ betragen. Gleichzeitig sollte die Stützflüssigkeit eine vergleichsweise geringe Fließgrenze ($<70 \text{ N/m}^2$) aufweisen. Bei verhältnismäßig geringem Unterschied von Dichte und/oder Fließgrenze besteht das Risiko von unbemerkten Qualitätsmängeln. Auch bei Zweiphasenmassen werden heute im Wesentlichen Fertigprodukte der Lieferanten eingesetzt. Mögliche Bestandteile sind:

- 0–200 kg Ca-Bentonit
- 0–160 kg Tonmehl
- 0–200 kg Steinmehl
- 170–250 kg Zement
- 600–950 kg Sand
- 300–500 kg Kies
- 350–500 kg Wasser.

Bei der vorgenannten Zusammensetzung werden inerte Zuschlagstoffe (Sand, Kies) in verhältnismäßig großen Anteilen eingesetzt. Eine Alternative besteht in der Verwendung sogenannter aktiver Dichtwandmassen, die im Hinblick auf ein größeres Sorptionsvermögen auf solche Zuschlagstoffe ganz oder wesentlich verzichten. In diesem Fall kommt beispielsweise folgende Rezeptur infrage:

- 600 kg Ton (Opalit)
- 250 kg Zement
- 100 kg Elektrofilterasche
- 655 kg Wasser.

Eigenschaften der Dichtwandmasse

Zusammensetzung der Standardmasse

aktive Dichtwandmasse

Die sogenannte aktive Masse hat im Unterschied zur Standardmasse eine verhältnismäßig geringe Dichte (ca. $1,6 \text{ g/cm}^3$). Der Problematik des ordnungsgemäßen Austauschs der Stützflüssigkeit kommt dementsprechend hier eine erhöhte Bedeutung bei.

3.6 Kombinationswände

Schlitzwände werden verschiedentlich mit Spundwänden oder mit Kunststoffdichtungsbahnen kombiniert, um den Dichtungseffekt zu optimieren und/ oder die Langzeitbeständigkeit der Wand zu verbessern. Technisch verhältnismäßig einfach zu bewerkstelligen ist die Kombination mit Spundwandprofilen, die nach Fertigstellung des Schlitzes in die noch flüssige Dichtwandmasse eingestellt werden. In Abhängigkeit von den Systemabmessungen und der Größe des Schlossspaltes kann im Vergleich zur einfachen Dichtwand eine Reduzierung der Wasserdurchlässigkeit um 1–2 Zehnerpotenzen erreicht werden. Insbesondere können mit den Spundbohlen denkbare Fehlstellen im Bereich von Lamellenübergängen geschlossen werden. Da die Spundwand in der Lage ist, Biegemomente abzutragen, kommt dieses Kombinationssystem insbesondere auch dann infrage, wenn die Dichtwand statisch beansprucht werden soll. Die Dichtwirkung der Schlitzwandmasse verschlechtert sich in diesen Fällen allerdings wegen der kaum zu vermeidenden Biegezugrisse.

Kombination mit Spundbohlen

Kombination mit Kunststoffdichtungsbahnen

In einer weiteren Ausführungsvariante ist es möglich, anstatt von Spundbohlen 2–5 mm dicke Dichtungsbahnen aus Polyethylen hoher Dichte (PEHD) mit Schlitzwänden nach dem Einphasen-Verfahren zu kombinieren. Hierzu wurden in den vergangenen Jahren von verschiedenen Firmen Techniken entwickelt. In der Regel werden die Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) mit Hilfe eines stählernen Einbaurahmens oder

durch Abziehen von großen Rollen in den Schlitz eingebracht (Abb. 13). Die Verwendung eines Rahmens ist in der Regel nur bei flachen Wänden möglich, da bei größeren Wandtiefen und entsprechend großen Abmessungen der KDB, die an einem Kran aufgehängte Konstruktion äußerst windanfällig ist.

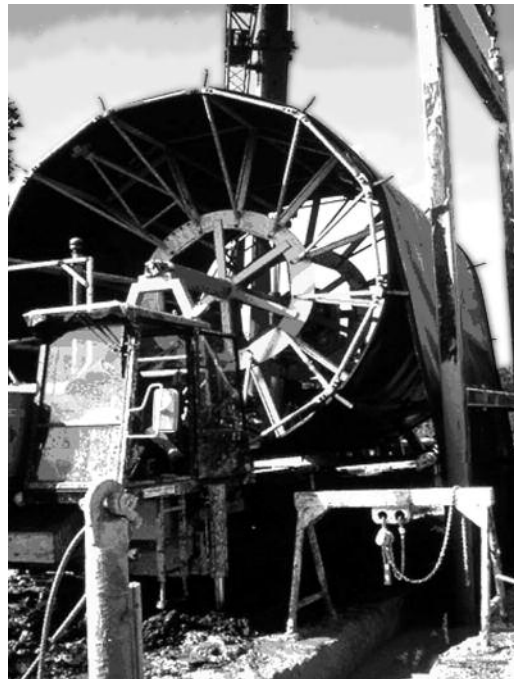


Abb. 13: Herstellung einer Kombinationswand am Monte Scherbelino, Frankfurt/M.

Die ca. 2–5 m breiten Bahnen werden in einfachen Fällen lediglich überlappend eingebaut. In der Regel ist jedoch eine „dichte“ Ausführung erforderlich, wozu verschiedentlich spezielle Schlosselemente verwendet werden, in die die Bahnen eingefädelt werden. Bei anderen Ausführungsvarianten werden Abstellkonstruktionen (sog. Schalkkörper) in den Schlitz eingestellt. Die KDBs werden überlappend in diese Konstruktionen ein-

gefädelt. Anschließend wird die noch flüssige Dichtwandsuspension aus den Schal-
körpern gepumpt, der Hohlraum wird gesäubert und die sich überlappenden Bahnen
werden mit einem speziellen Schweißgerät miteinander verbunden. Hierbei ist es
möglich zwei parallele Schweißnähte mit dazwischen liegendem Luftkanal auszu-
führen. Über diesen Luftkanal ist abschließend die Durchführung einer Dichtigkeits-
prüfung möglich.

3.7 Kammerdichtwände

Bei hohem Gefährdungspotential und/ oder ungünstigen geohydraulischen Verhältni-
sen, können Kammerdichtwände [14] zur Ausführung kommen. Bei diesem Dicht-
wandkonzept werden zwei Schlitzwände parallel nebeneinander mit einem Mindest-
abstand von ca. 3 m angeordnet. In Abständen zwischen ca. 50 m und 150 m werden
Dichtwandelemente als Querriegel eingeschaltet, so dass sich geschlossene Kam-
mern ergeben. Der Wasserstand innerhalb der Kammern kann bewirtschaftet wer-
den, so dass beliebige hydraulische Gradienten einstellbar sind. Für die Bewirt-
schaftung können Pumpbrunnen und/ oder längs durchlaufende Dränagen vorgese-
hen werden (Abb. 14).

Herstellung
geschlossener
Kammern

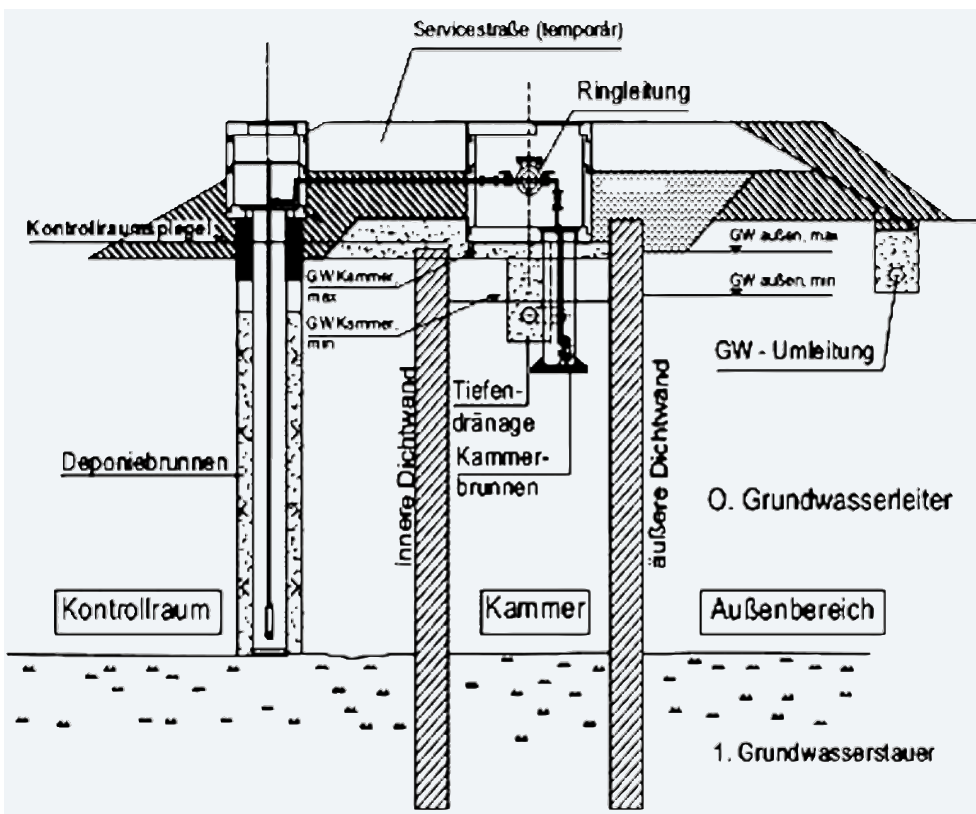


Abb. 14: Kammerdichtwand Deponie Vorketzin [14]

4 Hydraulische Elemente

4.1 Dränagen und Pumpbrunnen

Entwässerung

Die innerhalb und außerhalb eines Kontrollraumes erforderlichen Dränagen und Pumpbrunnen werden in der Regel nach dem Prinzip der Schwerkraftentwässerung konzipiert. Bei der Planung und Ausführung sind u. a. folgende Regelwerke zu beachten:

Regelwerke

DIN 19667 Dränung von Deponien; Technische Regeln für Bemessung, Bauausführung und Betrieb
DIN 19666 Sickerrohr- und Versickerungsrohrleitungen; Allgemeine Anforderungen
DIN 4266 Sickerrohre für Deponien, Anforderungen und Prüfung
Teil 1: Rohre aus PVC-U, PEHD und PP
Teil 2: Steinzeugrohre.

Dränagen und Pumpbrunnen sind stets filterstabil gegenüber den Böden des Untergrundes auszubilden. Hinsichtlich der Bemessungsregeln wird auf die einschlägige Literatur [6] verwiesen.

4.2 Grundwassermessstellen

Überprüfung des hydraulischen Konzepts und der Integrität

Zur Überprüfung des hydraulischen Konzeptes einer Sicherungsmaßnahme und zur Integritätsüberprüfung sind am Standort der Sicherungsmaßnahme Grundwassermessstellen anzuordnen. Diese sind nach DVGW 115 (2001) zu konzipieren. Die Anordnung und die Tiefenlage der Filterstrecken sind so zu wählen, dass unterschiedliche Grundwasserstockwerke eindeutig erfasst und beprobt werden können. Erforderlichenfalls sind bei mehreren (für die Sicherungsmaßnahme relevanten) Grundwasserstockwerken unterschiedlich tief verfilterte Messstellen einzurichten. Mehrfachmessstellen sind wegen des Risikos von Umläufigkeiten und damit verbundenen Messfehlern zu vermeiden.

Teil B Schwachstellenanalyse

5 Einwirkungen

Schadstoffinventar einer Altlast

Das Konzept zur Sicherung einer Altlast orientiert sich i.d.R. am vorhandenen Gefährdungspotential. Ein wesentlicher Aspekt ist das Schadstoffinventar von Altablagerungen und Altstandorten. Das Schadstoffinventar sollte möglichst vollständig erfasst sein, um die Sicherungsbauwerke mit ausreichender Sicherungswirkung auslegen zu können.

Zur Erfassung des Schadstoffinventars von Altablagerungen muss die Abfallzusammensetzung durch Kernbohrungen, Sondierungen und Schürfen erkundet werden. Mit Grundwasseruntersuchungen können leicht eluierbare Schadstoffe erkannt werden. Ergänzend sind Ergebnisse aus der historischen Erkundung einzubeziehen.

Auch nach Durchführung eines sorgfältigen Erkundungsprogramms verbleiben Unsicherheiten, da Boden- und Abfallproben stets nur Stichproben darstellen. Insbesondere bei Altablagerungen kann das Schadstoffinventar häufig nur unvollständig erfasst werden. Schadstoffe, die in Fässern oder in provisorischen Lehmbecken abgelagert wurden, werden möglicherweise erst zukünftig freigesetzt, so dass sie durch Grundwasseruntersuchungen noch nicht erfasst werden können.

Weitere Unsicherheiten bestehen grundsätzlich in der korrekten Beurteilung des Eluatverhaltens und des direkten chemischen Angriffs der umschlossenen Ablagerungsstoffe auf die Dichtwand. Die Risiken werden mit zunehmender ingenieurtechnischer Untersuchungstiefe sowie durch eine sorgfältige Überwachung bei der Bauausführung minimiert. Dennoch zeigt die Erfahrung, dass diesbezügliche Probleme nicht völlig ausgeschlossen werden können. So sind Fälle bekannt, in welchen außerhalb der eigentlichen Ablagerung schwermetallhaltige Stoffe (z. B. Hausbrandasche) in der Dichtwandtrasse angetroffen wurden, die für die Sicherung des Standortes von untergeordneter Bedeutung waren, aber das Erstarrungsverhalten und die Dichtigkeit der dort eingesetzten Einphasenschlitzwand nachhaltig beeinträchtigten.

Erfassung des
Schadstoffinventars

Einwirkungen auf
die Dichtwand

6 Untergrund und Grundwasser

6.1 Untergrundverhältnisse

Das Prinzip der Sicherung einer Altlast/ altlastverdächtigen Fläche sieht in der Regel als integrales Element die Einbindung der Umschließungswände in einen natürlichen flächig verbreiteten Stauhorizont vor. Der Untergrund und insbesondere die Existenz, die Verbreitung und Beschaffenheit von stauenden Bodenschichten sind dementsprechend sorgfältig zu erkunden. Die präzise Kenntnis des Baugrundes umfasst allerdings auch die oberhalb der stauenden Schicht vorhandenen Böden, da diese für den Dichtwandbau den „Baugrund“ darstellen. Ein in der Planung nicht bekannter Geröllhorizont kann beispielsweise den Einbau von Spundwänden behindern, Kieslagen können die Standsicherheit des offenen Schlitzes beim Schlitzwandbau gefährden.

Erkundung des
Untergrundes

Risiken infolge unzureichender Erkundung

Der Erfolg der Sicherungsmaßnahme ist daher stark von der Erkundungsdichte und der Sorgfalt der durchgeführten Untersuchungen abhängig. Die wesentlichen – vermeidbaren – Risiken sind:

- zu günstige Einschätzung von Dichtigkeit und Dicke des Stauers im Bereich der Dichtwand (infolge fehlerhafter/ unvollständiger Erkundung)
- unvollständige Einbindung der Dichtwand in den Stauer, insbesondere bei welliger oder geneigter Ausbildung des Stauerhorizontes (infolge mangelhafter Überwachung der Bauausführung bzw. fehlerhafter Prognose)
- fehlende Filterstabilität von Dränagen und Messstellen (infolge unzutreffender Ermittlung des Körnungsbandes der wasserführenden Schichten bzw. fehlerhafter Planung)
- unvollständige bzw. unzutreffende Beschreibung des Baugrundes im Sinne der DIN 4021/4022.

verbleibende Unsicherheiten

Auf die Folgen der vorgenannten Erkundungs- und Überwachungsdefizite wird im Kapitel 7 näher eingegangen. Bei sorgfältiger Planung sollten die damit verbundenen Risiken eher von geringer Bedeutung sein. Dagegen besteht hinsichtlich der Integrität der stauenden Schicht innerhalb des Kontrollraums vielfach eine erhebliche, häufig nur bedingt beherrschbare Unsicherheit. So ist die Erkundung des Stauers i. a. nur entlang der geplanten Dichtwandtrasse möglich. Innerhalb der Ablagerungsfläche werden Bohrungen vielfach vermieden, um eine Beeinträchtigung des Stauers oder gar eine Verschleppung von Schadstoffen in den tieferen Untergrund zu vermeiden. Sofern nicht aus der Kenntnis der Gebietsgeologie oder durch indirekte Untersuchungen (z. B. mit geophysikalischen Methoden) auf die Durchgängigkeit des stauenden Horizontes geschlossen werden kann, verbleiben Unsicherheiten und Risiken. Insbesondere bei Wechselfolgen mit verhältnismäßig geringer Dicke der Einzelschichten können sogenannte Fenster in der Dichtungsschicht häufig nicht ausgeschlossen werden (Abb. 15). Die Schwachstellen des Stauers können sich durch völlige örtliche Unterbrechung der bindigen Schicht darstellen. In anderen, weniger gravierenden Fällen wird lediglich die dem Sicherungskonzept zugrunde liegende Schichtdicke unterschritten und/ oder die Dichtigkeit des Bodens ist geringer als angenommen. Die Umschließung weist unter diesen Umständen eine Schwachstelle auf, die vielfach erst während der Nachsorge erkannt werden kann.

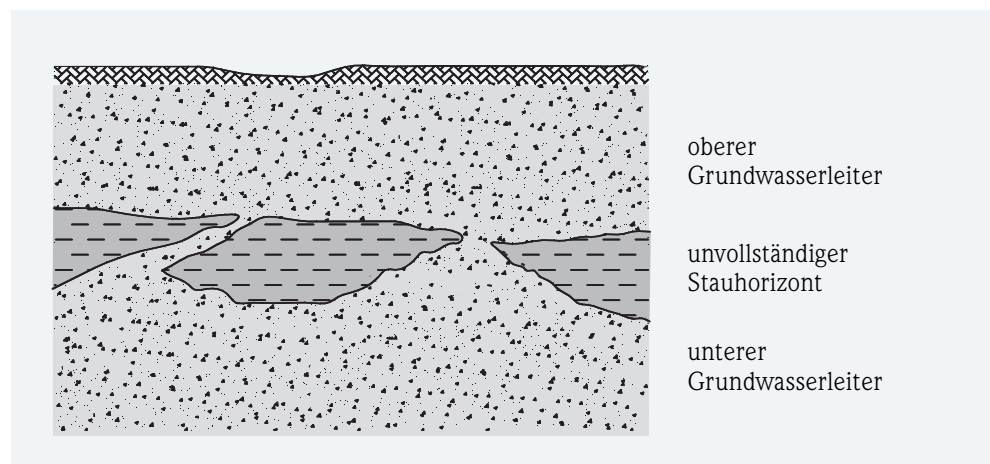


Abb. 15: Unvollständiger Stauhorizont mit „Fenstern“.

6.2 Grundwasserstände

Dichtwände beeinflussen die hydrogeologischen Verhältnisse am Standort. Der Wasserspiegel innerhalb des Kontrollraumes sollte durch technische Maßnahmen i. Allg. stets unter dem Außenwasserspiegel gehalten werden, um einen konvektiven Schadstoffaustritt in die Umgebung mit Sicherheit zu vermeiden. Die genannten Voraussetzungen erfordern die präzise Kenntnis der natürlichen Grundwasserstände einschließlich langjähriger jahreszeitlich bedingter Schwankungen.

Für den Erfolg der Sicherungsmaßnahme entstehen erhebliche Risiken, wenn die am Standort wirksamen Wasserstände unvollständig erkundet werden. In der Praxis ist insbesondere zu beobachten, dass die mögliche Schwankungsbreite der Wasserstände verschiedentlich unvollständig ermittelt wird. Dies beinhaltet auch den Einfluss von groß- und kleinräumigen Grundwasserentnahmen oder von Infiltrationen wie z. B. im Hessischen Ried.

Schwankungsbreite
der Wasserstände

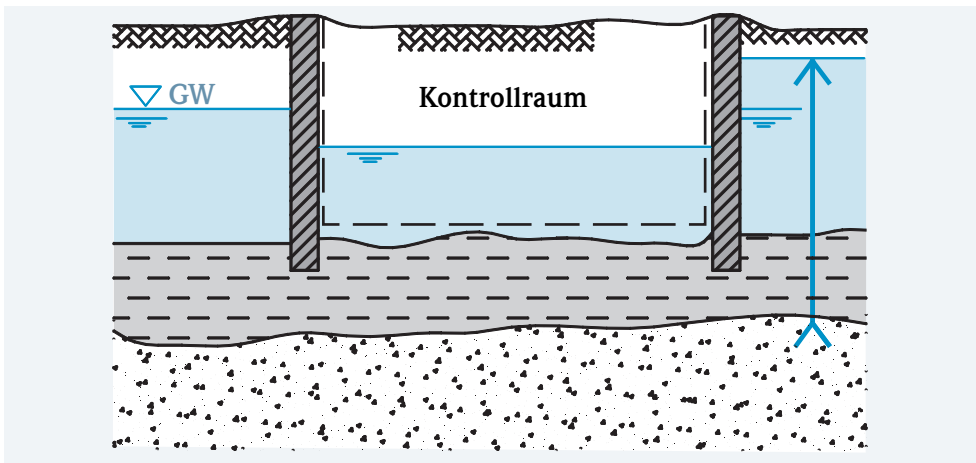


Abb. 16: Kontrollraum mit geschichtetem Untergrund und gespannten Grundwasserverhältnissen.

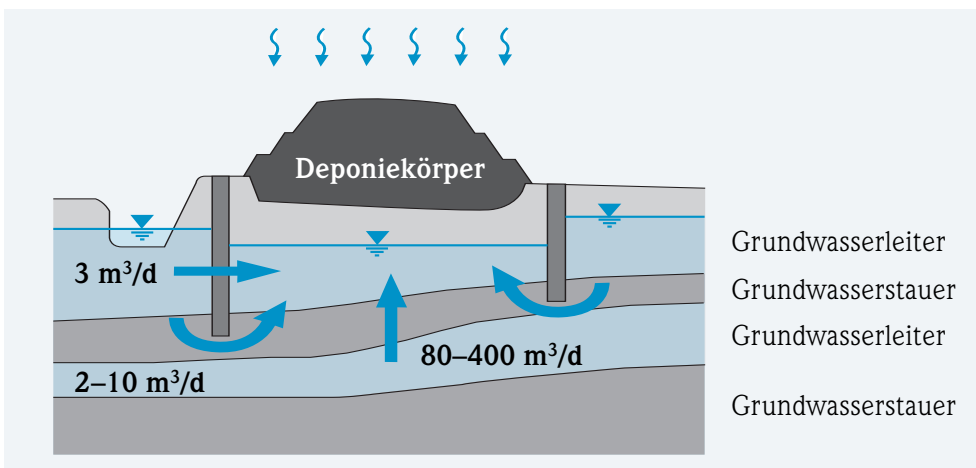


Abb. 17: Wasserzuflüsse bei gespannten Grundwasserverhältnissen (Beispiel Deponie Vorketzin).

Weitere Erkundungsmängel betreffen häufig die tieferen Grundwasserverhältnisse. So ist zu beobachten, dass die Erkundung von Untergrund und Grundwasser vielfach lediglich bis in den als Stauhorizont genutzten bindigen Boden erfolgt. Der ggf. unterhalb des Stauers folgende tiefere Grundwasserleiter bleibt in diesen Fällen un-

tiefere
GW-Verhältnisse

berücksichtigt. Dabei ist zu beachten, dass der tiefere Grundwasserleiter gegenüber dem oberflächennahen Grundwasserleiter gespannt sein kann. Nach Ausführung der Umschließung ergibt sich dann ein nach oben gerichteter hydraulischer Gradient. Dementsprechend fließt dem Kontrollraum Grundwasser zu (Abb. 16). Bei mäßiger Dicke und Beschaffenheit des Stauers können dabei sehr große Zuflussmengen auftreten, die das Sicherungskonzept beeinträchtigen und im Einzelfall nicht mehr beherrschbar sind (Abb. 17).

Beeinflussung der natürlichen Grundwasserstände

In der Planung von Sicherungssystemen wird die Beeinflussung der geohydraulischen Verhältnisse verschiedentlich nicht oder nur unvollständig erfasst. Die Umschließung einer Altlast/ altlastverdächtigen Fläche mit einer Dichtwand stellt für den natürlichen Grundwasserstrom in der Regel eine Barriere dar. Die Folgen sind ein Aufstau des Grundwassers im Anstrombereich bzw. ein Absinken des Wasserspiegels im Abstrom (Abb. 18). Zur Ermittlung der Wasserstandsveränderungen sind in der Planungsphase Prognoseberechnungen notwendig, die in der Regel mit Hilfe numerischer Programmsysteme durchzuführen sind. Zu beachtende Risiken bestehen darin, dass solche Berechnungen entweder nicht durchgeführt werden oder infolge falscher Berechnungsannahmen unzutreffend sind. In der Folge können sich unkalkulierte Wasserstände einstellen, die für das Sicherungssystem und/oder die Umgebung unverträglich sind.

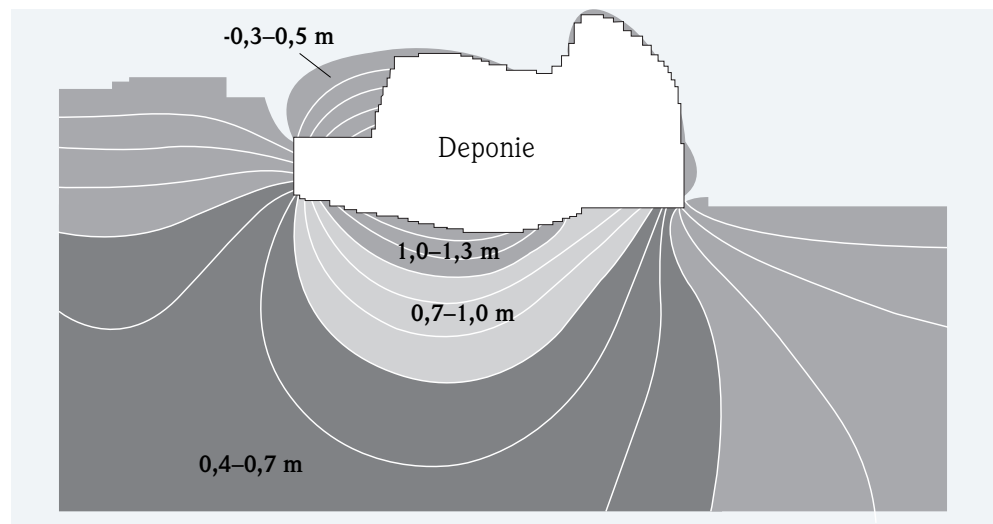


Abb. 18: Beeinflussung der natürlichen Grundwasserstände nach Umschließung einer Altlast (Prognoserechnung).

Grundwasserneubildung

Weitere zu beachtende Risiken bestehen hinsichtlich der Einschätzung der Grundwasserneubildung. Die im Bereich des Kontrollraums im Laufe der Zeit anfallenden Wassermengen sind zur Vermeidung eines Überstaus in der Regel abzuschöpfen und einer Grundwasserreinigung zuzuführen. Im Falle einer qualifiziert abgedeckten Altlast kann die Wasserdurchlässigkeit der Oberflächenbarriere in engen Grenzen bestimmt werden, so dass sich aus den hydrologischen Daten und den recht sicher abschätzbaren standortbezogenen Einflüssen, wie beispielsweise dem Oberflächenabfluss die einsickernde Wassermenge zuverlässig prognostiziert werden kann. Dies gilt jedoch nicht bei unqualifizierter oder fehlender Abdeckung. Eine Unterschätzung der tatsächlichen Wasserdurchlässigkeit führt zu einem nicht erwarteten hohen Zufluss, der mit den geplanten Fassungs- und Entsorgungssystemen möglicherweise nicht beherrscht werden kann.

7 Schwachstellenanalyse der Wandsysteme

7.1 Schmalwände

Herstellungsrisiken

Die Herstellung von Schmalwänden ist i. Allg. stark risikobehaftet. Die möglichen direkten Qualitätskontrollen sind eingeschränkt.

Zur Verdeutlichung der Herstellungsrisiken sei beispielhaft auf folgende Sachverhalte hingewiesen:

- Beim Ziehen des Stahlprofils wird über ein Verpressrohr Dichtwandmasse in den entstehenden Schlitz eingepresst. Im Falle einer (nicht oder zu spät bemerkten) Unterbrechung des Verpressvorgangs bleibt der Schlitz im entsprechenden Abschnitt zunächst unverfüllt. Der ungestützte Schlitz ist instabil, es kommt zu einem Bodeneintrag und dementsprechend zu einer Fehlstelle in der Wand (Abb. 19a). Mögliche Gründe für eine Unterbrechung des Verpressvorgangs sind:
 - Maschinen- oder Bedienungsfehler an der Misch- und Verpressanlage
 - Leerer Vorrats-/ Vorlagebehälter
 - Stopfer in den Zuleitungen
 - Undichtigkeit in den Zuleitungen.
- Beim Einbringen des Stahlprofils werden Steine und Blöcke seitlich verdrängt. Nach dem Ziehen des Profils reicht der Suspensionsdruck nicht aus, um das Material weiterhin in der verdrängten Position zu halten. Die Steine/Blöcke bewegen sich zurück und greifen in die endgültige Schmalwand ein. Infolge der geringen Abmessungen von Schmalwänden ist dabei eine völlige Durchhörterung der Wand durch den Fremdstoff möglich (Abb. 19b). In der Kontaktzone Stein/Suspension kann nach der Erhärtung der Suspension infolge des Schwindvorgangs eine Fuge entstehen, die eine Wasserwegigkeit darstellt.

Herstellungrisiken

Unterbrechung des Verpressvorgangs

Eindringen von Steinen/Blöcken

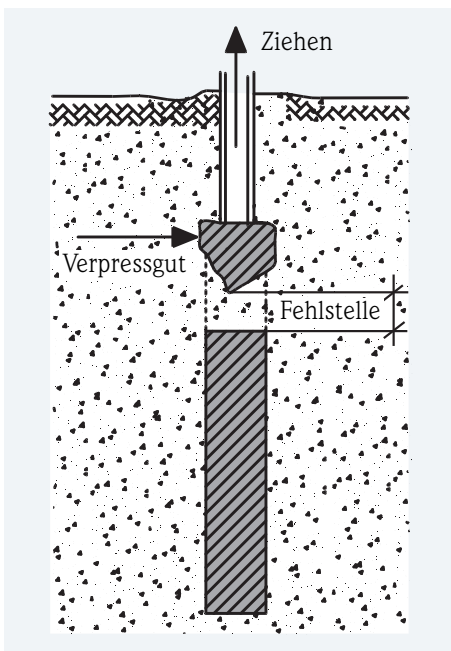


Abb. 19a

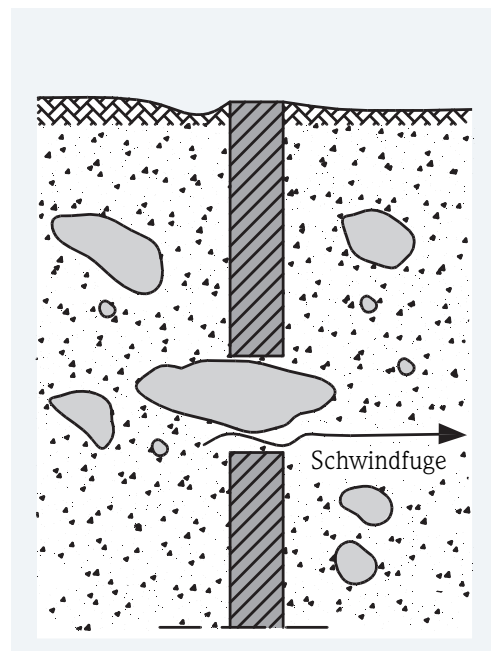


Abb. 19b

Lotabweichung

- Insbesondere in heterogenen Böden mit Grobanteilen besteht die Gefahr, dass das Stahlprofil beim Abteufen aus der Lotrechten abweicht. Die Stiche der Wand weisen dann ggf. keinen Überschchnitt auf. Die Wand hat eine Fehlstelle (Abb. 19c).

fehlende Einbindetiefe

- Eine direkte Kontrolle der geplanten Wandeinbindung in den Stauhizont ist bei der Herstellung von Schmalwänden in der Regel nicht möglich. Die Wandtiefe wird dementsprechend aufgrund des Ergebnisses der Erkundungsbohrungen planerisch festgelegt. Weicht der Stauhizont (in Teilbereichen) von der Prognose zum Liegenden hin ab, weist die Wand nicht die vorgegebene Einbindetiefe auf. Unter ungünstigen Umständen entstehen im Fußbereich Fehlstellen (Abb. 19d).

geringer Verpressdruck

- Wird der Verpressdruck, z. B. zur Vermeidung von unplanmäßigen Suspensionsaustritten an der Geländeoberfläche, klein gewählt, besteht die Gefahr, dass der Stützdruck infolge der noch flüssigen Dichtwandmasse zu gering ist und sich insbesondere weiche plastische oder enggestufte rollige Böden (bereichsweise) in den Schlitz hinein verformen. Die Wand weist in diesen Fällen Fehlstellen auf.

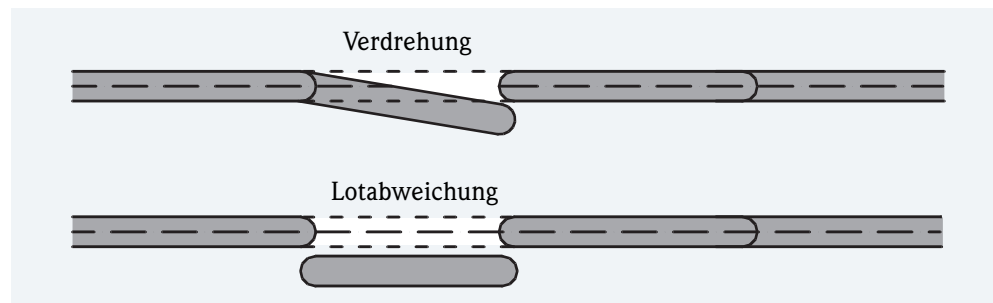


Abb. 19c ▲

Abb. 19d ▼

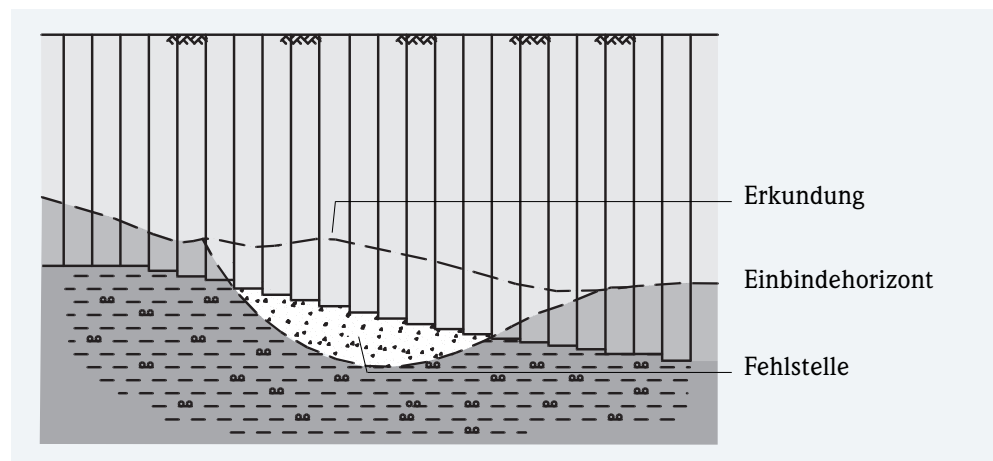


Abb. 19a–d: Herstellungsrisiken Schmalwand

Werkstoffbeständigkeit

Hinsichtlich der Werkstoffbeständigkeit gelten die Angaben in Abschnitt 7.4 sinngemäß.

7.2 Spundwände

Herstellungsrisiken

In nahezu homogenen fein- bis gemischtkörnigen Böden und einer mittleren Wandtiefe von $t < 10\text{--}12$ m sind die Herstellungsrisiken i. Allg. als gering zu beurteilen. Das Ausführungsrisiko nimmt mit dem Anteil von Grobkorn, Steinen und Blöcken im Baugrund zu. In rammtechnisch schwierigen Böden können die Spundbohlen beim Einbringen aus dem Schloss springen. Die Folge ist eine Fehlstelle zwischen zwei benachbarten Spundbohlen. Beim Einrütteln bzw. Eindrücken ist das beschriebene Risiko geringer aber nicht gänzlich auszuschließen.

Zur Kontrolle des vollständigen Bohlenverbundes können sogenannte Schlosssprungdetektoren eingesetzt werden. Dabei wird am voreilenden Schloss werksseitig im Bereich des Bohlenfußes ein Detektor angebracht. Dieser besteht aus einem Bolzen, der bei korrekter Bohlenführung durch die Folgebohle abgeschert wird. Der Schervorgang wird über elektrische Signale zu einem Aufnehmer an der Rammstube gemeldet. Die beschriebene Kontrolle ist verhältnismäßig aufwändig und wird im Regelfall nicht ausgeführt.

Insbesondere bei tiefen Spundwänden besteht das Risiko, dass auch unter Verwendung schweren Geräts und Nutzung von Einbringehilfen (vgl. Abschnitt 3.2) die geplante Einbindetiefe nicht erreicht wird. Der Sachverhalt gilt insbesondere bei anstehenden Grobböden (Kiese, Gerölle) als auch bei Tonen steifer bis fester Konsistenz. Ferner können Zwischenlagen aus Festgestein das Einbringen der Spundwände bzw. verhindern. In diesen Fällen kann die geplante Umschließung mit Spundwänden nicht vollständig realisiert werden. Wird der beschriebene Sachverhalt während der Bauausführung offensichtlich, werden ergänzende Maßnahmen notwendig.

Spundwände sind infolge der Schlossverbindungen stets wasserdurchlässig. Die Wasserdurchlässigkeit kann durch Einbau einer Schlossdichtung verringert werden. Nach DIN EN 12063 wird empfohlen, die Wasserdurchlässigkeit als Kehrwert des sogenannten Sickerwiderstandes zu definieren. Die Durchflussmenge ergibt sich dann zu:

$$q_z = \rho \cdot \Delta p_z / \gamma_w$$

mit

- q_z = Durchflussmenge je Zeit ($\text{m}^3/(\text{s} \cdot \text{m})$)
- ρ = Kehrwert des Sickerwiderstandes (m/s)
- Δp_z = Druckunterschied in der Tiefe z (kPa)
- γ_w = 10 kN/m^3 .

Für die Wasserdurchlässigkeit bzw. den Kehrwert des Sickerwiderstandes können i. Allg. folgende Werte angesetzt werden:

- ohne Schlossdichtung $\rho \leq 10^{-6} \text{ m/s}$
- einfache Schlossdichtung (Bitumenfüllmittel) $\rho \leq 10^{-8} \text{ m/s}$
- wasserquellendes Dichtmaterial in Schlössern $\rho \leq 10^{-10} \text{ m/s}$.

Werkstoffbeständigkeit

Handelsübliche Stähle unterliegen auch unter umwelttechnisch unkritischen Randbedingungen der Korrosion. Die Abrostungsrate ist stark von der chemischen Beschaf-

Schlosssprung

geringe
Einbindetiefe

Schlossdichtung

Abrostungsrate

fenheit des anstehenden Bodens bzw. Grundwassers abhängig. Zur Abschätzung der Abrostung können folgende Erfahrungswerte aus dem Hafenbau verwendet werden:

- Stahlspundwände in Grundwasser/ Süßwasser: 0,02 mm Abrostung pro Jahr
- Stahlspundwände in Salzwasser/ Meerwasser 0,10–0,15 mm/ Jahr

Die übliche Dicke einer Spundwand beträgt ca. 10–15 mm. Bei stark säurehaltigen Böden bzw. Sickerwasserangriff ist die Beständigkeit von Stahl in besonderem Maße gefährdet sofern der Stahl nicht beschichtet wird. Von den Stahllieferanten wird für diese Fälle eine Beschichtung empfohlen. Beispielhaft kommt eine Grundbeschichtung aus polyurethangesättigtem und mit Eisenglimmeroxid pigmentiertem Epoxidharz in Kombination mit einer weiteren polyamingesättigten Epoxidharz-Beschichtung infrage. Um den angestrebten Schutz gegen chemischen Angriff dauerhaft darzustellen, muss eine Beschädigung der Beschichtung beim Einbringen der Bohlen vermieden werden. Aus diesem Grund weist die Beschichtung Komponenten auf, die eine hohe Abrieb- und Schlagfestigkeit gewährleisten sollen. Dennoch ist insbesondere bei anstehenden Geröllen und Grobgestein das Risiko einer Beschädigung konkret gegeben.

Beschichtung zum Schutz gegen chemischen Angriff

7.3 Bohrfahlwände

Herstellungsrisiken

Die Ausführung von überschnittenen Bohrfahlwänden gehört zu den bewährten Bauverfahren. Dennoch sind Herstellungsrisiken bekannt, die teilweise auch in der Ausführungsnorm DIN EN 1536 behandelt werden.

Ausführungsmängel

Für die Verwendung von Bohrpfehlen als Umschließung von Altlasten sind insbesondere folgende mögliche Ausführungsmängel zu berücksichtigen:

- bei Ausführung verrohrter Bohrungen wird die Verrohrung gegenüber dem Füllstand des Betons zu schnell gezogen. Es kommt zu Instabilitäten und Bodeneinbruch. Der betreffende Pfahl kann Einschnürungen und/oder Bodenzwischenlagen aufweisen (Abb. 20)
- es wird ohne Bohrschablone gearbeitet. Die Lagegenauigkeit der Pfehle ist somit gefährdet. Es kann zu Fehlstellen innerhalb der Wand kommen
- der Beton der Bohrfahlwände wird nicht im Kontraktorverfahren eingebracht bzw. das Schüttröhr bindet nicht im Frischbeton-

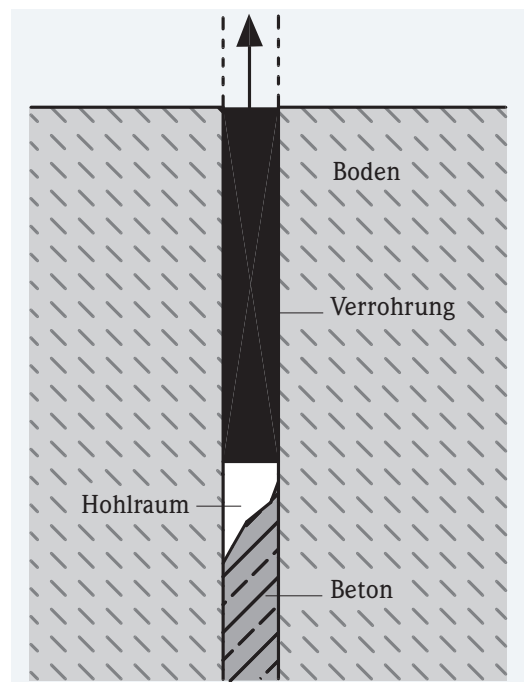


Abb. 20: Pfehleinschnürungen bei zu schnell gezogener Verrohrung.

spiegel ein. Hierdurch kommt es zu Entmischungen des Materials. Ferner wird der zuerst eingebrachte minderwertige Beton, der beim Kontraktorverfahren durch das nachfolgende Material wieder nach oben gedrückt werden soll, im Pfahl eingebunden. Die Dichtwand besteht in den beschriebenen Abschnitten aus qualitativ minderwertigem Werkstoff

- der Beton wird mit zu steifer Konsistenz eingebracht. Hierdurch kann es zu Überschichtungen des Materials im Bohrloch kommen. Die vollständige Füllung des Bohrlochs mit Beton ist gefährdet. Die Wand weist in solchen Abschnitten Einschnürungen und/oder Qualitätseinbußen auf.

In allen genannten Fällen handelt es sich um Ausführungsfehler, die durch eine sorgfältige Qualitätssicherung vermieden werden können, in der Praxis dennoch relativ häufig auftreten.

Für die Schwachstellenanalyse ist ferner zu berücksichtigen, dass in grobkörnigen Böden und bei Ausführung von verrohrten Bohrungen mit Überschnitt vielfach eine sichelartige Einlagerung von Erdmaterial im Überschnitt der Pfähle zu beobachten ist. Abb. 21 zeigt eine solche Fuge, die anlässlich einer Kontrollbohrung im Überschnitt von zwei Pfählen erkundet wurde. Zu erwarten war hier bei ordnungsgemäßer Herstellung ein homogener Probenkörper. Tatsächlich lag eine bis zu 1,5 cm breite geöffnete Fuge vor, die mit kiesig, schluffigem Sand gefüllt war. Die genaue Ursache dieser Einlagerungen ist nicht bekannt; offensichtlich wird in gemischtkörnigen Böden infolge der Drehbewegung der Verrohrung Erdmaterial in den Überschnitt hinein gezogen und vom Bohrkranz beim Ziehen der Verrohrung nicht vollständig entfernt. Die Dicke der Zwischenlagen kann wenige Millimeter betragen. Es wurden aber auch bereits Schichtdicken bis ca. 2 cm beobachtet. Die Zwischenlagen stellen innerhalb der als i.a. als nahezu undurchlässig geltenden Betonwand Wasserwegigkeiten dar, welche die Wasserdurchlässigkeit der Wand deutlich erhöhen können [7].

Fugenbildung im Überschnitt der Pfähle

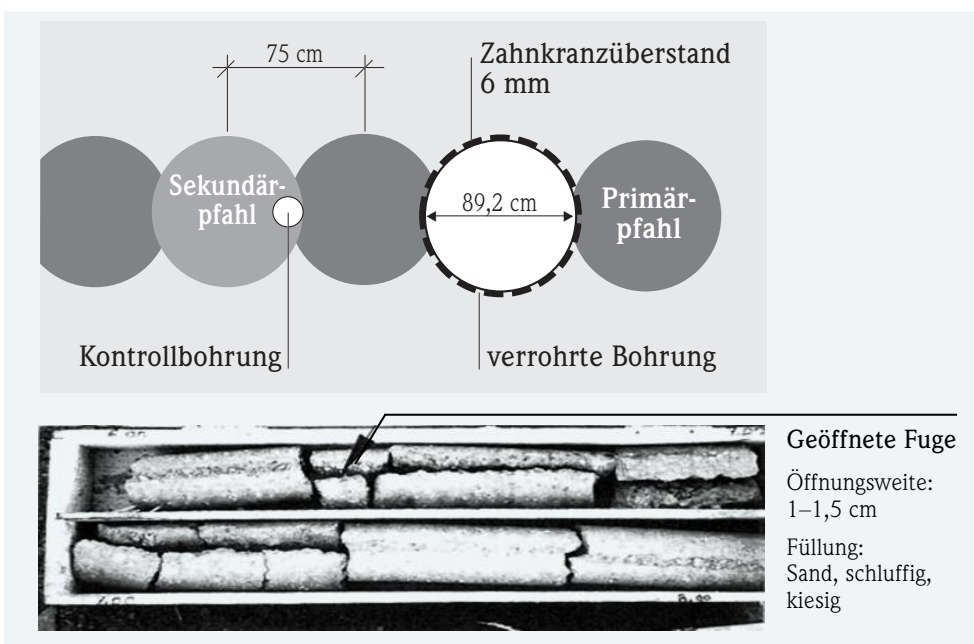


Abb. 21: Spaltbildung in überschnittenen Bohrpfahlwänden.

Werkstoffbeständigkeit

chemische Erosion

Bohrpfahlwände werden i. Allg. aus Beton hergestellt. Die Rezeptur des Betons ist anhand von Eignungsversuchen gegen den vorhandenen chemischen Angriff auszulegen. Insbesondere bei sehr aggressiven Wässern kann es jedoch langfristig zu einer chemischen Anlösung des Pfahlbetons kommen. Eine vollständige Auflösung der Wand ist bei ordnungsgemäß durchgeführter Eignungsprüfung, realistischer Erfassung der Einwirkungen (vgl. Kapitel 5) aufgrund der i. Allg. großen Wanddicken unwahrscheinlich. Die Wasserwegigkeiten im Bereich der Überschnitte (vgl. oben) können sich jedoch im Laufe der Zeit durch die chemische Erosion verstärken, da diese eine Zunahme der wirksamen Spaltweite bewirkt.

7.4 Einphasenwände

Herstellungsrisiken

Qualitätssicherung gemäß GDA-Empfehlungen

Dichtwände nach dem Einphasenverfahren sind qualitätsgesichert gemäß den Vorgaben der GDA-Empfehlungen auszuführen. Dementsprechend kann für die fertig gestellte Wand nach behördlicher Abnahme ohne Einschränkung davon ausgegangen werden, dass:

- die Wand aus der eignungsfestgestellten Dichtwandmasse besteht
- die im Schlitz vorhandenen Eigenschaften der Dichtwandmasse an Stichproben gemäß den Erfordernissen des Qualitätssicherungsplans nachgewiesen sind
- die Einbindung der Dichtwand in den stauenden Horizont für jede Lamelle nachgewiesen ist
- die Lagegenauigkeit des Schlitzes mit der erforderlichen Überschneidung benachbarter Lamellen durch geodätisch eingemessene Leitwände sowie durch Messung der Vertikalabweichungen nachgewiesen ist. Hierzu wird zeichnerisch ein Fußversatzplan angefertigt.

geringer Suspensionsdruck

Es verbleiben dennoch Herstellungsrisiken. Wichtige Beispiele sind:

- Der Suspensionsspiegel sinkt infolge von Ausführungsfehlern der Mannschaft unzulässig weit ab. Es kommt zu einem Ungleichgewicht zwischen Suspensionsdruck einerseits und Erd- und Wasserdruck von außen. In der Folge kommt es zu einem Bodeneintrag. Die spätere Wand weist hier eine Fehlstelle auf.
- Der Untergrund weicht örtlich von den im rechnerischen Nachweis angenommenen Verhältnissen ab. Es kommt zu einem örtlichen unbemerkten Bodeneintrag. Dieses kann beispielsweise ein einzelner Stein/Block sein, der vom Greifer bzw. der Fräse zunächst seitlich verdrängt wird und anschließend in die frische Dichtwandmasse hinein greift (Abb. 22a). Die Dichtwand hat an dieser Stelle eine Imperfektion mit zu geringer Wandstärke. Das beschriebene Risiko besteht insbesondere auch dann, wenn die Dichtwand künstliche, heterogen zusammengesetzte Auffüllungen durchörtert.

abweichende Untergrund- verhältnisse

Ein weiteres Standsicherheitsproblem kann auftreten, wenn im Untergrund eine nicht bemerkte/berücksichtigte Weichschicht (weiche Schluffe oder organische Ablagerungen) vorhanden ist und diese sich plastisch und zeitversetzt in den noch frischen Schlitz hinein entspannt. Dabei können sich Bodenbrücken ausbilden (Abb. 22b).

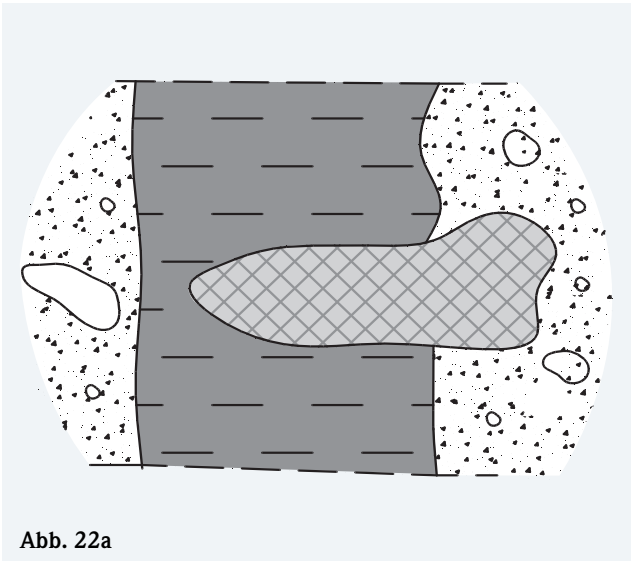


Abb. 22a

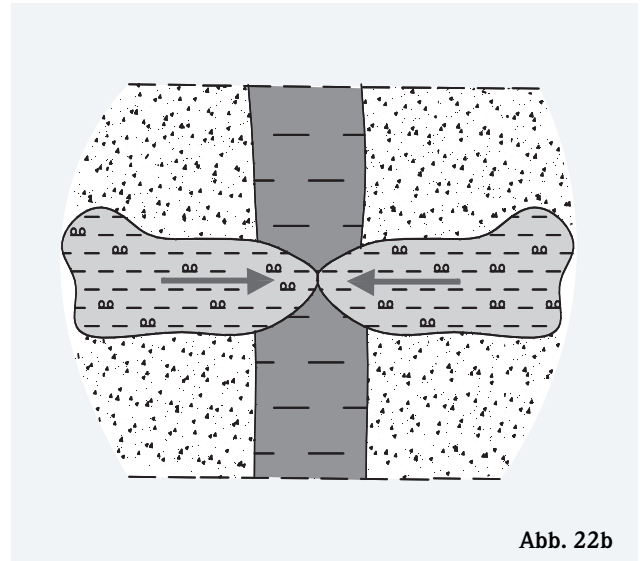


Abb. 22b

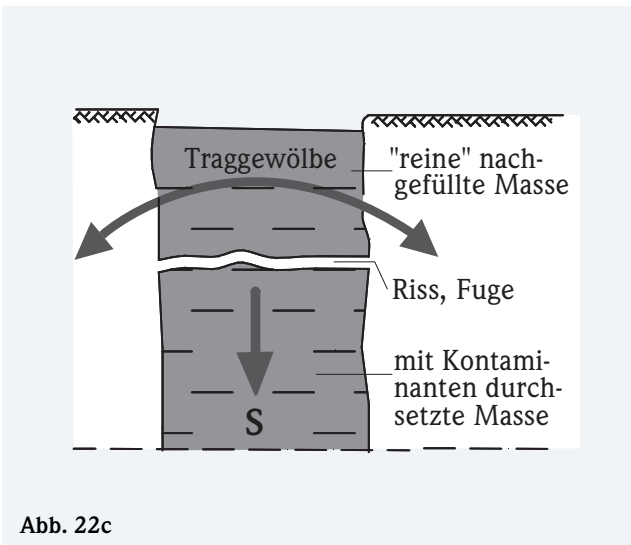


Abb. 22c

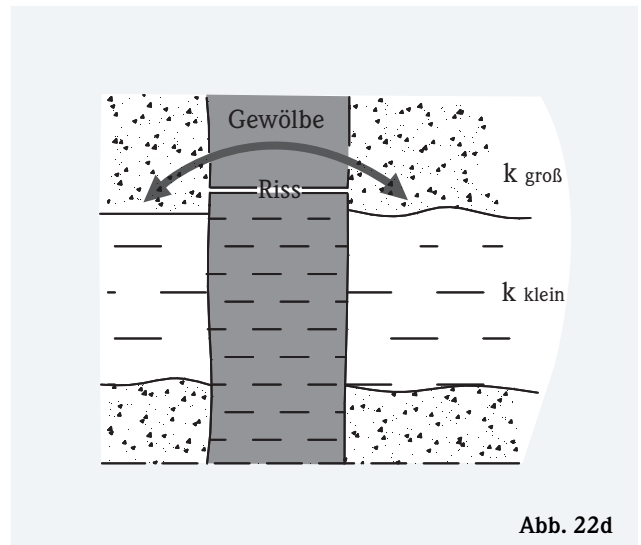


Abb. 22d

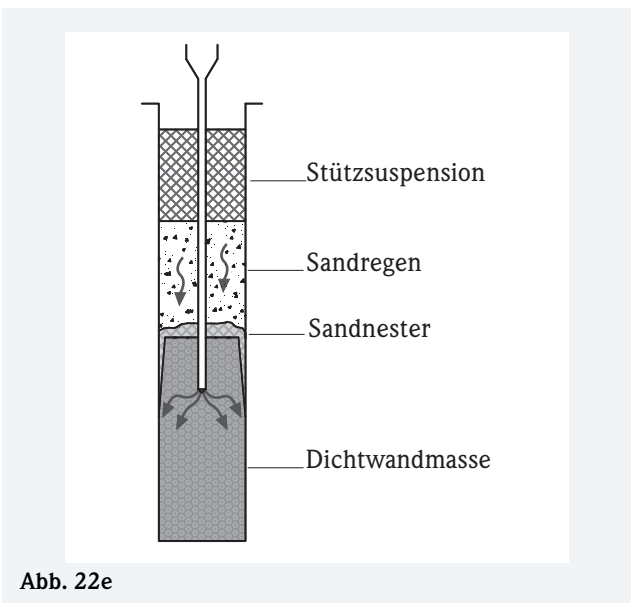


Abb. 22e

Abb. 22a-e: Herstellungsrisiken Einphasendichtwand.

Anreicherung mit Sand/Kies

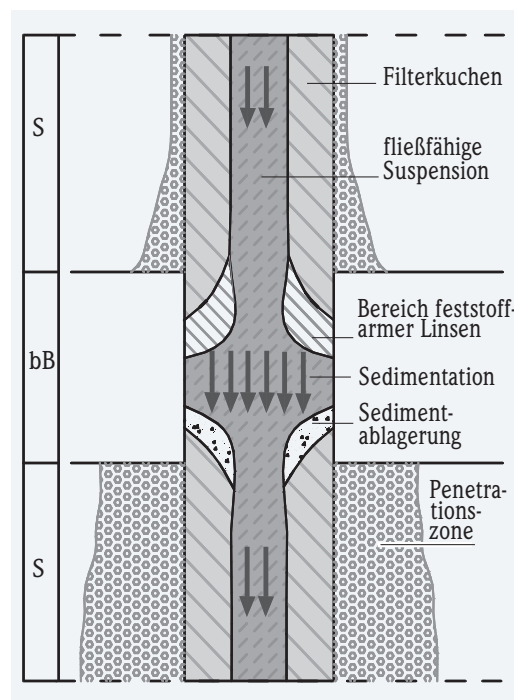
- Bei sandig/kiesigem Böden kann es zu einer starken Anreicherung der Dichtwandmasse mit rolligem Material kommen. Diese Fremdstoffe sinken infolge der vergleichsweise großen Dichte ab und können im Fußbereich der Wand eine unzulässig hohe Wasserdurchlässigkeit bewirken (Abb. 22e). Ferner kann die Dauerbeständigkeit der Dichtwandmasse gegen chemischen Schadstoffangriff in solchen Fällen beeinträchtigt werden.

Bei grobem Prüfraster und insbesondere bei nicht tief einbindenden Wänden besteht das Risiko, dass die beschriebenen örtlichen Sandanreicherungen nicht bemerkt werden (Hinweis: gemäß GDA-Empfehlung (Tab. 1) sind an Wandkopf und -fuß jeweils eine Prüfung je 1000 m² Wandfläche vorzusehen. Bei beispielsweise einer 10 m tiefen Wand erfolgen die Prüfungen somit in Abständen von lediglich 100 m).

unterschiedliches Erhärtungsverhalten

- Im Falle eines geschichteten Untergrundes kann es zu einem über die Schlitztiefe unterschiedlichen Erhärtungsverhalten der Dichtwandmasse kommen, da das beim Abbindeprozess auftretende Überschusswasser entsprechend der jeweiligen k-Werte unterschiedlich schnell abfließen kann. Die Ausbildung des Filterkuchens am Schlitzrand und die Sedimentation der Feststoffe in der Dichtwandmasse sind in diesem Fall örtlich unterschiedlich (Abb. 23). Bindet beispielsweise der obere Dichtwandabschnitt verhältnismäßig schnell ab, während im unteren Teil infolge einer späteren Erhärtung erst anschließend die zugehörige Volumenreduzierung auftritt, kommt es zu einer sogenannten Brückenbildung (Abb. 22d). In diesem Fall können horizontale wasserwegsame Fugen in der Dichtwand entstehen, die bei den Qualitätskontrollen nicht zu bemerken sind.
- Schädliche Brückenbildungen können ferner auftreten, wenn es nach der Verfüllung des Schlitzes zu einem nennenswerten Spiegelabsenk infolge Abfluss von Dichtwandmasse kommt und ergänzend Masse aufgefüllt werden muss. Bei kontaminierten Böden und/oder Wässern können die beiden dann im Schlitz befindlichen Massenanteile unterschiedliches Erhärtungsverhalten aufweisen. Da die zuerst eingefüllte Masse intensiv mit den Kontaminanten in Wechselwirkung kommt, kann hier das Erstarrungsverhalten verzögert sein. Demgegenüber kann die nachträglich aufgefüllte frische Masse vergleichsweise schnell erhärten (Abb. 22c).

Rissbildung am Ringschluss



- Am Ringschluss einer Dichtwandumschließung greift die letzte Dichtwandlamelle in der Regel in bereits älteres Material der ersten Lamelle. Hierbei kann es zu unverträglichen Schubbeanspruchungen des Materials mit Rissbildung kommen.

Abb. 23: Örtlich unterschiedliche Ausbildung von Filterkuchen und Sedimentation der Feststoffe in einer Dichtwandmasse bei geschichtetem Boden [8]

Werkstoffbeständigkeit

Mit Hilfe von Eignungsprüfungen, die gemäß E 3-2 der GDA-Empfehlungen durchzuführen sind, sind projektspezifisch geeignete Rezepturen für die Dichtwandmasse zu erarbeiten. Mit der Eignungsfeststellung wird unterstellt, dass die Masse über die geplante Nutzungsdauer der Sicherungsmaßnahme beständig ist. Hierbei ist zu beachten, dass zur Dauerbeständigkeit von Dichtwandmassen bisher wenig Erfahrung vorliegt.

Die Beständigkeit von Dichtwänden kann durch Lösevorgänge beeinträchtigt werden, die bei Durchströmung der Wand auftreten. Man unterscheidet dabei zwei Vorgänge:

- Kontakterosion
- innere chemische Erosion.

Bei der Kontakterosion handelt es sich um Lösevorgänge entlang einer Grenzfläche, an welcher feinkörnige Dichtwandpartikel in den angrenzenden Boden mitgerissen werden. Zu dieser Fragestellung wurden bereits 1976 von CARL & STROBL [1] Laborversuche an Proben aus Bentonit/Zement/Sand und Wasser ausgeführt. Die Proben wurden über eine Zeit von 12 Wochen bei hydraulischen Gradienten von $i = 40\text{--}80$ mit Leitungswasser durchströmt.

DÜLLMANN & HEITFELD [2] haben aufgrund von Laboruntersuchungen festgestellt, dass neben der Festigkeit der Dichtwandmasse und dem wirksamen hydraulischen Gradienten auch die Korngröße des im Kontakt zur Dichtwand anstehenden Bodens von Bedeutung ist. Als kennzeichnende Größe für die Kornverteilung wird der Korndurchmesser d_{10} (summarischer Siebdurchgang von 10 %) verwendet. Die Auswertungen zeigen beispielsweise (Abb. 24), dass bei einem hydraulischen Gradienten von $i = 50$ und einer einaxialen Druckfestigkeit des Wandmaterials von 200 kN/m^2 bei einem sandigen Kies keine ausreichende Sicherheit gegen Erosion vorhanden ist, während bei einem Fein- bis Mittelsand unkritische Verhältnisse vorliegen. Andererseits zeigen die Versuchsergebnisse aber auch, dass bei üblichen Dichtwandumschließungen mit $i < 10$ und Festigkeiten $> 500 \text{ kN/m}^2$ keine Kontakterosion zu befürchten ist. Die Untersuchungen schließen allerdings nicht den Fall einer chemischen Kontakterosion ein, bei welcher durch Angriff auf die Wandflächen chemische Auf- oder Ablösungsprozesse stattfinden. Solche Vorgänge sind zu beachten, wenn die Dichtwand mit aggressiven Wässern durchströmt wird, dementsprechend also auch um die eingeschlossene Altlast herum belastete Wässer oder aggressive Wässer im Sinne der DIN 4030 anstehen.

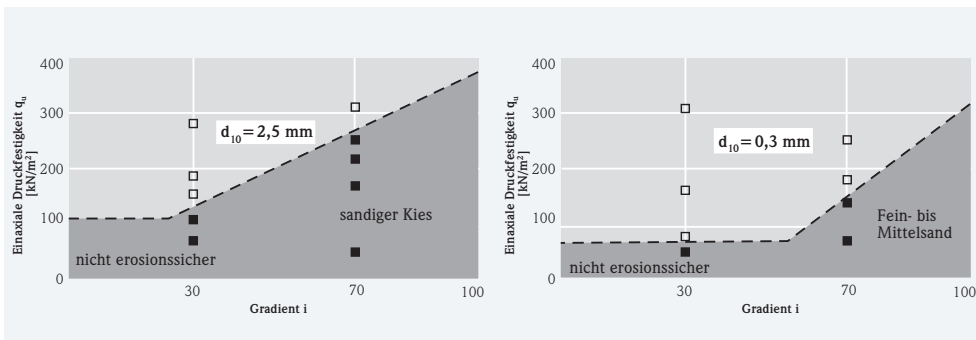


Abb. 24: Abgrenzung nicht erosionssicherer Schlitzwandmassen nach DÜLLMANN & HEITFELD [2]

Eignungsprüfung der Dichtwandmasse

Kontakterosion

Weitere Untersuchungen zur Beurteilung der Langzeitbeständigkeit führte HEITFELD [3] durch. Er untersuchte Einphasenmassen sowohl mit aktiviertem Natriumbentonit als auch mit Calciumbentonit. Die in den Tests angelegten hydraulischen Gradienten betragen $i=30-200$. Als Prüfliquidität kam ausschließlich Leitungswasser zum Einsatz. Die Resultate sind in Abb. 25 veranschaulicht. Sie belegen die bereits oben genannte Schlussfolgerung, dass bei mäßigen Gradienten ($i < 10$) und baupraktisch üblichen einaxialen Druckfestigkeiten ($q_u > 500 \text{ kN/m}^2$) keine Kontakterosion zu besorgen ist. HEITFELD kommt ferner zur Schlussfolgerung, dass bei Einphasenmassen unter Verwendung von Calciumbentonit generell eine bessere Erosionsstabilität zu erwarten ist als bei der Verwendung von aktiviertem Natriumbentonit. Bei Verwendung von Massen aus Natriumbentonit schätzt er die Wirkungsdauer von Dichtwänden auf rund 20 Jahre ($i=50$), während bei Verwendung von Calciumbentonit ca. 100 Jahre Beständigkeit prognostiziert werden.

Calciumbentonit

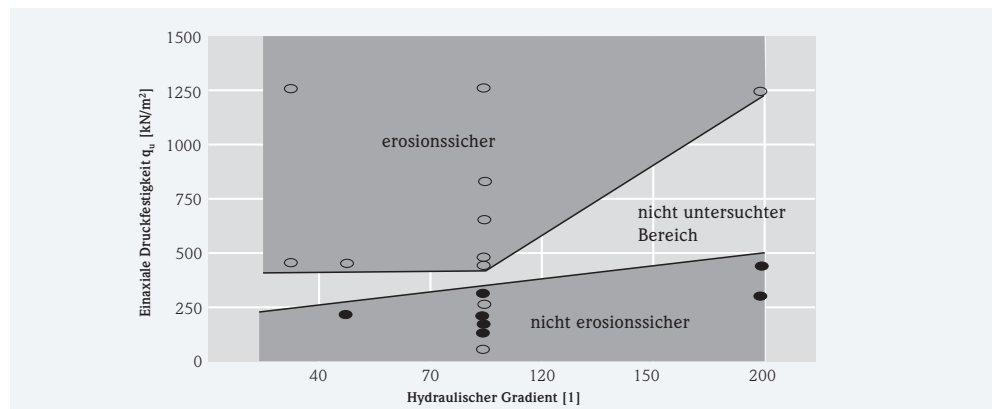


Abb. 25: Abgrenzung erosionssicherer und nicht-erosionssicherer Barrieremassen nach HEITFELD [3]

Langzeitprüfungen mit Sickerwasser

Die vorgenannten Untersuchungen wurden ausschließlich mit Leitungswasser unter Laborbedingungen durchgeführt. Zur Beeinflussung der Dichtwandqualität in der Praxis bei Sickerwasserangriff finden sich in der Literatur die in Tab. 1 zusammen gestellten Untersuchungsergebnisse:

Tab 1: Zusammenstellung der Ergebnisse von Langzeitprüfungen an Einphasendichtwandmassen

	Rezeptur	Alter	Resultat
[4]	50 kg Bentonit 63 kg Zement 77 kg Schlacke 940 kg Wasser	8 Jahre	$k=1 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ bis $5 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$
[5]	32,7 kg Bentonit CV 15 200 kg Zement HOZ 35 L 924 kg Wasser	2 Jahre 5 Jahre 9 Jahre 13 Jahre	$k=1,3 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ bis $3,1 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ $k=1,1 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ bis $1,5 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ $k=1,6 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ bis $2,9 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ $k=1,0 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$ bis $5,6 \cdot 10^{-8} \text{ m/s}$

In beiden Fällen handelt es sich um feststoffarme Dichtwandmassen. Bei den Prüfungen von JESSBERGER et al. [5] wurden die Proben teilweise in Grundwasser und teilweise in Deponiesickerwasser gelagert. Obgleich sich keine großen Unterschiede in den über die Zeit gemessenen k -Werten zeigen, war bei den in Sickerwasser gelagerten

Proben nach ca. 10 Jahren ein merklicher Anstieg der Wasserdurchlässigkeit feststellbar. Demgegenüber blieben die Werte bei Lagerung in Grundwasser nahezu unverändert.

Die Untersuchungen zeigen, dass bei Sickerwasserangriff und Verwendung von feststoffarmen Massen im Laufe der Zeit ein verschlechtertes Rückhaltevermögen der Dichtwand wahrscheinlich ist. Dieses Risiko vermindert sich bei Verwendung von feststoffreichen Massen bzw. bei geringem Angriffsgrad.

7.5 Zweiphasenwände

Herstellungsrisiken

Die bei Ausführung einer Zweiphasendichtwand auftretenden Herstellungsrisiken entsprechen weitgehend denjenigen einer Einphasenwand. Die Auswirkungen von Ausführungsfehlern sind i. Allg. jedoch geringer. So führt die bei Herstellung des Schlitzes mögliche Anreicherung der Suspension mit Erdmaterial (z. B. infolge zu tief absinkendem Suspensionsspiegel oder bei unvorhergesehenen Kiesschichten) in der Regel nicht zu einer dauerhaften Beeinträchtigung der Wandqualität, da die endgültige Dichtwandmasse erst in einem zweiten Arbeitsschritt unter Verdrängung der Primärmasse eingebracht wird. Bei diesem Vorgang besteht allerdings das Risiko, dass der Austausch der Materialien nicht vollständig gelingt. Das Risiko ist grundsätzlich um so größer, je geringer der Dichteunterschied zwischen Stützsuspension und endgültiger Dichtwandmasse ist. Die Dichten sollten sich i. a. um mindestens $0,5 \text{ g/cm}^3$ unterscheiden (vgl. Kapitel 3.5). Ferner können Qualitätseinbußen auftreten, wenn beim Austausch der Stützflüssigkeit das Schüttrohr nicht dauerhaft in den Spiegel der frischen Dichtwandmasse eintaucht. In diesem Fall kann die Suspension örtlich blasenartig eingeschlossen werden. Die Wand hat eine Schwachstelle.

unvollständiger
Austausch der
Stützsuspension

Auf ein weiteres Risiko, welches bei Zweiphasendichtwänden in gleicher Weise wie bei Einphasenwänden vorhanden ist, wird insbesondere hingewiesen. Falls es beim Aushub des Schlitzes zu Instabilitäten mit einem unbemerkten Einsturz einer Erdscholle in den Schlitz gekommen ist (Gründe vgl. Kapitel 7.4), gelingt es in der Regel nicht, den eingetragenen Boden mit der Stützflüssigkeit zu verdrängen. Vielmehr verbleibt die Erdscholle im Schlitz und bildet als Bodenbrücke eine Durchgängigkeit.

Einsturz von
Erdschollen

Werkstoffbeständigkeit

Zur langjährigen Werkstoffbeständigkeit von Zweiphasendichtwandmassen liegen bisher erst vereinzelte quantitative Erfahrungen vor. Die für Einphasendichtwandmassen vorliegenden Untersuchungsergebnisse können sinngemäß übertragen werden, wobei die vergleichsweise deutlich günstigeren Qualitätsmerkmale der Zweiphasenmassen zu berücksichtigen sind. Die mechanische Werkstoffbeständigkeit kann infolge der verhältnismäßig hohen Dichte und Festigkeit auch für Zeiträume > 100 Jahre in der Regel vorausgesetzt werden. Die chemische Werkstoffbeständigkeit ist anhand der durchzuführenden Eignungstests im Einzelfall zu beurteilen.

7.6 Kombinationswände

Herstellungsrisiken

Kombination mit Spundwand

Kombinationswände aus Einphasenmassen und Spundwandprofilen weisen ebenfalls die für Einphasendichtwände aufgeführten Herstellungsrisiken auf. Der Einbau der Stahlprofile beinhaltet beim heutigen Stand der Technik keine nennenswerten Risiken. Auf einen zentrischen Einbau der Bohlen mit Hilfe von speziellen Abstandhaltern ist zu achten.

Kombination mit KDB

Werden in die Dichtwände Kunststoffdichtungsbahnen (KDB) eingebaut, können sich in der Praxis nennenswerte Ausführungsprobleme einstellen. Der Einbau einer KDB stellt nach wie vor eine besondere technische Herausforderung dar und gelingt insbesondere bei Wandtiefen $>8-10$ m nicht immer problemlos. Mögliche Schwierigkeiten betreffen den zentrischen Einbau der KDB und die Führung bis zum Schlitztieftsten. So hat das im Fußbereich vorhandene Material infolge Aufsättigung mit Sanden etc. eine verhältnismäßig hohe Dichte und stellt somit der eindringenden Dichtungsbahn einen vergleichsweise hohen Widerstand entgegen. Insbesondere aber ist die dichte Herstellung der KDB-Fugen risikobehaftet. Von der Bauwirtschaft wurden hierzu Prüfverfahren entwickelt (vgl. Kapitel 3.6).

Werkstoffbeständigkeit

Zur Beständigkeit von Kombinationswänden sind keine Untersuchungsergebnisse bekannt. Aufgrund der redundanten Anordnung zweier unterschiedlicher Dichtelemente kann i. Allg. eine langjährige Wirksamkeit erwartet werden. Bezüglich der Einphasenwände und Stahl als Dichtwandbaustoff wird auf die Ausführungen der Kapitel 7.2 und 7.4 verwiesen. Für Kunststoffdichtungsbahnen aus PEHD und Exposition gegen Deponiesickerwässer wird beim derzeitigen Stand der Kenntnisse Beständigkeit für deutlich länger als 60 Jahre erwartet.

7.7 Kammerdichtwände

Kammerdichtwände wurden bisher weltweit erst vereinzelt ausgeführt. Die Herstellung kann noch nicht als erprobt beschrieben werden. Vielmehr stellt die Ausführung einer solchen Wand jeweils ein Pilotprojekt dar. Die technische Schwierigkeit bei der Ausführung von Kammerdichtwänden besteht in der Ausführung mehrerer dicht bei einander liegender Teilgewerke, die sich in ihrer Qualität beeinflussen können. Wird der Dichtwandbau beispielsweise vorgezogen und erst anschließend die dazwischen verlaufende Drainage gebaut, kann es zu schädlichen Biegebeanspruchungen der Wände kommen. Im umgekehrten Fall kann die frische Dichtwandsuspension bis in den Drainagekies ablaufen und diesen (teil-) unwirksam machen.

Als günstig ist dagegen die Tatsache zu bewerten, dass Kammerdichtwände in der Regel redundante Systeme bilden. Zudem kann die Funktionstüchtigkeit häufig im System selbst geprüft werden, in dem die in die Kammern einlaufenden Wässer quantitativ und qualitativ geprüft werden.

Teil C Bewertung

8 Zusammenfassende Bewertung der Risiken

8.1 Bestandsaufnahme

Die Bewertung der Sicherung einer Altlast im Hinblick auf die Festlegung von Überwachungs- und Nachsorge-maßnahmen hat projektspezifisch zu erfolgen. Diese Bewertung muss die Schadstoffcharakteristika, die Besonderheiten des Standorts einschließlich vorhandener und geplanter Nutzungen sowie die Besonderheiten des gewählten Sicherungssystems berücksichtigen. Die Ergebnisse der Datenerfassung sind zur Auswertung auf Datenblättern systematisch wie folgt zusammen zu fassen. Die Datenblätter sollten folgende Informationen beinhalten:

Standort

- A 1 Flächem²
- A 2 Flurabstand der Ablagerungssohlem
- A 3 vereinfachter Aufbau des Untergrundes:

Nr.	Bodenart/ geolog. Schichtenbezeichnung	Tiefe [m] von/bis	k-Wert [m/s]	Besonderheiten

- A 4 Topografie:
- A 5 Derzeitige Nutzung
- A 6 Geplante Nutzung
- A 7 Entfernung zu Schutzgebieten
- A 8 Entfernung zu Wohngebieten
- A 9 Entfernung zu Grundwasserentnahmen
– unterstromig – oberstromig – seitlich
- A 10 Besonderheiten:

Altlast

B 1 Ablagerungsvolumen.....m³

B 2 Ablagerungsstoffe.....

B 3 Grundwasserbelastung

Unterstrom (vor Sicherung)				
Stoffe				
[mg/l]				

Oberstrom (vor Sicherung)				
Stoffe				
[mg/l]				

Prüfwerte (Sicherungserfolg)				
Stoffe				
[mg/l]				

B 4 Belastung des Untergrundes (Feststoff)

Ort/Entfernung von Altlast:.....				
Stoffe				
mg/kg				

Ort/Entfernung von Altlast:.....				
Stoffe				
mg/kg				

Ort/Entfernung von Altlast:.....				
Stoffe				
mg/kg				

8.2 Erarbeitung von standortspezifischen Schwachstellen (Zutreffendes ist anzukreuzen)

Einwirkungen

- Die Zusammensetzung und chemische Beschaffenheit der Ablagerung ist umfänglich bekannt
- Hinsichtlich der chemischen Beschaffenheit der Ablagerung bestehen Unsicherheiten.
Welche:.....
.....
- Es muss zukünftig mit erheblichen umweltrelevanten Stoffemissionen gerechnet werden, die derzeit nicht konkret einschätzbar sind.
Begründung:.....
.....
- In der Dichtwandtrasse sind nachgewiesener Maßen keine nennenswerten chemischen Belastungen der anstehenden Feststoffe vorhanden.
- Für die Dichtwandtrasse sind folgende chemischen Belastungen der Feststoffe bekannt:
.....
.....
- In der Dichtwandtrasse stehen folgende künstliche Auffüllungen an:
.....
.....
- Es muss mit nicht bekannten chemischen Belastungen des Untergrundes im Bereich der Dichtwandtrasse gerechnet werden.
Warum:
Welche:.....

Untergrund

Erkundungsdichte

- Der Untergrund am Projektstandort ist ausreichend erkundet.
- Hinsichtlich der Erkundung des Untergrundes bestehen Lücken.
 - im Bereich der Umschließung.
 - in der Fläche des Standortes (Beschaffenheit des Stauhorizontes).

Bodenmechanische Eigenschaften der am Standort vorhandenen Böden:

- Sind ausreichend erkundet.
- Hinsichtlich k- Wert des Stauers bestehen Unsicherheiten
- Körnungsband der wasserführenden Schichten ist im Hinblick auf Filterstabilität hydraulischer Einrichtungen nicht ausreichend erkundet.
- Weitere Anmerkungen:

Beschaffenheit des Stauhorizontes

- Kein wirksamer Stauhorizont vorhanden.
- Stauhorizont in guter Qualität und ausreichender Dicke vorhanden.
 k- Wert:.....
 Schichtdicke:.....
- Stauhorizont weist qualitative Mängel auf.
 Welche:.....

 Vorhandener k- Wert:.....
 Schichtdicke:.....

Grundwasser

- Die am Projektstandort vorhandenen Grundwasserverhältnisse sind ausreichend erkundet.
- Zu den Grundwasserverhältnissen bestehen Wissenslücken.
 - Hinsichtlich Schwankungsbereich der Wasserstände (auch langjährig).
 - Hinsichtlich Strömungsrichtung, Gefälleverhältnisse.
 - Hinsichtlich tieferem Untergrund (mehrere Grundwasserstockwerke).

Der Einfluss der Sicherungsmaßnahme auf die natürlichen Grundwasserverhältnisse

- ist bekannt/ wurde zuverlässig prognostiziert.
- Ist unsicher

Die im Kontrollraum zu erwartende Grundwasserneubildung

- ist bekannt/ wurde zuverlässig prognostiziert.
- ist unsicher

8.3 Erfassung von möglichen Mängeln der Dichtwand

Schmalwand

- Die Ausführung der Wand erfolgte ohne mehrstufige Qualitätssicherung
- Während der Bauausführung wurden wiederholt Qualitätsmängel festgestellt.
Welche:.....
.....
- Während der Bauausführung traten wiederholt technische Schwierigkeiten an der Misch- und Verpressanlage auf.
Welche:.....
.....
- Der Untergrund enthält nennenswerte Anteile (> wenige %) an Kiesen und Steinen.
- Der Untergrund ist stark heterogen (Weichböden/festere Böden).
- Der Stauhorizont verläuft wellig/geneigt. Bezüglich der notwendigen Einbindetiefe der Wand bestehen Unsicherheiten.
- Während der Bauausführung traten folgende Besonderheiten auf:
.....
.....
.....
- Die Wirksamkeit der Dichtwandwand kann unter Berücksichtigung der gegebenen Randbedingungen vorausgesetzt werden für ein Alter von
 - 5–10 Jahre
 - 10–20 Jahre
 - 20–50 Jahre
 - >50 Jahre
 Begründung.....

Spundwand

- Die Ausführung der Wand erfolgte ohne mehrstufige Qualitätssicherung
- Während der Bauausführung wurden wiederholt Qualitätsmängel festgestellt.
Welche:.....
.....

- Der Untergrund enthält dicht gelagerte Kiese, Steine und/oder Gerölle.
- Hinsichtlich der Dichtigkeit der Schlossverbindungen bestehen begründete Zweifel.
 Warum:.....

- Während der Bauausführung traten Schwierigkeiten beim Einbringen der Spundbohlen auf.
 Welche:.....

- Einzelne Bohlen konnten nicht bis in die vorgesehene Tiefe eingebracht werden.
- Der Stauhorizont verläuft wellig/ geneigt. Bezüglich der notwendigen Einbindetiefe der Wand bestehen Unsicherheiten.
- Während der Bauausführung traten folgende Besonderheiten auf:

Bohrpfahlwand

- Die Ausführung der Wand erfolgte ohne mehrstufige Qualitätssicherung
- Während der Bauausführung wurden wiederholt Qualitätsmängel festgestellt.
 Welche:.....

- Es wurde ohne Bohrschablone gearbeitet.
- Hinsichtlich des ordnungsgemäßen Einbaus des Pfahlmaterials (Beton/ Dichtwandmaterial) bestehen begründete Zweifel.
 Warum:.....

- Während der Bauausführung traten folgende Besonderheiten auf:

Einphasenwand

- Die Ausführung der Wand erfolgte ohne mehrstufige Qualitätssicherung
- Während der Bauausführung wurden wiederholt Qualitätsmängel festgestellt.
 Welche:.....

- Während der Bauausführung traten wiederholt technische Schwierigkeiten an der Misch- und Verpressanlage auf.
 Welche:.....

- Der Untergrund enthält Steine und Blöcke.
- Der Untergrund enthält Weichschichten (bindige Böden weicher Konsistenz, organische Böden etc.).
- Der Untergrund enthält Schichten mit enggestuften Kiesen
- Die Vertikalität und Lagegenauigkeit der Stiche und Lamellen wurde zuverlässig messtechnisch erfasst.
- Der StauhORIZONT verläuft wellig/ geneigt. Bezüglich der notwendigen Einbindetiefe der Wand bestehen Unsicherheiten.
- Brückenbildungen im Dichtwandbaustoff sind aufgrund der nachstehend aufgeführten Randbedingungen möglich:

- Bei der Bauausführung wurden an folgenden Stellen Lamellen an deutlich ältere (>4–6 Monate) Wandabschnitte angeschlossen:

- Im Bereich der Dichtwandtrasse ist mit chemischen Belastungen zu rechnen, die das Abbindeverhalten der Dichtwandmasse nennenswert verzögern.
- Während der Bauausführung traten folgende Besonderheiten auf:

Zweiphasenwand

- Die Ausführung der Wand erfolgte ohne mehrstufige Qualitätssicherung
- Während der Bauausführung wurden wiederholt Qualitätsmängel festgestellt.
 Welche:.....

- Während der Bauausführung traten wiederholt technische Schwierigkeiten an der Misch- und Verpressanlage auf.
 Welche:.....

- Der Untergrund enthält Steine und Blöcke.
- Der Untergrund enthält Weichschichten (bindige Böden weicher Konsistenz, organische Böden etc.).
- Der Untergrund enthält Schichten mit enggestuften Kiesen
- Der Stauhorizont verläuft wellig/geneigt. Bezüglich der notwendigen Einbindetiefe der Wand bestehen Unsicherheiten.
- Die Vertikalität und Lagegenauigkeit der Stiche und Lamellen wurde zuverlässig messtechnisch erfasst.
- Brückenbildungen im Dichtwandbaustoff sind aufgrund der nachstehend aufgeführten Randbedingungen möglich:.....

- Bei der Bauausführung wurden an folgenden Stellen Lamellen an deutlich ältere (>4–6 Monate) Wandabschnitte angeschlossen:

- Im Bereich der Dichtwandtrasse ist mit chemischen Belastungen zu rechnen, die das Abbindeverhalten der Dichtwandmasse nennenswert verzögern.
- Die Dichten von Dichtwandmasse und Stützflüssigkeit unterscheiden sich um $< 0,5 \text{ g/cm}^3$.
- Während der Bauausführung traten folgende Besonderheiten auf:

Kombinationswände

- Die Ausführung der Wand erfolgte ohne mehrstufige Qualitätssicherung
- Während der Bauausführung wurden wiederholt Qualitätsmängel festgestellt.
 Welche:.....

- Während der Bauausführung traten wiederholt technische Schwierigkeiten an der Misch- und Verpressanlage auf.
 Welche:.....

- Der Untergrund enthält Steine und Blöcke.
- Der Untergrund enthält Weichschichten (bindige Böden weicher Konsistenz, organische Böden etc.).
- Der Untergrund enthält Schichten mit enggestuften Kiesen
- Der Stauhorizont verläuft wellig/ geneigt. Bezüglich der notwendigen Einbindetiefe der Wand bestehen Unsicherheiten.
- Die Vertikalität und Lagegenauigkeit der Stiche und Lamellen wurde zuverlässig messtechnisch erfasst.
- Brückenbildungen im Dichtwandbaustoff sind aufgrund der nachstehend aufgeführten Randbedingungen möglich:.....

- Bei der Bauausführung wurden an folgenden Stellen Lamellen an deutlich ältere (>4–6 Monate) Wandabschnitte angeschlossen:

- Im Bereich der Dichtwandtrasse ist mit chemischen Belastungen zu rechnen, die das Abbindeverhalten der Dichtwandmasse nennenswert verzögern.
- Beim Einbringen der Spundwandprofile bzw. der Kunststoffdichtungsbahn traten Ausführungsprobleme auf.
 Welche:.....

- Die zentrische Lage der Spundwandprofile/ Kunststoffdichtungsbahn ist nicht gewährleistet.
 Warum:.....

- Während der Bauausführung traten folgende Besonderheiten auf:

8.4 Evaluation des Risikopotentials

Die Ergebnisse der Untersuchungen und insbesondere die schematisch in den Abschnitten 8.1 und 8.2 zusammen getragenen Informationen sind für die Bewertung der Situation und insbesondere zur Evaluation des Risikopotentials auszuwerten. Zunächst sind alle möglichen Risiken aufzustellen und hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Umwelt zu bewerten. Die Risiken und Gefährdungsstellen sind dem Projektgebiet bzw. der Dichtwand örtlich zuzuordnen. Eine Abschätzung der zeitlichen Entwicklung ist vorzunehmen. Die Betriebsdauer/Haltbarkeit der Umschließung ist abzuschätzen. Bei veränderlicher Beschaffenheit der Ablagerung ist die Entwicklung in Abhängigkeit von der Zeit zu erfassen. Als Ergebnis der Untersuchungen ist eine möglichst straffe Liste zu erarbeiten, in welcher folgende Punkte bearbeitet sind:

- An welchen Stellen der Kontrollraumbegrenzung besteht Überwachungsbedarf
- Begründung des Überwachungsbedarfs
- Welches Umweltrisiko besteht an der betrachteten Stelle
- Wann ist an der betreffenden Stelle mit Schadstoffaustritten/schädlichen Effekten zu rechnen.

9 Langzeitüberwachungs- und Prüfmaßnahmen

Die in dieser Arbeitshilfe zur Überwachung und Nachsorge von altlastenverdächtigen Flächen und Altlasten behandelten Überlegungen setzen voraus, dass eine behördliche Abnahme der Sicherungsarbeiten stattgefunden hat. Dies bedeutet, dass die Dichtwand einschließlich der zugehörigen hydraulischen Anlage gemäß der genehmigten Planung ausgeführt wurde. Sämtliche von der Behörde und den zur Qualitätssicherung eingeschalteten Ingenieurbüros festgestellten Mängel wurden behoben. Die anschließende Überwachung und Prüfung soll dementsprechend auf folgende Fragestellungen und Sachverhalte eingehen:

- beinhaltet die genehmigte Sanierungsplanung konzeptionelle Unsicherheiten hinsichtlich der Funktionalität der Sicherung, deren Klärung einer Beobachtung des Standortes bedarf? („Die Planung weist möglicherweise Lücken auf“)
- im positiven Fall, dass die Sanierungsplanung die projektspezifischen Gegebenheiten umfassend berücksichtigt, verbleiben dennoch systemspezifische Risiken. Diese resultieren beispielsweise aus nicht vermeidbaren Schwächen der gewählten Sicherungselemente oder aus Unwägbarkeiten in den Untergrund- und Grundwasserhältnissen sowie der chemischen Beschaffenheit der Einwirkungen
- weitere Risiken hinsichtlich der Funktionalität können während der Bauausführung durch nicht bemerkte oder nicht erkennbare Ausführungsmängel entstehen
- schließlich ist zu berücksichtigen, dass Dichtwände in der Regel eine begrenzte Lebensdauer haben, so dass nach mehreren Jahren/Jahrzehnten geringer Überwachungsintensität wieder eine zunehmende Prüftätigkeit erforderlich werden kann.

Planungslücken

Risiken

Ausführungsmängel

Lebensdauer

Für das konkrete Projekt ist anhand der Auswertungen gemäß Abschnitt 8 zu prüfen, ob ggf. die vorgenannten Risiken relevant sind. Eine pauschale, nicht konkret begründete Risikovermutung ist als Grundlage für Nachsorgemaßnahmen nicht zielführend und i. Allg. auch nicht durchsetzbar.

Die Überwachung eines gesicherten Standortes erfolgt in der Regel mit Hilfe von:

- Wasserstandsmessungen in gezielt angeordneten Grundwassermessstellen.
- Chemischen Analysen des Grundwassers. Die Probenahme erfolgt in gezielt angeordneten Grundwassermessstellen.
- Begehungen/ Beobachtungen.
- Kontrolle Wasserhaltung / -bewirtschaftung

Maßnahmen zur Überwachung

Die Prüfungen müssen berücksichtigen, dass die vorstehend genannten Risiken zu unterschiedlichen Zeitpunkten aktiviert werden können. Grundsätzlich sind kurzfristig nach Fertigstellung der Sicherungsmaßnahme Funktionskontrollen durchzuführen mit deren Hilfe gravierende konzeptionelle Mängel sowie gravierende systembedingte und ausführungsbedingte Mängel erfasst werden können. Der Zeitraum dieser kurzfristigen Funktionsprüfungen beträgt in der Regel zwischen einem und drei Jahren. In Ausnahmefällen zwischen einem halben und fünf Jahren.

kurzfristige Funktionsprüfung

Systembedingte oder ausführungsbedingte Mängel können auch erst nach mittleren Zeiträumen zu schädlichen Auswirkungen führen, bzw. erst spät bemerkt werden. Dies gilt insbesondere dann, wenn die zur Überprüfung der Situation gewählten Grundwassermessstellen verhältnismäßig weit von der Umschließung angeordnet sind, ein geringes Grundwassergefälle vorliegt und die Dichtwand zwar nicht die vorgesehene geringe Wasserdurchlässigkeit aufweist, aber doch rückhaltend wirkt. Die Fließzeiten schadstoffbefrachteter Wässer aus dem Kontrollraum bis zu außerhalb an-

mittel- und langfristige Überwachung

geordneten Grundwassermessstellen können in solchen Fällen mehrere Zehnerjahre bis > 100 Jahre betragen. Der Sachverhalt ist projektspezifisch zu erfassen.

kontinuierliche Überwachung

Aus den genannten Gründen kann die Überwachung einer in ihrer Wirksamkeit durch kurzfristige Funktionsprüfungen belegten Sicherungsmaßnahme in mittelfristigen Zeiträumen ausgesetzt oder stark reduziert werden. Im Falle eines hohen Schadstoff- und Gefährdungspotentials sollte jedoch aus Vorsorgegründen in jedem Fall eine kontinuierliche Überwachung vorgenommen werden. Ferner sind hydraulische Einrichtungen wie Dränagen, Grundwasserumleitungen, Schöpfsysteme etc. kontinuierlich zu überwachen und zu pflegen. Bewirtschaftete Sicherungssysteme sind dementsprechend hinsichtlich der Funktionalität der Bewirtschaftung dauerhaft zu überprüfen.

Überwachung zu späterem Zeitpunkt

Eine intensivere Überwachung des Standortes wird zu einem späteren Zeitpunkt wieder notwendig, wenn die Beständigkeit und Haltbarkeitsdauer der eingesetzten Dichtwandmaterialien infrage zu stellen ist.

10 Literatur

- [1] CARL, L.; STROBL, T.: Dichtungswände aus einer Zement- Bentonit- Suspension, Wasserwirtschaft, Heft 9, 1976
- [2] DÜLLMANN, H.; HEITFELD, K.-H.: Erosionsbeständigkeit von Dichtwänden unterschiedlicher Zusammensetzung, Baugrundtagung der DGEG, Braunschweig, 1982
- [3] HEITFELD, M.: Geotechnische Untersuchungen zum mechanischen und hydraulischen Verhalten von Dichtwandmassen bei hohen Beanspruchungen, Mitteilungen des Instituts für Ing.- und Hydrogeologie der RWTH Aachen, Heft 33, 1989
- [4] TEDD, P.; PAUL, V.: Investigation of an eight year old slurry trench cut-off-wall. Building Research Establishment, 1993
- [5] JESSBERGER, H. L.; GEIL, M.; KRUSE, K.: Untersuchungen einer 13 Jahre alten Dichtwand, Baugrundtagung der DGGT, Köln, 1994
- [6] RIEB, R.: Grundwasserströmung- Grundwasserhaltung in Grundbau- Taschenbuch, Teil 2, 5. Auflage, 1996
- [7] KRAJEWSKI, W.: Wechselwirkung von Baugrundaufschluß und Bauwerksentwurf beim Bau einer Tal Sperre im Mittelgebirge, 12. Christian Veder Kolloquium, Graz, 1997
- [8] MÜLLER-KIRCHENBAUER, H.; FRIEDRICH, W.; ROGNER, J.; SCHLÖTZNER, C.: Feststoffverlagerungen an frisch hergestellten Dichtwänden, Baugrundtagung der DGEG, Dresden, 1992
- [9] MÜLLER-KIRCHENBAUER, H.: Einflüsse der Filtratbildung auf die Stabilität von Schlitzwänden, Baugrundtagung der DGEG, Stuttgart, 1972
- [10] HERMANN, R.: Sicherung von Altlasten durch vertikale Barrierensysteme, Herbsttagung der Schweizerischen Gesellschaft für Boden- und Felsmechanik SGBF, 1991
- [11] MÜLLER-KIRCHENBAUER, H.; ROGNER, J.; FRIEDRICH, W.: Einfluss der Versuchsrandbedingungen auf die Ergebnisse von Dichtmassenuntersuchungen, Bau-technik 68, Heft 12, S.421 ff, 1991
- [12] MÜLLER-KIRCHENBAUER, H.; SCHLÖTZNER, C.; FRIEDRICH, W.: Besondere Auswirkungen des Berliner Baugrundes gegenüber Maßnahmen des Spezialtiefbaus, Baugrundtagung der DGGT, Stuttgart, 1998
- [13] AMANN, P.; KRAJEWSKI, W.; MARTINENGI, L.; WEIß, JOH.: Entwicklung und Stand der Geotechnik im Deponiebau und in der Altlastensanierung, 10. Christian Veder Kolloquium, Graz 1995
- [14] KRAJEWSKI, W.; BRÜCKLMEIER, W.: Entwicklung eines innovativen Kammerdichtwandsystems zur Sicherung einer Großdeponie im Land Brandenburg, 26. Baugrundtagung der DGGT, Hannover, 2000
- [15] SCHULZ, TH.; SCHRÖDER, S.: Untersuchungen zur Systemdurchlässigkeit von Dichtwänden u.a. beim Anschnitt älterer Lamellen, Institut für Geotechnik der ETH Zürich, 1991
- [16] RODATZ, W.; HEMKER, O.; HORST, M.; KAYSER, J.: Geotechnische Probleme im Deponie- und Dichtwandbau, Seminar „ Deponieabdichtungssysteme und Dichtwände“ der TU Braunschweig, 1994
- [17] Handbuch für die Einkapselung von Ablagerungen, Hrsg. LfU Baden-Württemberg, Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 4, November 1990
- [18] GDA-Empfehlungen: Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, Verlag Wilhelm Ernst & Sohn, Berlin, 1997
- [19] MESECK, H.: Mechanische Eigenschaften mineralischer Dichtwandmassen, Mitteilungen des Instituts für Grundbau und Bodenmechanik, TU Braunschweig, Heft 25, 1987

Reaktive Wände und deren Langzeitüberwachung

THOMAS HELD

Inhalt

1	Einleitung	53
2	Definitionen	53
3	Funktionsweisen reaktiver Wände	54
3.1	Einteilung der einzelnen Verfahren	54
3.2	Reaktormaterialien	57
3.2.1	Partikuläres Eisen	57
3.2.2	Aktivkohle	57
3.2.3	Mineralien	57
3.2.4	Organisches Material	58
3.2.5	Eisenhydroxid	59
3.2.6	Sonderformen	59
4	Überwachung der Funktionsfähigkeit reaktiver Wände	60
4.1	Zielsetzung der Überwachung	60
4.2	Messstellennetz	60
4.3	Bauabnahme und erste Funktionsprüfung	62
4.4	Langzeitüberwachung	63
4.4.1	Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Bauwerkes	63
4.4.2	Einfluss von veränderlichen hydraulischen Bedingungen	63
4.4.3	Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Reaktormaterials	64
4.4.4	Überwachung des Gaspfades	66
4.5	Monitoringprogramm	67
5	Literatur	70
Anhang		
Anhang 1	Detailinformationen zu Fe ⁰ -Reaktoren Detailinformationen zu Fe ⁰ -Reaktoren	72
Anhang 2	Detailinformationen zu C _{org} -Reaktoren	77

Abkürzungsverzeichnis

BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol („BTEX“-Aromaten)
cDCE	cis-1,2-Dichlorethen
DMA	Dimethylarsinsäure
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
Fe ⁰	Null-wertiges Eisen
HRC®	Hydrogen Release Compound (wasserstofffreisetzende Verbindung)
LCKW	Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
Me	Metall
MMA	Monomethylarsonsäure
MTBE	Methyl-tertiär-Butylether
ORC®	Oxygen Release Compound (sauerstofffreisetzende Verbindung)
PCE	Tetrachlorethen
PRB	Permeable Reactive Barrier (permeable reaktive Wand)
RUBIN	Reaktionswände und -barrieren im Netzwerkverbund
TCA	1,1,1-Trichlorethan
TCE	Trichlorethen
VC	Vinylchlorid

1 Einleitung

In Deutschland liegen nur vergleichsweise wenige Erfahrungen zum Thema Langzeitüberwachung von Reaktiven Wänden vor, die sich zudem überwiegend auf Fe⁰-Wände konzentrieren. International dagegen gibt es zahlreiche Beispielfälle und Erfahrungen. Im Jahr 2003 sind weltweit mehr als 90 reaktive Wände im technischen Maßstab realisiert, die ältesten davon laufen bereits nahezu 10 Jahre [1]. Die Ausgestaltung des Sanierungsverfahrens „Reaktive Wand“ kann sehr vielfältig sein; dies bezieht sich sowohl auf die bautechnische Ausgestaltung der reaktiven Wände, die eingestellten hydrogeologischen Zwangsbedingungen als auch auf das verwendete reaktive Material. Diesem Sachverhalt hat auch das BMBF insofern Rechnung getragen, als im Jahr 2000 der Forschungsverbund „Anwendung von Reinigungswänden zur Sanierung von Altlasten“ (RUBIN) [2] aufgelegt wurde. Angesichts der Vielfältigkeit ist es erforderlich, vor der Diskussion der Überwachungsverfahren die verschiedenen Varianten der reaktiven Wände zusammenfassend darzustellen.

Forschungsverbund
RUBIN

Da die Entwicklungen im Bereich der reaktiven Wände außerordentlich rasch voranschreiten, beschäftigt sich die vorliegende Arbeitshilfe am Rande auch mit solchen Verfahren, die heute nur im Labor- oder Pilotmaßstab erprobt sind bzw. mit denen kaum Erfahrungen im technischen Maßstab vorliegen.

2 Definitionen

Unter reaktiver Wand (im englischen Sprachgebrauch Permeable Reactive Barrier; PRB) wird eine „passive in-situ Behandlungszone aus reaktivem Material, das bei dessen Durchströmung mit Grundwasser die darin enthaltenen Schadstoffe abbaut oder immobilisiert“ verstanden [3]. Reaktive Wände sind permanente, semipermanente oder ersetzbare Einheiten, die quer zur Ausbreitungsrichtung einer Schadstoffbahn im Grundwasser errichtet werden. Der Transport der Schadstoffe beruht auf natürlichen, auf die Reaktormaterialien gerichteten Gradienten. Diese Materialien sorbieren, präzipitieren (fällen aus) oder entfernen chlorierte Schadstoffe, Metalle, Radionuklide und andere Schadstoffe bzw. führen zu deren Abbau.

reaktive Wand

Verfahren, bei denen vergleichbar der reaktiven Wand in einer senkrechten Ebene (Transekte) quer zur Schadstoffausbreitungsrichtung durch Injektion von Supplementen (Elektronenakzeptoren/-donatoren wie z. B. ORC[®] und HRC[®] [4], Nährsalzen oder sog. Nanoscale Iron, d.h. Eisenpartikel mit einem Durchmesser in nm-Bereich) eine abbauaktive Zone etabliert wird, werden nicht zu den reaktiven Wänden, sondern zu den biologischen In-situ-Sanierungen gezählt. Für diese Verfahren hat sich die Bezeichnung „In-situ reaktivierte Zone“ (IRZ; In-situ Reactive Zone) eingebürgert [5].

Die reaktiven Wände werden, da eine Quellensanierung nicht stattfindet, zu den Sicherungsmaßnahmen gezählt, auch wenn in den Wandsystemen ein Abbau von Schadstoffen stattfindet. Dies sind Maßnahmen der Sanierung, mit denen die Ausbreitung der Schadstoffe langfristig verhindert oder vermindert wird, ohne die Schadstoffe zu beseitigen (§2 Absatz 7 Nr. 2 BBodSchG). Zu den Sicherungsmaßnahmen

Sicherungs-
maßnahme

zählen Sicherungsbauwerke (Oberflächenabdeckungen und -abdichtungen, Dichtwände) und verfahrenstechnische Anlagen (Fassungs- und Behandlungsanlagen für Wasser und Bodenluft).

Überwachung

Die Überwachung im Rahmen der Nachsorge umfasst sowohl die behördliche Überwachung als auch die Eigenkontrolle gem. § 15 BBodSchG. Die zuständige Behörde entscheidet, ob, in welcher Art und in welchem Umfang eine Überwachung erforderlich ist. Kriterien dafür sind insbesondere Schadstoffinventar und -potenzial, Schadstoffausbreitungsbedingungen, Sensibilität der Nutzungen und betroffenen Schutzgüter, Wahrscheinlichkeit einer konkreten Gefahr oder Ausmaß eines Schadens. Insgesamt umfasst die Überwachung alle einzelfallbezogenen Kontrollen von Sachverhalten und Entwicklungen, die zu Gefahren und Schäden führen können oder geführt haben [6]. Da im Fall von reaktiven Wänden sich die Überwachung über einen Zeitraum von in der Regel mehreren Jahrzehnten erstreckt, spricht man von Langzeitüberwachung.

3 Funktionsweisen reaktiver Wände

3.1 Einteilung der einzelnen Verfahren

Behandlung von Schadstofffahnen

Entsprechend ihrer Definition sind reaktive Wände emissionsorientierte Sanierungsansätze. Sie behandeln eine Schadstofffahne und nicht die Schadstoffquelle (Abb. 1). Es sind passive Systeme, die kein aktives Pumpen von Grundwasser und üblicherweise nach der Installation nur einen im Vergleich zu aktiven Sanierungsmaßnahmen geringeren Überwachungsaufwand erfordern.

hohe Permeabilität und Reaktivität

Reaktive Wände sind Einbauten in den Grundwasserleiter senkrecht zur Grundwasserfließrichtung. Die Einbauten weisen eine höhere Permeabilität (hydraulische Durchlässigkeit) auf als der umgebende Grundwasserleiter und besitzen durch den Einbau eines geeigneten Reaktormaterials eine Reaktivität, die zum Rückhalt/Abbau der Schadstoffe führt. Die reaktiven Wände sind so dimensioniert, dass sie das gesamte kontaminierte Grundwasser erfassen.

Funnel-and-Gate

Eine Sonderform der reaktiven Wand ist das Funnel-and-Gate. Dies ist ein System, bei dem das kontaminierte Grundwasser mittels undurchlässiger Wände (Dichtwände), dem sog. Funnel (Trichter), zu Gates (Toren) innerhalb der Dichtwand geleitet wird, in die Reaktoren eingebaut sind. Der Funnel muss so gebaut sein, dass er vom kontaminierten Grundwasser nicht um- oder unterströmt wird. Im idealen Fall bindet er in den Grundwasserstauhorizont ein. Sowohl reaktive Wände als auch Funnel-and-Gate können unter geeigneten Bedingungen als hängende Einbauten ausgebildet sein. In diesem Fall ist keine Einbindung in einen grundwassergeringleitenden bzw. -stauenden Horizont vorhanden. Eine weitere Sonderform der reaktiven Wand ist das Drain-and-Gate. Dabei werden anstatt nicht-durchlässiger Wände hydraulisch wesentlich durchlässigere Materialien (z. B. Kiese) in den Grundwasserleiter eingebaut. Das kontaminierte Grundwasser strömt bevorzugt in den besser durchlässigen Einbauten und wird auf diese Weise den Reaktoren innerhalb von Gates zugeleitet.

Drain-and-Gate

Tab 1: Gängige Reaktortechnologien (Auswahl)

Wandmaterial	Schadstoffe	Prozess	Entwicklungsstand
Organische Schadstoffe			
Fe ⁰ , Fe ⁰ /Al ⁰ , Fe ⁰ /Pd-Mischungen, Fe ⁰ /Pyrit-Mischungen	LCKW, FCKW, chlorierte Aromaten	Abiotische reduktive Dehalogenierung	Laborversuche, Pilotversuche, großtechnische Anwendung
Fe ⁰ und methanogene Bakterien	LCKW	Abiotische reduktive Dehalogenierung verbunden mit mikrobiellem Abbau	Laborversuche
Fe ⁰ /O ₂	TCE, cDCE, VC, BTEX	Abiotische reduktive Dehalogenierung und aerober mikrobieller Abbau	Pilotversuch
Zeolite und methanogene Bakterien	TCE	Sorption verbunden mit mikrobiellem Abbau	Laborversuche
Zeolite	MTBE, Chloroform, TCE	Sorption	Laborversuche
Oberflächenmodifizierte Zeolite	PCE, PAK	Sorption	Pilotversuch
Fe ⁰ /oberflächenmodifizierte Zeolite	PCE	Sorption, Reduktion	Laborversuche
OCR™ (Oxygen Release Compound)	BTEX	Oxidativer mikrobieller Abbau	Großtechnische Anwendung
Aktivkohle	PAK	Sorption, eventuell verbunden mit mikrobiellem Abbau	Großtechnische Anwendung
Anorganische Schadstoffe			
Fe ⁰	Cr ^{VI} O ₄ ²⁻	Reduktion zu geringlöslichem Cr ^{III} und Präzipitation	Großtechnische Anwendung
Oberflächenmodifizierte Zeolite	Cr ^{VI} O ₄ ²⁻	Sorption, Reduktion und Oberflächenpräzipitation (?)	Großtechnische Anwendung
Oberflächenmodifizierte Zeolite	Cd ²⁺ , Zn ²⁺	Kationenaustausch, Sorption	Laborversuch
Fe ⁰ /oberflächenmodifizierte Zeolite	Cr ^{VI} O ₄ ²⁻	Sorption, Reduktion	Laborversuch
Hydroxyapatit	Pb ²⁺	Bildung von Phosphatpräzipitaten	Pilotversuch
Hydroxyapatit	Cd ²⁺ , Zn ²⁺	Sorption, Copräzipitation	Pilotversuch
Eisenoxide	Cd ²⁺ , Zn ²⁺ , As ^{III/V}	Sorption an der Oberfläche	Pilotversuch
C _{org}	Cd ²⁺ , Zn ²⁺ , As ^{III/V}	Bildung von Metallsulfiden	Pilotversuch
C _{org}	Ni ²⁺	Bildung von Metallsulfiden	Großtechnische Anwendung
C _{org} (Sägemehl)	Nitrat	Mikrobielle Denitrifikation	Pilotversuch

In Tab. 1 sind die gängigen Reaktortechnologien und Schadstoffeliminierungsprozesse zusammengestellt.

Das Sanierungssystem „Reaktive Wand“ sowie seine Sonderformen kommen meist dann zur Anwendung, wenn der Aufbau des Grundwasserleiters wegen z. B. zahlreicher, z. T. unbekannter Einträge oder hoher Inhomogenitäten nicht mit anderen Verfahren zielgerichtet saniert werden kann.

Einsatzgebiete

3.2 Reaktormaterialien

3.2.1 Partikuläres Eisen

An der Oberfläche von nullwertigem Eisenmaterial (als Fe^0 bezeichnet) finden verschiedene Reaktionen statt, die im Zuge von Grundwassersanierungen genutzt werden können. Allen voran ist der Abbau von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) an der Oberfläche zu nennen. Der Abbau der chlorierten Ethene erfolgt ähnlich dem anaeroben mikrobiellen Abbau über eine reduktive Dechlorierung mit Ethen als Endprodukt. Wesentlich wichtiger und quantitativ bedeutender ist allerdings der parallel ablaufende Abbau mittels β -Eliminierung. Dabei werden zwei Chlor-Atome beim Abbau von PCE unter Bildung von Dichlorethin (= Dichloracetylen) entfernt. Chlorethin als Produkt der reduktiven Dechlorierung des Dichlorethins wird weiter zu nicht-chlorierten Endprodukten abgebaut.

**LCKW-Abbau
an Eisen**

Neben dem Abbau der LCKW an der Oberfläche von Fe^0 werden in der letzten Zeit immer mehr Reaktionen genutzt, die zu einem Rückhalt von Schwermetallen oder Halbmetallen führen. Weitere Details zu den Fe^0 -Reaktionen finden sich im Anhang 1.

3.2.2 Aktivkohle

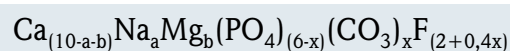
Bei der Sorption von Schadstoffen an Aktivkohle ist die Reaktionskinetik diffusionskontrolliert. Der kritische Parameter ist somit die Kontaktzeit des Grundwassers mit der Aktivkohle. Neben den Schadstoffen sorbieren auch andere Grundwasserinhaltsstoffe (z. H. Huminstoffe) an die Aktivkohle und belegen Sorptionsplätze. Zusätzlich kann der Zugang zu Sorptionsflächen auf der Oberfläche durch Coating (Oberflächenablagerungen) vermindert werden. Beide Effekte vermindern die Standzeit der Adsorberwand. Da sich Aktivkohle hervorragend als Aufwuchsfläche für Biomasse eignet, ist bei Adsorberwänden mit einer zunehmenden Verminderung der hydraulischen Durchlässigkeit und Sorptionskapazität aufgrund der Bildung von Biomasse (Bioclogging) zu rechnen. Dem steht dann allerdings ein effektiver Abbau der Schadstoffe auf der Aktivkohle gegenüber.

**Sorption an
Aktivkohle**

**Verminderung
der Standzeit**

3.2.3 Mineralien

Unter den Mineralien besitzen z. B. Apatit und Zeolite eine Rückhalteeigenschaft für Schwermetalle. Apatit, mit der empirischen Formel

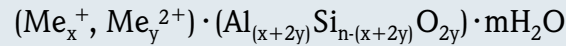


Apatit

ist ein Phosphatmineral. Mit den Metallen Pb, Cd, Cu, Zn und U bildet es sekundäre, gering lösliche Phosphatpräzipitate.

Zeolite

Zeolite sind Aluminumsilikate. Neben ca. 50 bekannten natürlichen Zeoliten werden derzeit etwa 150 künstliche Formen (oberflächenmodifizierte Zeolite) hergestellt. Zeolite weisen eine positive Ladung auf, die mit Na^+ , K^+ , Ca^{2+} oder Mg^{2+} (= Me^+ , Me^{2+}) koordiniert sein können. Die generelle Struktur der Zeolite ist:



Zeolite sind porös mit Kanälchen von 0,8–1,0 nm Durchmesser. Die Bindung der Schwermetalle erfolgt über einen reversiblen Kationenaustausch². Verschiedene Zeolite weisen eine unterschiedliche Selektivität auf. Neben dem Kationenaustausch auf der Oberfläche können die Schwermetalle in die Kanälchen hineindiffundieren, die Reversibilität ist dann eingeschränkt, was zu einer besseren Bindung der Schadstoffe führt. Die Reversibilität ist abhängig von der Größe der Mineralienkanälchen sowie dem Kationenradius. Der Erfolg der Grundwasserreinigung ist letztlich abhängig von der Stärke des initialen (anfänglichen) Bindungskomplexes, aber auch von der Bindungskapazität des Materials. Beides wird von der Chemie des Grundwassers beeinflusst [23].

Aluminumsilikate

Metasorb[®], ein Produkt auf der Basis chemisch modifizierter Aluminumsilikate bindet alle Schwermetalle. Hierfür sind nach Herstellerangaben vier verschiedene Reaktionsmechanismen verantwortlich:

1. Ionenaustausch (verantwortlich für etwa 10 % der Rückhaltekapazität, „schiebt“ aber die Schadstoffe ins Kristallgitter)
2. Adsorption (reversibel)
3. Nukleation (Bildung von Metallhydroxiden, die im Kristallgitter präzipitieren)
4. Kristallisation.

Während die ersten beiden Prozesse rasch verlaufen und reversibel sind, führen die letzten beiden, vergleichsweise langsamen Prozesse zu einer irreversiblen Bindung der Schwermetalle. Die Reihenfolge der Sorption ist $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Hg} > \text{Ni} > \text{As}$. Geringe pH-Werte scheinen die Sorptionsstärke zu vermindern.

3.2.4 Organisches Material

Kohlenstoffquelle für Mikroorganismen

Organisches Material (C_{org}) als Reaktormaterial dient in erster Linie der Versorgung von Mikroorganismen mit einer Kohlenstoffquelle. Ferner dient es als Quelle für erforderliche Wachstumsstoffe (u. a. Nährsalze) sowie als zusätzliche Mikroorganismenquelle. Folglich können alle mikrobiologisch katalysierten Reaktionen genutzt werden, die einer Kohlenstoffquelle bedürfen. Zu diesen Prozessen zählen prinzipiell:

- Zehrung von Elektronenakzeptoren wie z. B. Nitrat
- Präzipitation (Fällung) von Schwermetallen und Halbmetallen als Metallsulfide bei ausreichender Sulfatkonzentration im Grundwasser.

Details zur Nutzung von C_{org} -Reaktoren finden sich im Anhang 2.

² Zeolite besitzen netto eine negative Ladung auf der Oberfläche.

3.2.5 Eisenhydroxid

Eisenhydroxid eignet sich z. B. zur Entfernung des Halbmetalls Arsen, welches aufgrund seines dem Eisen vergleichbaren Verhaltens (mobil in der reduzierten Form) mit vielen anderen Verfahren nur schlecht entfernbar ist. Unter aeroben Bedingungen kann Arsen mit Eisenhydroxid kopräzipitiert (mitgefällt) werden, es wird $\text{Fe}^{\text{III}}\text{As}^{\text{V}}\text{O}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ gebildet. Der Fe-As-Komplex weist eine sehr geringe Löslichkeit auf ($K_{\text{p,s}} = 7,7 \cdot 10^{-21}$). Eine ähnliche geringe Löslichkeit zeigt $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$ auf ($K_{\text{p,s}} = 6,8 \cdot 10^{-19}$ [35]). Erforderlich ist hierfür, dass Arsen vollständig als As^{V} vorliegt. Als weitere Voraussetzungen muss der pH-Wert >5 betragen und Fe^{III} im 3- bis 4-fachen Überschuss vorliegen. Daneben dürfen keine reduzierenden Bedingungen vorliegen. Das Präzipitat muss in regelmäßigen Abständen aus der reaktiven Wand entfernt werden.

Entfernung
von Arsen

3.2.6 Sonderformen

Nachfolgend werden reaktive Wände, bei denen gegenwärtig im technischen Maßstab keine oder nur sehr geringe Erfahrungen und Kenntnisse vorliegen, als Sonderformen zusammengefasst. Hierzu zählen neben bautechnischen Sonderformen (feststofffreie Wände, Multi-Barrier) auch nur selten eingesetzte Reaktormaterialien (z. B. Huminstoffe zur Adsorption).

Eine Sonderform ist die feststofffreie reaktive Wand. Hierbei wird durch bauliche Maßnahmen ein feststofffreier Bereich quer zur Grundwasserausbreitung geschaffen. Innerhalb dieses Bereiches kann z. B. Sauerstoff durch Injektion in das Grundwasser eingetragen werden [20].

feststofffreie
reaktive Wand

Komplexe Schadstoffgemische, wie z. B. Deponieeluate mit den Hauptschadstoffgruppen Schwermetalle, LCKW und BTEX erfordern verschiedene Behandlungsverfahren. Dies kann z. B. durch die sog. Multibarrier-Technik gelöst werden. Dabei werden zwei verschiedenartige Wandmaterialien hintereinander geschaltet. Im vorliegenden Fall könnte die komplexe Schadstoffmischung durch z. B. Fe^0 (LCKW) und eine biologische aktive Wand mit O_2 - und/oder Nitrat-Eintrag (BTEX) behandelt werden. Die Sauerstoffeinmischung kann bei Vorliegen hoher Konzentrationen an gelöstem Eisen zu signifikanten unerwünschten Eisenpräzipitationen führen. Sauerstoff kann auf verschiedene Weise bereitgestellt werden. Neben der Injektion in einer feststofffreien Wand kann ORC[®] als Sauerstofflieferant verwendet werden. Daneben kann Sauerstoff über Diffusionsschläuche bereitgestellt werden. Die semipermeablen Schläuche werden innerhalb der Wand verlegt. Durch Anlegung eines hohen Sauerstoffdruckes diffundiert dieser durch den Schlauch hindurch und mischt sich in das Grundwasser ein. Nitrat muss entweder in gelöster Form kontinuierlich in den Bereich der Wand dosiert werden oder als Festsubstanz, die Nitrat langsam freisetzt, eingebaut werden. In [23] wird eine Mischung aus NaNO_3 , K_3PO_4 , Flugasche, Sand und Wasser als „Nitrate Releasing Compound“ bezeichnet. Erfahrungen liegen bei der Multibarrier-Technik bislang nur im Labormaßstab vor [36].

Multibarrier-Technik

Huminstoffe besitzen eine hohe Anzahl funktioneller Gruppen mit der Kapazität zum Kationenaustausch (z. B. zur Bindung von zweiwertigen Metallionen, Me^{2+}), zum Anionenaustausch (z. B. zur Bindung von MeO^-) und zu Sorption nicht-polarer organischer Substanzen. Bei den Huminstoffen kann nur die nicht-lösliche Fraktion als Reaktormaterial verwendet werden [23].

Huminstoffe als
Reaktormaterial

Kalk (CaO) oder Kalkstein (CaCO₃) können zur pH-Wert-Neutralisierung dem reaktiven Wandmaterial zugegeben werden. In dieser Funktion dienen sie auch als „präzipitierende Agentien“ (d. h. sie fördern die Fällung durch pH-Wert-Anhebung) [23] von z. B. Schwermetallen in sauren Grubenwässern.

4 Überwachung der Funktionsfähigkeit reaktiver Wände

4.1 Zielsetzung der Überwachung

Überwachungszeitraum

Bei bautechnischen Sicherungsmaßnahmen wie z. B. Dichtwänden endet die Sanierungsphase nach Erstellung und Abnahme der Sicherungsbauwerke, und die Nachsorgephase umfasst den gesamten erforderlichen Zeitraum der Funktionskontrolle und Überwachung im Hinblick auf den Nachweis der Wirksamkeit des Sicherungsbauwerkes (Langzeitüberwachung). Bei einer hydraulischen Sicherung mittels bautechnisch hergestellter durchströmter Wände ist eine vergleichbare Einstufung sinnvoll, d. h. auch hier kann die gesamte Betriebsphase nach Erstellung und Abnahme der durchströmten Wand bzw. von Funnel-and-Gate nach einer ersten Funktionsprüfung der Langzeitüberwachung zugeordnet werden [6].

Überwachung der hydraulischen Situation

Bei der Überwachung von reaktiven Wänden steht neben der Kontrolle der Funktionalität des Bauwerkes und der Wirksamkeit des Reaktormaterials insbesondere die Überwachung der hydraulischen Situation im Vordergrund. Es muss über einen sehr langen Zeitraum – auch bei sich ändernden hydrogeologischen Bedingungen – sichergestellt sein, dass das kontaminierte Wasser die reaktive Wand durchströmt und nicht umfließt oder bei hängenden Wänden unterfließt. Die Überwachung der Wirksamkeit schließt nicht nur die Kontrolle eines zuverlässigen Rückhalts der Schadstoffe innerhalb der reaktiven Wand, sondern auch Inaktivierungen bzw. Verschlechterungen der Reaktivität des Wandmaterials ein. Wesentliches Element der Überwachung ist das Messstellennetz.

4.2 Messstellennetz

Anordnung der Messstellen

Die Messstellen müssen so angeordnet sein, dass alle in Kapitel 3 diskutierten Prozesse hinreichend erfasst werden können. Dies bedingt nicht nur Messstellen im Zu- und Abstrom sowie gestaffelt im Abstrom, sondern auch seitlich angeordnete Messstellen und Messstellen innerhalb des Reaktors.

Die Errichtung mehrerer Grundwassermessstellen quer zur Grundwasserfließrichtung ist notwendig, da eine Schadstofffahne in der Transekte sehr unterschiedliche Konzentrationen aufweist³. Desweiteren ist dies auch aufgrund möglicher Inhomogenitäten des Reaktormaterials und des Untergrundes erforderlich.

³ Die Auslegung der reaktiven Wand erfolgt auf den Bereich mit der höchsten Konzentration (in der Regel Fahnenachse).

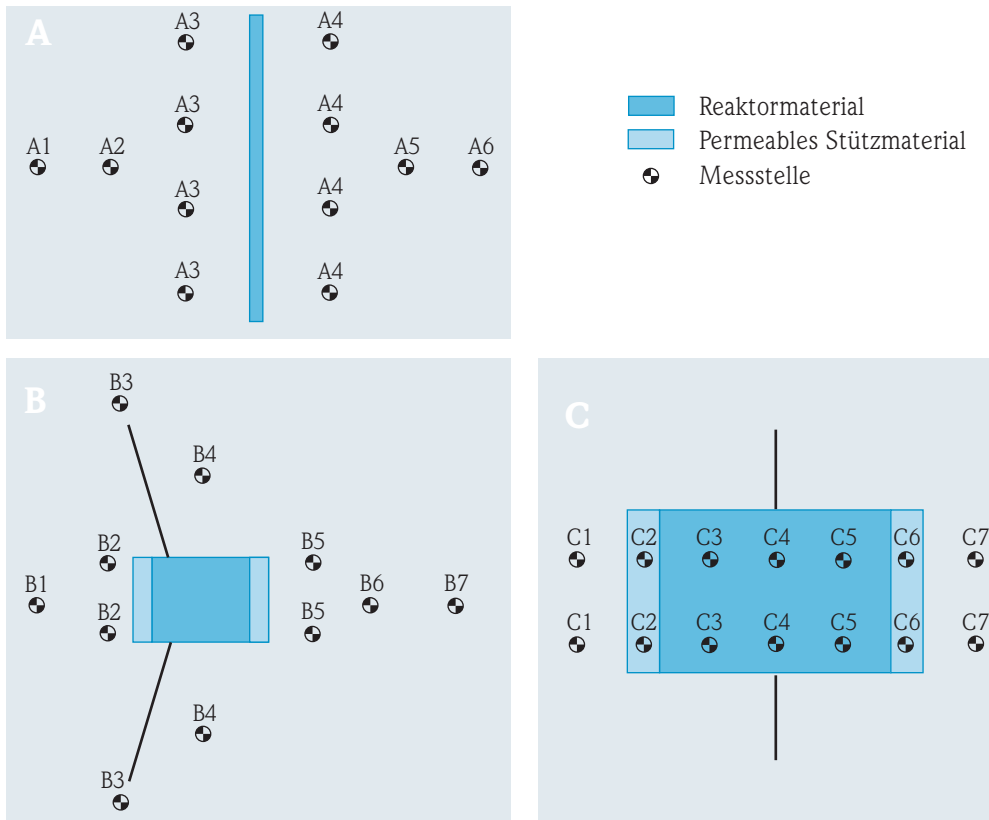


Abb. 2: Anordnung der Messstellen (Aufsicht): (A) im Umfeld einer vollflächigen reaktiven Wand, (B) im Umfeld eines Funnel-and-Gate, (C) innerhalb des Reaktors (Gate) und im nahen Umfeld (Die eingezeichneten Messstellen (zumindest eine Auswahl) sollten als Messstellenbündel mit Verfilterungen in unterschiedlichen Tiefen ausgebaut sein.); C ist ein Detail von B.

erner erfordert die Möglichkeit des Auftretens von Inhomogenitäten sowohl innerhalb des Reaktors [37] als auch außerhalb eine tiefendifferenzierte Probennahme. Dazu ist der Einbau von Messstellenbündeln mit Filterstrecken von ≤ 1 m oder von hochspezialisierten, derzeit noch in der Entwicklung befindlichen Mehrfach-Messstellen notwendig. Messstellen innerhalb des Reaktors können kleinkalibrig sein (z. B. $\varnothing_i \leq \frac{3}{4}$ "). In Abb. 2 ist ein Messstellennetz für Funnel-and-Gate sowie für volldurchströmte Wände vorgeschlagen. Die Messstellen sind so angeordnet, dass mit ihnen neben Inhomogenitäten auch unterschiedliche Prozesse im Zustrom und entlang der Abstromlinie erfasst werden können.

Die Messstellen bzw. die Filterstrecken müssen so angeordnet sein, dass ein Umfließen, Unterfließen oder Überfließen der reaktiven Wand erkannt werden kann. Die Messstellen direkt zustromig oder abstromig der Wand sollen soweit entfernt sein, dass bei der Beprobung kein Wasser aus der Wand gezogen wird, andererseits aber so nah, dass die Effekte der Wand ohne Überprägung durch die Eigenschaften des Grundwasserleiters gemessen werden können.

Darüber hinaus ist bei der Anordnung der Messstellen der Typ des Reaktors zu berücksichtigen. Bei hängenden Reaktoren müssen ausgewählte Messstellen den Bereich unterhalb des Reaktors erfassen, so dass geprüft werden kann, ob die Schadstoffe den Reaktor unterfließen. Spezialbauten wie z. B. liegende Reaktoren oder Reaktoren mit Kollektoren und Verteilern [20] erfordern eine spezielle Anordnung von Messstellen, so dass deren Funktionalität geprüft werden kann. In Abb. 3 ist bei-

tiefendifferenzierte Probennahme

Umfließen der reaktiven Wand

Berücksichtigung des Reaktortyps

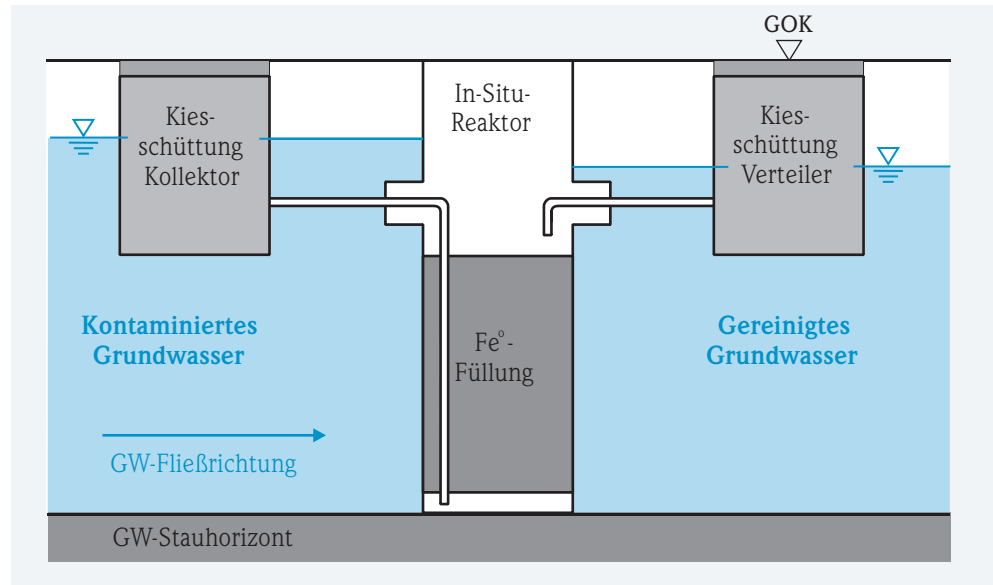


Abb. 3: Sonderform eines Reaktors: Reaktoren mit Kollektor und Verteiler.

spielhaft ein derartiger Reaktortyp gezeigt. Hier sperrt der Reaktor (begleitet von Dichtwänden) den Grundwasserstrom ab. Auf der Zustromseite wird das Grundwasser aufgestaut. Der Wasserdruck befördert das Grundwasser vertikal durch den Fe^0 -Reaktor. Die Kiesschüttungen des Kollektors und des Verteilers erleichtern im Wesentlichen den Grundwasserfluss.

Teil der Langzeitüberwachung ist auch das Instandhalten des Messstellennetzes und gegebenenfalls sonstiger Messstelleneinrichtungen.

4.3 Bauabnahme und erste Funktionsprüfung

Bauabnahme

Die Methoden zur Bauabnahme und erster Funktionsprüfung sind prinzipiell identisch mit den im Zuge der Langzeitüberwachung reaktiver Wände anzuwendenden Methoden. Nach dem Errichten des Bauwerkes „Reaktive Wand“ oder „Funnel-and-Gate“ muss zunächst überprüft werden, ob die Bauwerke in ihrer geplanten Lage richtig errichtet wurden und ob sie ihre hydrogeologische Funktion (Dichtigkeit der Wand, Permeabilität des Reaktors) erfüllen. Zur Prüfung der Lage stehen geophysikalische Methoden (Messung der natürlichen Gamma-Strahlung, der elektrischen Leitfähigkeit, des elektrischen Widerstandes sowie Cross Borehole Tomography und Oberflächenradar) zur Verfügung [20]. In diesem Zusammenhang mit der Prüfung der Dichtigkeit sei auch auf die Arbeitshilfe „Langzeitüberwachung und Funktionskontrolle von technischen Sicherungsbauwerken (Dichtwandumschließung)“ verwiesen.

Prüfung der hydraulischen Funktionalität

Zur Prüfung der hydraulischen Funktionalität des Bauwerkes sollte ferner vor dem Bau der reaktiven Wand und unmittelbar danach das hydrogeologische System anhand von Grundwassergleichenplänen ermittelt werden. Darüber hinaus sollte direkt nach dem Bau der reaktiven Wand ein Tracerversuch zur Ermittlung der hydraulischen Bedingungen innerhalb des Reaktors bzw. Reaktorbauwerkes durchgeführt wer-

den. Dies dient zur Feststellung der Anfangssituation. Die Ergebnisse später durchgeführter Tracerversuche können dann mit der Anfangssituation verglichen werden.

Es muss sichergestellt sein, dass der Tracer keinen Umsetzungen innerhalb des Reaktors unterliegt. Als Tracer dürfte in den meisten Fällen Bromid (Br^-) geeignet sein. Bei Fe^0 -Reaktoren wird die Eignung von Bromid jedoch unterschiedlich bewertet. In einigen Fällen verhält sich Bromid als idealer Tracer [38], in anderen wird es retardiert [24]. Als optimaler nicht-reaktiver Tracer wird das radioaktive Wasserstoffisotop Tritium (^3H) vorgeschlagen [24]. Allerdings wäre das nicht-radioaktive Deuterium (^2H) wegen höherer Akzeptanz besser geeignet. Es ist aber nicht ausgeschlossen, dass sowohl Tritium als auch Deuterium einer mikrobiellen Zehrung unterliegen (vgl. Kapitel 3.2.1). Bromid als Tracer dürfte letztlich der beste Kompromiss sein.

Da es beim Füllen des Reaktors zu Entmischungen vor Reaktormaterialmischungen (z. B. Fe^0 /Sand) kommen kann, sind vertikal unterschiedliche Tracer-Durchbrüche zu erfassen. Der Tracer sollte in der Aufgabestelle daher über die gesamte, durch die Messstelle erfasste Vertikale des Grundwasserleiters eingemischt werden. Die Grundwasserentnahme abstromig der Wand darf den Tracer-Transport nicht wesentlich stören; gut geeignet sind dauerhaft in die Messstelle in verschiedenen Tiefen eingehängte Detektoren (z. B. Elektroden zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit).

4.4 Langzeitüberwachung

4.4.1 Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Bauwerkes

Im Zuge der Langzeitüberwachung ist eine regelmäßige Überprüfung des Bauwerkes durchzuführen. In erster Linie wird dabei der Frage nachgegangen „Ist die Dichtwand stets dicht?“. Die hierfür zur Verfügung stehenden Methoden sind neben hydraulischen Prüfungen (vgl. Kapitel 4.4.2) die bereits in Kapitel 4.3 genannten Verfahren.

Zur Prüfung der Funktionsfähigkeit des Bauwerkes gehören auch visuelle Prüfungen der Geländeoberfläche in der Achse der Wand im Hinblick auf Setzungen oder Beschädigungen; diese sind mindestens einmal jährlich bei einer Begehung vorzunehmen. Gegebenenfalls sind an dem Wandbauwerk bzw. den Leitwänden und Reaktoren Reparaturen durchzuführen.

4.4.2 Einfluss von veränderlichen hydraulischen Bedingungen

Während der Lebensdauer der reaktiven Wand kann es zu signifikanten Änderungen in den hydraulischen Bedingungen am Standort kommen; diese werden zwar bereits in der Regel im Planungsstadium mit Hilfe von Prognosen unter Verwendung des erstellten Grundwasserströmungsmodells geschätzt, sind aber auch langfristig zu überwachen. Verschiedene, oft saisonal bedingte Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten an verschiedenen Stellen der reaktiven Wand können unterschiedliche Aufenthaltszeiten verursachen. Oft treten auch saisonale Richtungsänderungen des Grundwassers, insbesondere in Flussnähe auf [39]. Dies kann im schlimmsten Fall zu einem (teilweisen) Umströmen der reaktiven Wand führen. Saisonale Einflüsse können auch die Höhe des Grundwasserspiegels betreffen. In ungünstigen Fällen kann der Grundwasserspiegel soweit absinken, dass ein unerwünschter Zutritt von Sauerstoff in die

Auswahl
geeigneter Tracer

Geländebegehung

Änderungen der
Grundwasser-
hydraulik

Überwachung der Grundwasserstände

Reaktor-Packung (z. B. bei Fe^0 - oder C_{org} -Reaktoren) über die Bodenluft erfolgen kann [40]⁴. Aus diesen Betrachtungen wird deutlich, dass eine intensive Überwachung der hydrogeologischen Bedingungen erforderlich ist. Dies erfolgt in der Regel durch vergleichende Überprüfung der Grundwasserstände in allen vorhandenen Messstellen, insbesondere im Zustrom, innerhalb der Wand und im Abstrom. Ziel der Überprüfung ist, ob

- der hydraulische Gradient durch die Wand hindurch stets aufrechterhalten bleibt und
- die Grundwasserströmungsverhältnisse im Umfeld der Wand den Ergebnissen und den Prognosen des im Planungsstadium verwendeten Grundwasserströmungsmodells entsprechen.

Überwachungshäufigkeit

Kontrollen der Wasserstände im Hinblick auf die Veränderung der Grundwasserhydraulik durch die Wand sind im ersten Überwachungsjahr in einem sehr kurzen zeitlichen Abstand (z. B. monatlich, gegebenenfalls auch on-line mit Hilfe von Grundwasserstandsschreibern [Datalogger]), in der Folgezeit 3- bis 6-mal jährlich, später deutlich seltener (z. B. jährlich) vorzunehmen.

Grundwasserströmungsmodell

Ergeben sich aufgrund der Messwerte Abweichungen von den mit Hilfe des Grundwasserströmungsmodells prognostizierten Bedingungen, so ist eine Validierung und Modifizierung des Modells vorzunehmen. Mit einer Prognose ist zu überprüfen, ob die reaktive Wand auch künftig unter den gegebenen hydraulischen Bedingungen funktionieren kann.

4.4.3 Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Reaktormaterials

Veränderungen des Reaktormaterials

Ziel dieser Prüfungen ist es, Änderungen innerhalb des Reaktormaterials, die eine Auswirkung auf dessen Wirksamkeit bzw. hydraulische Permeabilität haben, zu erkennen und gegebenenfalls korrigierend einzugreifen, um somit eine Durchströmung des reaktiven Materials aufrecht erhalten zu können. Zu diesen Änderungen zählen im Wesentlichen:

- Absacken, Verdichten des Schüttungsmaterials,
- Ausfällungen,
- Bildung von H_2 -Gasblasen,
- Biofouling/Bioclogging.

Ausbildung bevorzugter Fließwege

Ausfällungen vermindern die Porengröße. Dadurch wird die Strömungsgeschwindigkeit erhöht und die Retentionszeit vermindert. Dies kann zu einem unvollständigen Abbau führen. H_2 -Gasblasen haben die gleichen, aber bei Fe^0 -Reaktoren weitaus stärkeren Effekte wie Ausfällungen. Beide Effekte, Ausfällungen und H_2 -Gasblasen, treten meist nicht homogen verteilt auf; dadurch kann es zur Ausbildung bevorzugter Fließwege kommen. Auch ungleichmäßige Schüttung des Reaktormaterials begünstigt die Ausbildung bevorzugter Fließwege. Dies bedeutet, dass die meisten Effekte letztlich über eine Änderung der hydrogeologischen Bedingungen und/oder anhand der Schadstoffanalytik an Proben aus den Überwachungsmessstellen erkannt werden können.

⁴ Im optimalen Fall wird bereits durch eine entsprechende Baukonstruktion verhindert, dass sich solche Effekte nachteilig auf die Funktionsweise der Wand auswirken können.

Zur Überprüfung der hydrogeologischen Bedingungen ist die Durchführung von Tracertests (vgl. Kapitel 4.3) oder von Pumpversuchen zu empfehlen. Zum Beispiel kann mittels Pumpversuchen abstromig des Reaktors bei einem geeigneten Messstellennetz die Permeabilität in verschiedenen Bereichen des Bauwerkes überprüft werden. Dies ist an dem in Abb. 4 gezeigten Beispiel verdeutlicht. Anhand der Grundwasserstände in den einzelnen Messstellen kann erkannt werden, dass die hydraulische Blockade im Bereich des Übergangs vom Stützbauwerk zum eigentlichen Reaktormaterial liegt. Bei solchen Pumpversuchen ist jedoch besondere Vorsicht geboten. Eine Entwässerung der Reaktorfüllung kann den Zutritt von Sauerstoff aus der ungesättigten Bodenzone erleichtern und dann zu irreversiblen Oxidationen/Verbackungen führen. Optimalerweise wird die Reaktorfüllung bei einem solchen Pumpversuch mit einem inerten Gas (z. B. N_2 oder Argon) gespült.

Wird bei dem Pumpversuch zustromig der Wand ein Tracer zugegeben, spricht man von Forced Gradient Tracer Tests. Mit Hilfe von reaktiven und nicht reaktiven Tracern kann man die Reaktivität des Reaktors von seinen hydraulischen Eigenschaften unterscheiden [39].

Sobald das Reaktormaterial erschöpft ist, oder wenn die Funktionsprüfung irreparable Schäden ergibt, muss das Reaktormaterial ausgetauscht werden. Unter Umständen können auch Reparaturen zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit dienen. Eine in-situ-Regenerierung von Reaktormaterialien ist nach gegenwärtigem Kenntnisstand nur eingeschränkt möglich. Ein Entfernen von H_2 kann mit Unterdruck versucht werden; zur Reaktivierung der Oberfläche kann der Reaktor mit HCl gespült werden. Die HCl-Spülung ist jedoch nicht langfristig effektiv. In [1] wird berichtet, dass über einen Beobachtungszeitraum von fast 10 Jahren dies für Fe^0 -Reaktoren auch nicht erforderlich sei; es waren keine drastischen Abnahmen der hydraulischen Durchlässigkeiten zu beobachten. Unzureichende Permeabilitäten seien

Überprüfung der Permeabilität mit Pumpversuchen

Forced Gradient Tracer Tests

Austausch Regenerierung des Reaktormaterials

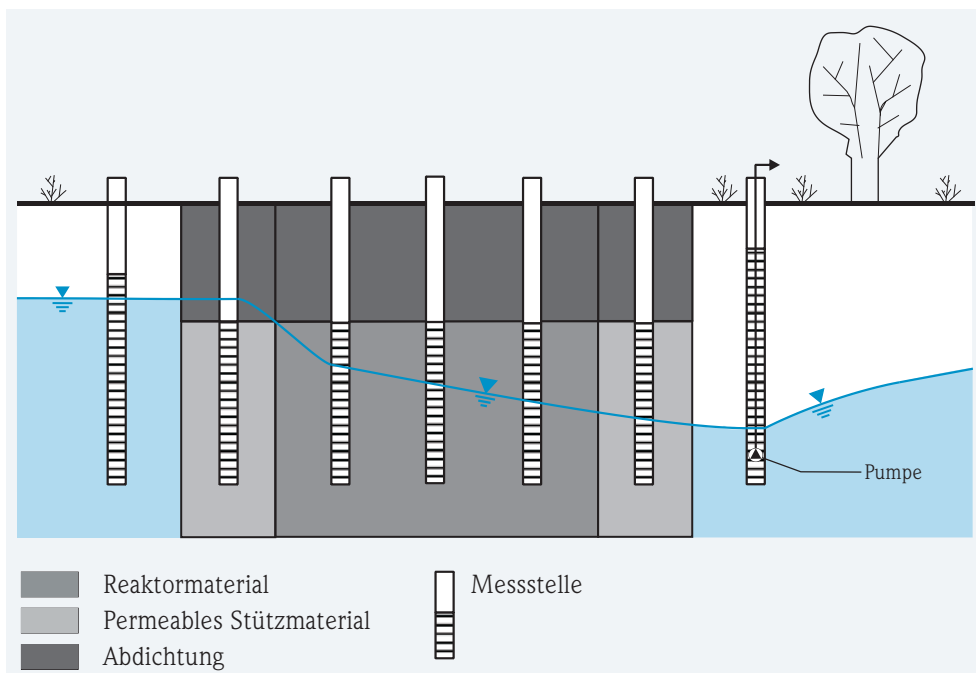


Abb. 4: Pumpversuche abstromig eines Reaktors (die Anordnung der Messstellen entspricht dem in Abb. 2c gezeigten Beispiel).

meist auf bautechnische/hydraulische Probleme zurückzuführen. Diese Angaben bleiben jedoch zu verifizieren.

Überprüfung des Reaktormaterials

Sollte jedoch der Verdacht bestehen, dass die verwendeten Reaktormaterialien eine unzureichende Wirksamkeit aufweisen, kann es in Einzelfällen sinnvoll sein, mittels Sondierungen Materialproben zu entnehmen und Materialuntersuchungen im Hinblick auf die Reaktivität, das Rückhaltevermögen oder die hydraulische Leistungsfähigkeit zur Kontrolle der im Planungsstadium gestellten Anforderungen durchzuführen. Methoden wie XRD (Röntgendiffraktometrie) oder REM (Rasterelektronenmikroskopie) können Auskunft über die mineralische Zusammensetzung (u.a. mineralische Oberflächen-Ablagerungen) des Reaktormaterials geben. Für nicht-mineralische Reaktormaterialien sind entsprechende Untersuchungen erforderlich.

Das Monitoring sollte über die Funktionsprüfung hinaus ergänzt werden durch eine

- Bilanzierung und
- Überprüfung der Grundwasserchemie.

Bilanzierung des Schadstoffabbaus

Bei der Bilanzierung sollte versucht werden, bei abiotischen und biotischen Abbaureaktionen die Endprodukte möglichst in stöchiometrischen Konzentrationen nachzuweisen. Bei den chlorierten Kohlenwasserstoffen sind die Abbauprodukte die geringer chlorierten Metabolite und nicht-chlorierten Endprodukte. Wegen der hohen Flüchtigkeit der Verbindungen Ethen und Ethan ist deren genaue Quantifizierung sehr schwierig und letztlich die Bilanzierung oft problematisch. Bei nicht-chlorierten Kohlenwasserstoffen kann das Abbauprodukt (CO_2) über den gesamten anorganischen Kohlenstoff (TIC) erfasst werden. Eine Abnahme des TIC über die Zeit deutet bei gleich bleibenden Schadstoffkonzentrationen im Zulauf auf eine abnehmende Abbauproduktivität hin [24].

Überwachung der Grundwasserchemie

In regelmäßigen Abständen kann die gesamte Grundwasserchemie zustromig und abstromig des Reaktors überprüft werden. Mit Hilfe von Rechenmodellen (z. B. PHREEQC2 oder MINTEQA2) können Gleichgewichtsreaktionen berechnet werden. Damit kann erkannt werden, ob bei sich ändernden Konzentrationen der Analyten bestimmte Stoffe zur Ausfällung neigen. Diese Prüfungen sind jedoch sehr aufwändig, da alle chemischen Randbedingungen bekannt sein müssen.

Oft werden reaktive Wände nicht am Fahnenende sondern innerhalb der Fahne installiert. Nach dem Bau der Wand werden dann noch über einen gewissen Zeitraum im Abstrom der Wand noch relativ hohe Schadstoffkonzentrationen festgestellt. Dies beruht darauf, dass wegen der verringerten Konzentration der Schadstoffe in der Wasserphase nun die an die Bodenmatrix sorbierten Schadstoffe wieder desorbieren⁵ und abströmen. Dieser Prozess ist solange zu beobachten bis das bodengebundene Schadstoffinventar aufgebraucht ist.

4.4.4 Überwachung des Gaspfades

Bei reaktiven Wänden können entstehende Gase in die Bodenluft ausgasen. Dies ist insbesondere bei Fe^0 -Reaktoren und C_{org} -Reaktoren der Fall. Im ersten Fall ist die Frei-

⁵ Umkehr des Konzentrationsgradienten.

setzung von Wasserstoff (H₂), im zweiten Fall die Freisetzung von Schwefelwasserstoff (H₂S) in die Bodenluft möglich, jedoch nicht in signifikanten Konzentrationen wahrscheinlich. Je nach Bedarf sollte daher im Einzelfall eine Überprüfung der Gasentwicklung (indirekt mit Hilfe der Messung der H₂-Konzentration in dem ungesättigten Raum über der Reaktorfüllung über die Zeit) erfolgen.

Freisetzung von Wasserstoff

4.5 Monitoringprogramm

Ein Verstehen der Mechanismen, die Schadstofftransformation, Mineralisierung oder Immobilisierung innerhalb der reaktiven Zone kontrollieren, ist Voraussetzung zur Interpretation der Monitoring-Daten, da diese Daten Einsicht in die innerhalb des Reaktors ablaufenden Prozesse gewähren. Entsprechend vermitteln die Konzentrationsänderungen wie in Tab. 2 gezeigt Informationen über Präzipitierungen innerhalb der Wand. Die Übergangszone stellt einen begrenzten Bereich im Abstrom der Wand dar, in dem die innerhalb der Wand ablaufenden Prozesse „nachwirken“. Am Beispiel eines Fe⁰-Reaktors sind in der Übergangszone im Vergleich zum weiteren, unbeeinflussten Abstrom u. a. erhöhte pH-Werte, erniedrigtes Redoxpotenzial und eine erhöhte Konzentration von im Grundwasser gelöstem Wasserstoff (H₂) vorhanden.

Konzentrationsänderungen in der reaktiven Wand

Konzentrationsänderungen in der Übergangszone

Tab 2: Konzentrationsänderungen ausgewählter Analyten entlang der Fließrichtung durch die reaktive Wand am Beispiel einer Fe⁰-Wand [41]

Zustrom	Reaktive Wand	Übergangszone	Abstrom
Durch Kontamination beeinflusst	pH□ Ca ²⁺ ↓ Alkalinität□ (Fe ²⁺ □) E _h ↓	pH↓ CaCO ₃ Auflösung E _h □ Fe ²⁺ ↓	Hintergrund Konzentrationen

Das Grundwassermonitoring sollte unter Berücksichtigung einer tiefendifferenzier- ten Auflösung ausgelegt sein auf die Erkennung folgender Prozesse [43]:

- Abnahme der Reaktivität
- Abnahme der Permeabilität
- Abnahme der Aufenthaltszeit
- Auftreten von Strömungskurzschlüssen
- Auftreten von Undichtigkeiten im Funnel-Bauwerk.

Ziel des Monitorings

Im einfachsten Fall erfolgt dies durch Überwachung von Stoffkonzentrationen in den dem Messstellennetz zugehörigen Messstellen. Ein Mindestuntersuchungsprogramm hinsichtlich der zu behandelnden Schadstoffe und Metabolite/Endprodukte [42] sowie weiterer Untersuchungsparameter, die im Hinblick auf die Ermittlung biogeochemischer Prozesse von Bedeutung sind, ist in Tabelle 3 zusammengestellt.

Abhängig von den Ergebnissen des Monitorings können verschiedene weitere Untersuchungen wie in den vorangehenden Kapiteln diskutiert durchgeführt werden, um die Gründe für eine abnehmende Leistungsfähigkeit der reaktiven Wand zu ermitteln. In längeren Abständen (etwa jährlich) sollten Untersuchungen zur Erstellung einer Massenbilanz sowie zur Überprüfung der Grundwasserbeschaffenheit in Grundwasser messstellen im Zu- und Abstrom und gegebenenfalls innerhalb der Wand durchgeführt werden.

Untersuchungsprogramm

Tab 3: Mindestuntersuchungsprogramm für verschiedene Reaktortypen

Überwachungsparameter		Wandmaterial			
		Fe ⁰	Aktivkohle	Mineralien	Organisches Material
Schadstoffe					
LCKW		+	-	-	(+)
Nicht-chlorierte organische Schadstoffe		-	+	-	-
Schwermetalle, Metalloide		+	-	+	+
Nitrat		+	-	-	+
Metabolite und Endprodukte					
Ethan		+	-	-	(+)
Ethen		+	-	-	(+)
Ethin		(+)	-	-	-
Methan		-	+	-	+
Gesamter anorganischer Kohlenstoff	TIC	+	-	-	+
Gesamter organischer Kohlenstoff	TOC	-	-	-	(+)
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	-	+	-	+
Alkalinität		-	-	-	+
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	-	-	-	+
Nitrit	NO ₂ ⁻	+	-	-	+
Ammonium	NH ₄ ⁺	+	-	-	+
Erdalkalimetalle (Mg, Ca, Na, K)		-	-	+	+
Feldparameter					
Gelöster Sauerstoff	O ₂	+	+	+	+
Redoxpotenzial	E _h	+	+	+	+
pH-Wert	pH	+	+	+	+
Elektrische Leitfähigkeit	LF	+	+	+	+
Temperatur	T	+	+	+	+
Allgemeine Grundwasserinhaltsstoffe					
Calcium	Ca ⁺	+	-	+	-
Magnesium	Mg ²⁺	+	-	+	-
Chlorid	Cl ⁻	+	-	-	+
Phosphat	PO ₄ ³⁻	+	+	+	+
Hydrogencarbonat	HCO ₃ ⁻	+	+	+	+
Elektronenakzeptoren und Produkte					
Nitrat	NO ₃ ⁻	+	+	-	+
Nitrit	NO ₂ ⁻	+	+	-	+
Eisen ^{II}	Fe ²⁺	+	+	-	+
Mangan ^{II}	Mn ²⁺	+	+	-	+
Sulfat	SO ₄ ²⁻	+	+	-	+
Sulfid	S ²⁻	-	+	-	+
+ = erforderlich		- = nicht erforderlich		(+) = bedingt erforderlich	

Die Häufigkeit der Beprobung hängt von der Grundwasserabstandsgeschwindigkeit ab. Bei einer mittleren Grundwassergeschwindigkeit (ca. 0,5 m/d) kann als Faustregel eine Beprobung im Abstand von drei Monaten im ersten Jahr und eine halbjährliche Beprobung in den Folgejahren dienen. Liegen ausreichend Daten hinsichtlich der Wirksamkeit des Systems vor, was nach ca. fünf Jahren der Fall sein dürfte, kann das Überwachungsintervall auf ein Jahr verlängert werden. Beprobungshäufigkeiten abweichend von der o. g. Faustregel sind möglich. Grundlage dafür sind die Ergebnisse der vorhergehenden Beprobungen.

Wegen der Mobilisierung von Schadstoffen während des Baus des Systems sollten diese nicht direkt nach Fertigstellung, sondern frühestens drei Monate danach gemessen werden. Dies gilt nicht für die Grundwasserstände; diese können direkt vor und nach dem Bau gemessen werden.

**Untersuchungs-
häufigkeit**

**Beginn der
Überwachung**

5 Literatur

- [1] O'HANNESIN, S. (2003): 10 years of North American experience in granular iron PRB technology for VOC groundwater remediation. *ConSoil 2003, Proceedings*, 1568-1571.
- [2] BIRKE, V., BURMEIER, H., ROSENAU, D. (2004): Permeable reactive barriers (PRBs) in Germany and Austria: State-of-the-art report 2003. www.rubin.de.
- [3] GAVASKAR, A.R., GUPTA, N., SASS, B.M., JANOSY, R.J., O'SULLIVAN, D. (1998): Permeable Barriers for Groundwater Remediation – Design, Construction, and Monitoring. Battelle Press, Columbus, Ohio.
- [4] BORDEN, R.C., GOIN, R.T., KAO, C.-M. (1997): Control of BTEX migration using a biologically enhanced permeable barrier. *Ground Water Monit. Rem.* **17**, 70–80.
- [5] HELD, T.; BURDICK, J.S. (2003): Achieving site closure with the use of passive in-situ bioremediation techniques. 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 12–16 May 2003, Ghent, Belgium, Proceedings.
- [6] Arbeitskreis „Nachsorge“ im ITVA-Fachausschuss H 1-1 „Technologien und Verfahren“: Handlungsempfehlung H 1-1: Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten. Hrsg.: Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e. V. (ITVA). Berlin. Dezember 2003.
- [7] ARNOLD, W.A.; ROBERTS, A.L. (2000): Pathways and kinetics of chlorinated ethylene and chlorinated acetylene reaction with Fe(0) particles. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 1794–1805.
- [8] PENNELLY, J. P.; ROBERTS, A. L. (1998): Reaction of 1,1,1-trichloroethane with zero-valent metals and bimetallic reductants. *Environ. Sci. Technol.* **32**, 1980–1988.
- [9] WAN, C.; CHEN, Y.H.; WEI, R. (1999): Dechlorination of chloromethanes on iron and palladium-iron bimetallic surface in aqueous systems. *Environ. Toxicol. Chem.* **18**, 1091–1096.
- [10] DENG, B.; CAMPBELL, T.J.; BURRIES, D.R. (1997): Hydrocarbon formation in metallic iron/water systems. *Environ. Sci. Technol.* **31**, Nr. 4, 1185–1190.
- [11] DAHMKE, A.; BREMSTRAHLER, F.; SCHLICKER, O.; WÜST, W. (1997): Grundwasserrelevante Inhibierungsprozesse der LHKW-Dehalogenierung in Fe⁰-Reaktionswänden. *Grundwassersanierung 1997, Kongressband, IWS-Schriftenreihe, Bd. 28.*, Erich Schmidt Verlag, 324–341.
- [12] SCHÄFER, D., KÖBER, R., EBERT, M., DAHMKE, A. (2003): Effects of interspecies competition on the design of permeable reactive iron barriers. In: SCHULZ, H.D., HADELER, A. (Hrsg.), *Geochemical processes in soil and groundwater: measurement, modelling, upscaling*; GeoProc Bremen, March 4–7, 2002, Wiley-VCH, Weinheim, 138–148.
- [13] PARKIN, G.F.; WEATHERS, L.J.; NOVAK, P.J.; ALVAREZ, P.J.J. (1998): Enhanced anaerobic bioremediation using elemental iron. In: WILSON, T.E.: *Water Resour. Urban Environ., Proc. Natl. Conf. Environ. Eng.* (1998). Reston, Virginia: American Society of Civil Engineers, 1998, S. 128–133.
- [14] NOVAK, P.J.; DANIELS, L.; PARKIN, G.F. (1998): Enhanced dechlorination of carbon tetra-chloride and chloroform in the presence of elemental iron and *Methanosarcina barkeri*, *Methanosarcina thermophila* or *Methanosaeta concillii*. *Environ. Sci. Technol.* **32**, 1438–1443.
- [15] LIANG, L., KORTE, N., GU, B., PULS, R., REETER, C. (2000): Geochemical and microbial reactions affecting the long-term performance of in situ 'iron barriers'. *Advances in Environmental Research* **4**, 273–286.
- [16] GU, B., WATSON, D.B., WU, L., PHILLIPS, D.H., WHITE, D.C., ZHOU, J. (2001): Microbiological characteristics in a zero-valent iron reactive barrier. *Environ. Monitoring and Assessment* **77**, 293–309.
- [17] U.S. EPA (1998): NATO/CCMS Pilot Study: Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III): Treatment Walls and Permeable Reactive Barriers (Special Session 1998), Report-No. EPA 542-R-98-003
- [18] US EPA (1995): In Situ Remediation Technology Status Report: Treatment walls. Report-No. EPA 542-K-94-004.
- [19] U.S. EPA (1999): Field Application of In Situ Remediation Technology: Permeable Reactive Barriers, Report-No. EPA 542-R-99-002
- [20] US EPA (1998): Permeable Reactive Barriers – Technologies for Contaminant Remediation. Report-No. EPA 600-R-98-125.
- [21] MORRISON, S.J., METZLER, D.R., CARPENTER, C.E. (2003): Uranium precipitation in a permeable reactive barrier by progressive irreversible dissolution of zerovalent iron. *Environ. Sci. Technol.* **35**, 385–390.
- [22] MANNING, B.A., HUNT, M.L., AMRHEIN, C., YARMOFF, J.A. (2002): Arsenic(III) and Arsenic(V) reactions

- with zerovalent iron corrosion products. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 5455–5461.
- [23] SCHERER, M.M., RICHTER, S., VALENTINE, R.L., ALVAREZ, R.J.J. (2000): Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up. *Critical Review in Environ. Sci. Technol.* **30**, 363–411.
- [24] EBERT, M., KÖBER, R., PARBS, A., SCHÄFER, D., DAHMKE, A. (2003): Ionic tracers for the reactivity assessment of Fe0 PRB's. *ConSoil 2003, Proceedings*, 1581–1589.
- [25] EBERT, M., WEGNER, M., PARBS, A., PLAGENTZ, V., SCHÄFER, D., KÖBER, R., DAHMKE, A. (2003): Prognostizierte und tatsächliche Langzeitstabilität von Fe(0)-Reaktionswänden – Am Beispiel der Reaktionswand von Rheine nach 5-jähriger Betriebszeit. *Grundwasser 3/2003*, 157–168.
- [26] GIBERT, O., DE PABLO, J., CORTINA, J.-L., AYORA, C., URMENETA, J et al. (2003): Laboratory and field evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in-situ acid mine drainage treatment. *ConSoil 2003 Proceedings*, 1631-1640.
- [27] BATTAGLIA-BRUNET, F.; DICTOR, M.-C., GARRIDO, F.; CROUZET, C.; MORIN, D.; DEKEYSER, K.; CLARENS, M.; BARANGER, P. (2002): An arsenic(III)-oxidizing bacterial population: selection, characterization, and performance in reactors. *J. Appl. Microbiol.* **93**, 656–667.
- [28] NEWMAN, D.K.; BEVERIDGE, T.J., MOREL, F.M.M. (1997): Precipitation of arsenic trisulfide by *Desulfotomaculum auripigmentum*. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**, 2022-2028.
- [29] LUDWIG, R.; MOUNTJOY, K.; MCGREGOR, R.; BLOWES, D. (2000): Treatment of heavy metals using an organic sulfate reducing PRB. In: WICKRAMANAYAKE, G.B.; GAVASKAR, A.R.; CHEN, A.S.C. (Hrsg.): *Chemical Oxidation and Reactive Barriers: Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*. 2nd Int. Conf., Monterey, May 22–25, 2000, Battelle Press, Columbus, Ohio, 361–368.
- [30] WAYBRANT, K.R.; BLOWES, D.W.; PTACEK, C.J. (1998): Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of mine drainage. *Environ. Sci. Technol.* **32**, 1972–1979.
- [31] PALMISANO, A.; VAIRAVAMURTHY, M.A. (1999): Combined chemical and microbiological approaches to remediating metal and radionuclide contaminants. Workshop Report, U.S. Department of Energy.
- [32] BROOKINS, D.G. (1988): *Eh-pH-Diagrams for Geochemistry*. Springer.
- [33] LUDWIG, R.D.; MCGREGOR, R.G.; BLOWES, D.W.; BENNER, S.G.; MOUNTJOY, K.A. (2002): Permeable reactive barrier for treatment of heavy metals. *Ground Water* **40**, 59–66
- [34] BROOKS, R.R. (1998): Phytoremediation by volatilization. In: BROOKS, R.R. (Ed.): *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals*. Wallingford, UK, CAB International, 289–312.
- [35] LIBERTY, L.; POLEMIO, M. (1981): Arsenic accidental soil contamination near Manfredia (Italy). A case history. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, A16(3), 293–314.
- [36] DRIES, J., GEUENS, S., BASTIAENS, L., SPRINGAEL, D., AGATHOS, S.N., DIELS, L. (2003): Multibarrier, a technology concept for the in-situ remediation of mixed groundwater pollution. *ConSoil 2003, Proceedings*, 1650–1656.
- [37] PHILIPPS, D.H., GU, B., WATSON, D.B., ROH, Y., LIANG, L., LEE, S.Y. (2000): Performance evaluation of a zerovalent iron reactive barrier: Mineralogical characteristics. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 4169–4176.
- [38] PARBS, A., EBERT, M., KÖBER, R., PLAGENTZ, V., SCHAD, H., DAHMKE, A. (2003): Einsatz reaktiver Tracer zur Bewertung der Langzeitstabilität und Reaktivität von Fe(0)-Reaktionswänden. *Grundwasser 3/2003*, 146–156.
- [39] O'HANNESIN, S. F.; GILLHAM, R. W. (1998): Long-Term performance of an in situ "Iron Wall" for remediation of VOCs. *Ground Water* **1**, 164–170.
- [40] BEITINGER, E.; BÜTOW, E.: Konstruktive und herstellungstechnische Anforderungen an unterirdische, durchströmte Reinigungswände zur in-situ Dekontamination. *Grundwassersanierung 1997, Kongressband, IWS-Schriftenreihe, Bd. 28.*, Erich Schmidt Verlag, 342–356.
- [41] OTT, N. (2000): Permeable reactive barriers for inorganics. <http://www.clu-in.org>
- [42] MORRISON, S. (2003): Performance evaluation of a permeable reactive barrier using reaction products as tracers. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 2302–2309.
- [43] SIMON, F.-G., MEGGYES, T., TÜNNERMEIER, T. (2003): Evaluation of long-term aspects of passive groundwater remediation techniques. *ConSoil 2003, Proceedings*.

Anhang 1: Detailinformationen zu Fe⁰-Reaktoren

Der Abbau verschiedener organischer Schadstoffe (u. a. LCKW) an der Oberfläche von nullwertigem Eisenmaterial (in der Regel Kügelchen und Splittereisen oder Eisenschwämme; Fe⁰) ist seit langem bekannt. Die bei LCKW vorherrschenden Abbaumechanismen sind Hydrogenolyse und β -Eliminierung (Abb. 1). Die Abbausequenz für Tetrachlorethen (PCE) ist in Abb. 2 gezeigt. Der Abbau über die reduktive Dechlorierung (Hydrogenolyse) verläuft ähnlich dem mikrobiellen Abbau über TCE, cDCE, VC und führt letztlich zu Ethen. Daneben entsteht via β -Eliminierung zunächst Dichloracetylen (= Dichlorethin).

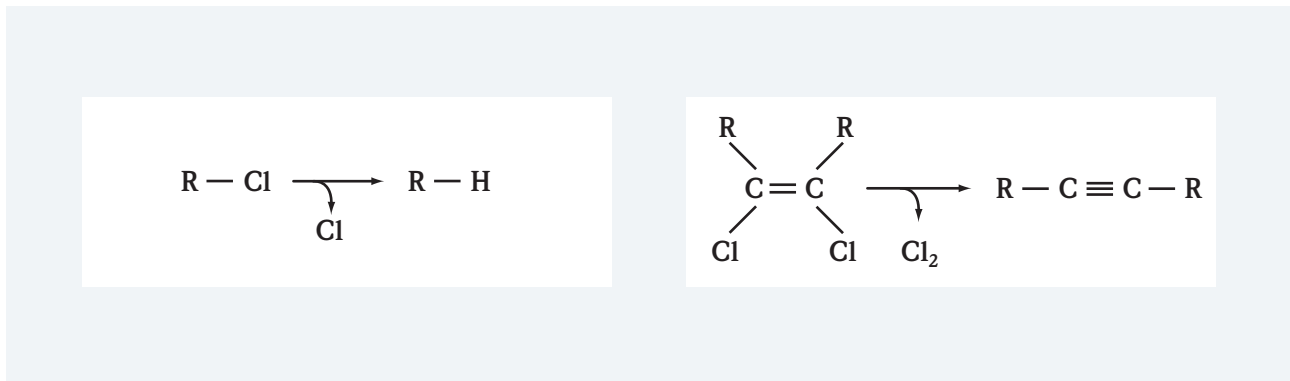


Abb. 1: Mechanismus der Hydrogenolyse (links) und β -Eliminierung (rechts)

Auch die Metabolite der reduktiven Dechlorierung können mittels β -Eliminierung¹ abgebaut werden. Dabei kann Chloracetylen oder Acetylen (= Ethin) entstehen. Die chlorierten Acetylen-Verbindungen werden ihrerseits hydrogenolytisch abgebaut oder durch Reduktion (Hydrogenierung) wieder in Ethene überführt werden. Als nicht-chloriertes Endprodukt entsteht Acetylen. Durch Hydrogenierung von Acetylen entsteht Ethen und danach Ethan [3]. Nach [7] macht die β -Elimination zwischen 87 und 97 % des Abbaus von PCE, TCE und cDCE aus. Dies erklärt, warum die niederchlorierten Chlorethene beim Abbau von PCE an Fe⁰-Oberflächen nur in untergeordneten Konzentrationen beobachtet werden.

Der Abbau von 1,1,1-Trichlorethan (TCA) verläuft ähnlich dem des PCE. Neben der eher untergeordneten reduktiven Dechlorierung führt eine Dehydrochlorierung zu 1,1-Dichlorethen, welches reduktiv zu Ethen dechloriert wird. Daneben führt ein Abbau über radikalische Metabolite letztlich zu Ethan [8]. Diese Metabolite können auch zu C₄-Verbindungen (z. B. Buten, *n*-Butan, 1,3-Butadien, *cis*-2-Buten und *trans*-2-Buten) polymerisieren, die ähnlich dechloriert werden können. Eine β -Eliminierung kommt bei TCA nicht vor. Der Abbau von Tetrachlormethan verläuft wie in Abb. 3 gezeigt [9].

Die Metabolite in Klammern sind wahrscheinlich radikalische Zwischenprodukte. Das Trichlormethylradikal [CCl₃] entsteht aus Tetrachlormethan in einer 1-Elektronenreduktion. Dichlormethan als Ausgangssubstrat wird jedoch an Fe⁰ nicht abgebaut.

Bei der Aufstellung von Stoffbilanzen ist zu berücksichtigen, dass die Abbauendprodukte auch aus dem Eisen, genauer aus der Verunreinigung des Eisens mit Carbid (Eisen enthält ca. 3 % Kohlenstoff) selbst freigesetzt werden können. Die oft beobachteten Verbindungen Methan, Ethen, Ethan und C₃-C₆-Alkane und -Alkene können aus dem Abbau der LCKW sowie der mikrobiellen Umwandlung des Carbids stammen (Abb. 4). In der Regel ma-

¹ Lediglich 1,1-DCE kann auch via α -Eliminierung (dabei werden im Gegensatz zur β -Eliminierung beide Cl-Atome am gleichen C-Atom abgespalten) umgesetzt werden. Unter gleichzeitiger Hydrogenierung entsteht dabei Ethen.

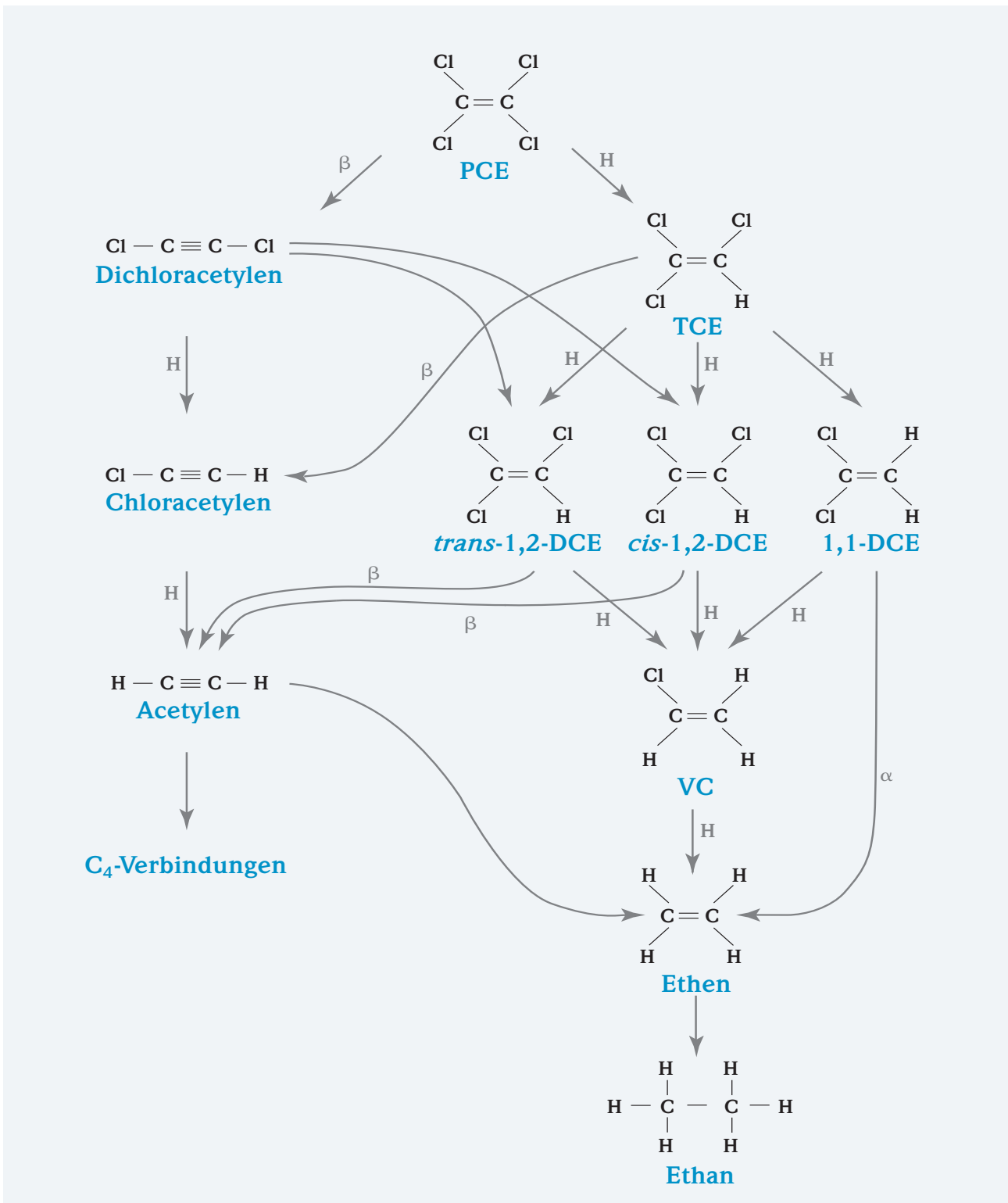


Abb. 2: Schema des PCE-Abbaus an Fe⁰-Oberflächen (β = β-Eliminierung, H = Hydrogenolyse, α = α-Eliminierung).

chen die aus dem Carbid herrührenden Kohlenwasserstoffe nur einen geringen Anteil im Vergleich zu den Endprodukten des LCKW-Abbaus aus CO_2 , das an der Fe^0 -Oberfläche gebunden wird, ist jedoch keine Quelle für diese Kohlenwasserstoffe² [10].

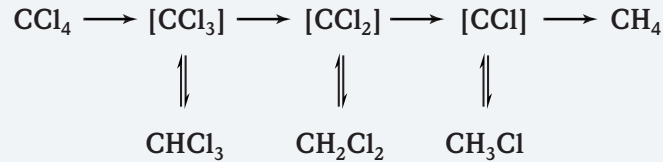


Abb. 3: Schema des Tetrachlormethan-Abbaus an Fe^0 -Oberflächen.

Der Abbau von LCKW an Fe^0 -Oberflächen ist ein heterogener Oberflächenprozess, der die beiden Einzelprozesse Sorption und Transformation umfasst. Fe^0 ist dabei der Elektronendonator, die Elektronen müssen jedoch die das Fe^0 überziehende Schicht aus Eisenoxiden passieren [11]. Bei hohen LCKW-Konzentrationen verläuft der Abbau 0. Ordnung (limitierend wirkt hier die Anzahl der Reaktionsplätze auf der Fe^0 -Oberfläche), bei geringeren Konzentrationen dagegen pseudo 1. Ordnung [12].

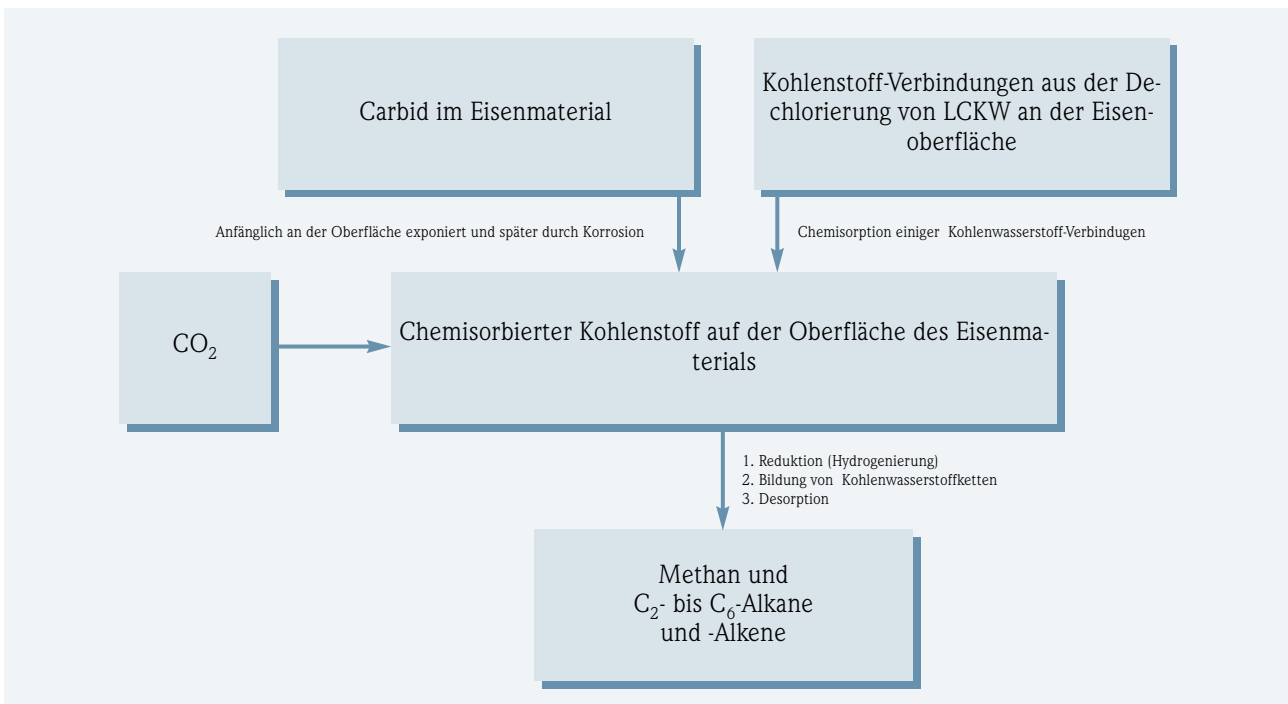
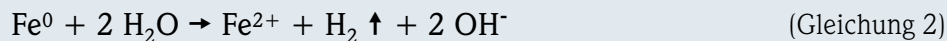
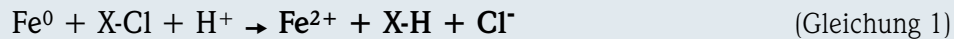


Abb. 4: Schema des Kohlenstoffflusses in Fe^0 -Reaktoren (nach [10]).

Der Abbau der LCKW an der Fe^0 -Oberfläche erfolgt über die Teilreaktionen Eisenoxidation ($\text{Fe}^0 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$), und LCKW-Reduktion ($\text{X-Cl} + \text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{X-H} + \text{Cl}^-$) und ist zusammenfassend in Gleichung 1 dargestellt. Daneben führt die anoxische Eisenoxidation (anaerobe Korrosion) (Gleichung 2) zur Bildung von Wasserstoffgas. Wegen dessen geringen Löslichkeit gast Wasserstoff aus und kann Gasblasen innerhalb der Fe^0 -Packung bilden.

² Aus energetischen Gründen wäre eine Reduktion von CO_2 zu CH_4 an Fe^0 -Oberflächen möglich, Versuche mit markiertem CO_2 ($^{14}\text{CO}_2$) haben jedoch gezeigt, dass dies nur untergeordnet auftritt [10].



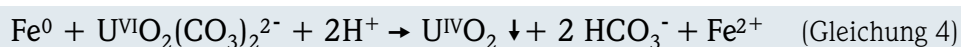
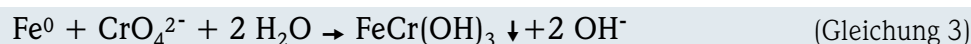
Bisher waren jedoch im technischen Maßstab keine Systeme zur Gasfassung erforderlich. Der scheinbare Rückgang der Gasproduktion wird einer H_2 -Zehrung durch Mikroorganismen zugeschrieben [3]. Allerdings wurde auf Fe^0 -Oberflächen bislang keine Ausbildung eines Biofilmes festgestellt. Mit einem Biomassezuwachs ist auch erst dann zu rechnen, wenn sich die Lebensbedingungen auf dem Material besser darstellen als in der Umgebung. Zwar sind die sauerstofffreien reduzierten Bedingungen bei hohem H_2 -Partialdruck gut geeignet für viele anaerobe Mikroorganismen, auch solchen, die LCKW dechlorieren, wegen des hohen pH-Wertes dürfte das biogeochemische Milieu jedoch nicht sehr gut sein.

Dennoch wurde versucht, die Reaktivität der Fe^0 -Packung durch Animpfen mit Mikroorganismen zu verbessern. So führte die Zugabe des methanogenen Bakteriums *Methanosarcina barkeri* (das mit H_2/CO_2 wächst) dazu, dass der Reaktor nun auch Dichlormethan rasch abbauen konnte [13, 14, 15]. Der Zusatz von Mikroorganismen (auch als Bioaugmentation bezeichnet) führte zudem zu einem schnellen Abbau der LCKW. Mit Hilfe von Phospholipidfettsäure-Analysen konnte trotz des hohen pH-Wertes eine Besiedlung einer Fe^0 -Packung mit Sulfat- und Nitrat-reduzierenden Mikroorganismen nachgewiesen werden. Methanogene Bakterien waren wahrscheinlich wegen des hohen Nitratgehaltes im Grundwasser nur untergeordnet vertreten [16].

Im Abstrom der reaktiven Wand sind jedoch für Mikroorganismen deutlich bessere Bedingungen vorhanden. Dort führt die Pufferkapazität des Bodens rasch zu einer Neutralisierung des pH-Wertes, das biogeochemische Milieu (stark reduzierend, hohe H_2 -Konzentration) bleibt jedoch erhalten, so dass über eine gewisse Strecke im Abstrom gute Bedingungen für einen mikrobiellen Abbau der Restschadstoffe vorhanden sind.

Bei der Behandlung von Schwermetallkontaminationen liegen deutlich weniger Erfahrungen mit der Wirksamkeit von Fe^0 vor. Dies erscheint insbesondere vor dem Hintergrund von Bedeutung, dass die Schwermetalle nicht wie die LCKW eliminiert werden, sondern als Präzipitate im Reaktor verbleiben. Es ist wahrscheinlich, dass durch die Präzipitation das Porenvolumen des Reaktors verringert wird. Dadurch erhöht sich die Strömungsgeschwindigkeit, während sich die Kontaktzeit und somit auch der Umfang der Schadstoffpräzipitation zunehmend verringern. Dadurch wird es erforderlich, das Reaktormaterial in regelmäßigen Zeitabständen zu erneuern.

Für einige Schwermetalle (Cd, Zn, U, Co, Cu, Mn, Ni, Pb [17–20]) besteht z. B. die Möglichkeit der Präzipitation. Durch die an der Oberfläche des Fe^0 ablaufenden Redoxprozesse werden die Metalle reduziert und nach derzeitigem Kenntnisstand als Metall-Eisen-Verbindungen präzipitiert. Zum Beispiel unterliegt das oxidierte, karzinogene Cr^{VI} zunächst einer Reduktion zu dem nicht karzinogenen Cr^{III} , das anschließend als Chromeisenhydroxid präzipitiert wird (Gleichung 3). Für Uran sind zwei grundlegend verschiedene Mechanismen in Diskussion. Neben der Fällung als Metall-Eisen-Verbindungen tritt auch eine Fällung als Uranoxid auf [21] (Gleichung 4).



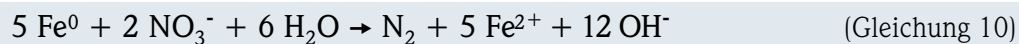
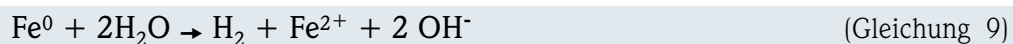
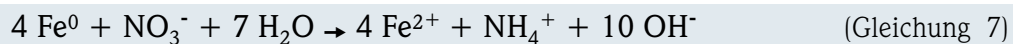
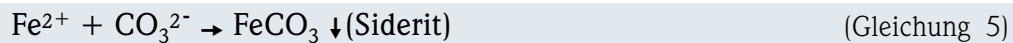
Neuere Untersuchungen haben auch die Rückhaltung von Arsen auf Fe^0 -Oberflächen hoher Effizienz (>95 %) belegt [22]. Jedoch wird As^{V} besser entfernt als As^{III} . Auf der Oberfläche von Fe^0 findet keine Reduzierung von

As^V zu As^{III} statt³. Der Bindungsmechanismus ist noch nicht genau bekannt. Es wird eine Kombination aus Oberflächenpräzipitation und Adsorption angenommen. Allerdings kann bei hohen pH-Werten aufgrund einer Ladungsumkehr auf der Oberfläche As auch wieder desorbieren. Der Betrieb einer Fe⁰-Versuchszelle über mehr als drei Jahre zeigte eine anhaltende Rückhaltekapazität für As und Zn.

Die Reaktivität der Fe⁰-Oberfläche bleibt jedoch nicht uneingeschränkt über die Zeit bestehen. Wegen Passivierungsreaktionen auf der Oberfläche nimmt deren Reaktivität ab, ebenso wie die hydraulische Durchlässigkeit des Fe⁰-Reaktors. Zurückgehalten werden im Fe⁰-Reaktor die Ionen Ca²⁺, Mn²⁺, CO₃²⁻ (Gleichung 5) sowie SiO₂ unter Bildung von passivierenden Carbonatmineralien. Reduziertes Eisen wird als Eisenpräzipitat im Reaktor zurückgehalten und taucht in der Regel im Abstrom des Gates nicht auf. Auch Phosphat passiviert in hohen Konzentrationen.

Sauerstoff (Gleichung 6) und Nitrat (Gleichung 7) werden an der Fe⁰-Oberfläche reduziert. Das im Zuge der Sauerstoffreduktion gebildete Präzipitat Eisenhydroxid (Fe(OH)₂) formt sich um zu Magnetit (Fe₃O₄), welches die Elektronen für die Dechlorierung der LCKW weiterleitet [20]. Da Sauerstoff jedoch mit Eisen sehr rasch reagiert, erfolgt eine Bildung der Fe^{III}-Präzipitate innerhalb weniger Zentimeter der Fe⁰-Packung. Damit besteht die Möglichkeit, dass die hydraulische Permeabilität bereits im Zustrombereich der Fe⁰-Packung deutlich abnimmt [20].

In der Regel wird das im Zuge der Nitratreduktion gebildete Ammonium im Auslauf des Reaktors jedoch nicht oder nur in geringen Konzentrationen gemessen. Dies kann mit der Aktivität autotropher Denitrifikanten (Gleichung 8) erklärt werden. Der hierfür erforderliche Wasserstoff wird aus der anaeroben Korrosion (Gleichung 9) bereitgestellt. Die Zehrung des Wasserstoffs im Zuge einer Fe⁰-unterstützten autotrophen Denitrifikation (Gleichung 10) ohne Bildung von Ammonium ist thermodynamisch günstiger als die abiotische Nitrat-Reduktion an Fe⁰ unter Bildung von Ammonium [23]. Nitrat wirkt zwar nicht passivierend, jedoch konkurriert dieses Ion mit den LCKW um die zur Verfügung stehenden Reaktionsplätze [24].



Eine Reduktion des Sulfates findet auf der Fe⁰-Oberfläche jedoch nicht statt. Eisenreduzierende Mikroorganismen haben einen deutlichen Wachstumsvorteil, da Fe^{III} nicht limitiert ist. Möglicherweise halten diese die H₂-Konzentration stets so gering, dass eine Sulfatreduktion nicht möglich ist. Die Abschätzung des Einflusses komplex zusammengesetzter Grundwässer auf die langfristige Wirksamkeit des Fe⁰-Reaktors wird als sehr schwierig eingeschätzt [25].

Die Bildung von H₂-Gasblasen, die sich innerhalb der Fe⁰-Packung teilweise festsetzen können sowie die Bildung von Präzipitaten finden in der Regel innerhalb des Reaktors inhomogen verteilt statt. In der Folge entstehen bevorzugte Fließwege.

³ Arsenit = AsO₃³⁻ (As^{III}), Arsenat = AsO₄³⁻ (As^V).

Anhang 2: Detailinformationen zu C_{org} -Reaktoren

Bei Verwendung von organischem Material (C_{org}) als Reaktormaterial können verschiedene mikrobiologisch katalysierte Reaktionen genutzt werden. Neben der Zehrung unerwünschter Elektronenakzeptoren wie z. B. Nitrat können C_{org} -Reaktoren zur mikrobiellen Fällung von Schwermetallen und Halbmetallen als Metallsulfide dienen. Bei der Behandlung von saueren Minenabwässern muss dem organischen Material z. B. Kalkstein zur pH-Wert-Neutralisierung zugegeben werden [26].

Bei C_{org} -Reaktoren zur Entfernung von Nitrat aus dem Grundwasser ist zu beachten, dass im Zuge der Denitrifikation Stickstoff gebildet wird (Gleichung 1). Bei einer Löslichkeit des Stickstoffs von 22 mg/L (bei 10 °C und atmosphärischem Druck) können somit maximal 97 mg/L NO_3^- transformiert werden ohne dass Stickstoffblasen entstehen. Die Wanddicke (d. h. die Reaktionskinetik) muss entsprechend angepasst werden.

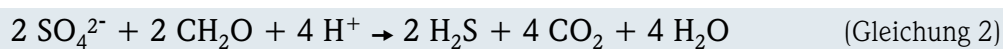


In der Regel findet im Zuge des Abbaus des organischen unlöslichen Materials eine anhaltende Bildung von löslichen Metaboliten statt, deren Mineralisierung oder weiterer Abbau im Abstrombereich der reaktiven Wand für eine zusätzliche „Reinigungswirkung“ dienen oder aber auch zu Nebenreaktionen führen können. Eine dieser Nebenreaktionen kann die Eisenreduktion sein, in deren Folge lösliches Fe^{II} mobilisiert und weiter abstromig in einem weniger reduzierenden Milieu wieder ausgefällt werden kann. Bei sehr kurzen Ausfällzonen kann dort die hydraulische Permeabilität vermindert werden [23].

Grundvoraussetzung für die Fällung von Schwermetallen und Halbmetallen ist, dass die fraglichen Metalle einer entsprechenden Reaktion unterliegen; dies wurde für zahlreiche Metalle gezeigt [27, 28]. Das für die Fällung erforderliche Sulfat liegt in der Regel in Grundwasserleitern in ausreichender Konzentration vor.

Als organisches Material kommen verschiedene Mischungen, z. B. bestehend aus den Stoffen Kompost, Rindenmulch, Sägespäne, Klärschlamm, Zellulose o. ä., in Frage. Diese Substrate stellen nicht nur eine Kohlenstoffquelle, sondern auch eine Quelle für alle anderen benötigten Nährstoffe zur Verfügung, z. B. enthält Blätterkompost neben 35,1 % Massenanteilen Kohlenstoff (C) auch 1,63 % N- und 0,26 % P-Verbindungen sowie zahlreiche weitere Spurenelemente. Vorteil dieser Stoffe ist, dass sie nur langsam abgebaut werden und somit über einen langen Zeitraum für eine Zehrung unerwünschter Elektronenakzeptoren sowie zur Katalyse der erwünschten Schadstoffeliminierungsreaktionen führen.

Nach Eintritt des kontaminierten Grundwassers in den organischen Reaktor wird eventuell vorhandener Sauerstoff rasch gezehrt. In der Folge treten verschiedene Redoxreaktionen auf, abhängig von der Verfügbarkeit der entsprechenden Elektronenakzeptoren zunächst Denitrifikation und Eisenreduktion. Sind die Elektronenakzeptoren Nitrat und Fe^{III} gezehrt, findet eine Sulfatreduktion statt unter Zehrung organischen Materials (CH_2O). Bei dieser wird S^{2-} gebildet (Gleichung 2). Metalle (Me) und Halbmetalle wie z. B. Arsen liegen in einem solchen Milieu ebenfalls reduziert vor. Abiotisch entstehen dann die nicht-löslichen Metallsulfide (ZnS , CdS , As_2S_3):

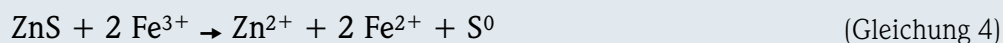


Das jeweilige organische Material weist eine spezifische Sulfatreduktionsrate in $\text{mg}/(\text{V}\cdot\text{t})$ auf¹. Damit kann die Dicke der Wand entsprechend ausgelegt werden, so dass ausreichend Sulfid gebildet wird, um den Metallflux durch das System vollständig zu verhindern. Die Bildung von überschüssigem S^{2-} sollte vermieden werden. Üblicherweise nimmt die Dichte der sulfatreduzierenden Mikroorganismen innerhalb des Reaktors um mehrere Größenordnungen zu [20]. Es ist zu beachten, dass als Nebenreaktion auch Nicht-Zielmetalle wie Eisen und Mangan ausgefällt werden. Im oberen Bereich des Reaktors ist ein Sauerstoffzutritt zu vermeiden, da sonst die Sulfatreduktion unterbunden wird [29].

Dem organischen Material müssen Strukturstoffe zugegeben werden, um langfristig die Permeabilität zu erhalten und eine Versäuerung (HCO_3^-), die zu einer Remobilisierung der Metallpräzipitate führen kann, zu vermeiden. Geeignet ist z. B. eine Mischung aus Sand und Kalkstein [30]. Das Reaktormaterial kann sich somit wie folgt zusammensetzen:

- C-Quelle
- Bakterienquelle (optional; z.B. kontaminiertes Sediment)
- Neutralisierungsmittel
- nicht-reaktiver poröser Träger.

Da die Präzipitate nur eine begrenzte Langzeitstabilität aufweisen – d. h. nach Verbrauch des organischen Materials können sich u. U. Redoxmilieus bilden, die eine Remobilisierung der Metalle begünstigen – ist es auf jeden Fall erforderlich, das Reaktormaterial in regelmäßigen Zeitabständen zu erneuern. Zwar weisen einmal als Sulfide gefällte Metalle eine vergleichsweise hohe Stabilität auf, auch wenn sich die Milieubedingungen (z. B. anaerob \rightarrow aerob) ändern, prinzipiell ist eine Remobilisierung aber nicht ausgeschlossen, sie bedarf jedoch oft drastischer Bedingungen (sehr niedrige pH-Werte). Zumindest bei ZnS ist bekannt, dass eine abiotische Remobilisierung zur Bildung einer Schwefelschicht um das ZnS-Partikel führt, die durch Diffusionslimitierung eine Wiederauflösung des Minerals stark verzögert (Gleichung 4).



Da aber Metallsulfide beim Kontakt mit Sauerstoff langfristig dennoch oxidieren und die gebundenen Schwermetalle wieder freisetzen, ist ein Sauerstoffzutritt zu vermeiden. Solange abbaubarer Kohlenstoff vorhanden ist, wird (in geringem Umfang) eindringender Sauerstoff sofort eliminiert. Ist dies mit dem Erschöpfen abbaubaren Materials nicht mehr möglich, besteht mit fortgesetztem Eintrag von Sauerstoff die Gefahr einer Remobilisierung. Dies bedeutet, dass der Reaktorkörper möglichst vorher ausgetauscht werden muss [31].

Beim Vorliegen mehrerer zu eliminierender Metalle muss überprüft werden, ob der sich in dem gewählten biogeochemischen Milieu einstellende pH-E_h -Bereich geeignet ist, um jedes einzelne Metallsulfid in einem stabilen Bereich zu halten. Dies wird in dem folgenden Beispiel verdeutlicht. Unter der Annahme, dass durch eine Pufferung mit Kalkstein der pH-Wert über die gesamte Lebensdauer des Reaktors im Bereich pH 6–8 bleibt, kann durch eine anhaltende Sulfatreduktion ($E_h < -100 \text{ mV}$) sichergestellt werden, dass die Sulfide der im Beispiel vorliegenden Metalle/Halbmalle Zn, Cd und As stets in einem Bereich verbleiben, in dem sie stabil sind (Abb. 1; grau markierter Bereich).

Das abgebaute organische Material (spezifische Dichte ca. 1) wird durch Metallsulfide (amorph oder kolloidal) mit einer analogen spezifischen Dichte von 1–2 ersetzt. Eine Änderung der Permeabilität aufgrund einer Verblockung mit ausgefallenen Metallsulfiden oder eines Verbrauchs des organischen Materials ist somit nicht zu erwarten [33]. Der Effekt der Metallpräzipitation auf die Wandpermeabilität und die Erhaltung der hydraulischen Eigenschaften über einen langen Zeitraum sind jedoch derzeit noch nicht gut untersucht.

¹ V = Spezifisches Volumen des organischen Materials, t = Zeit.

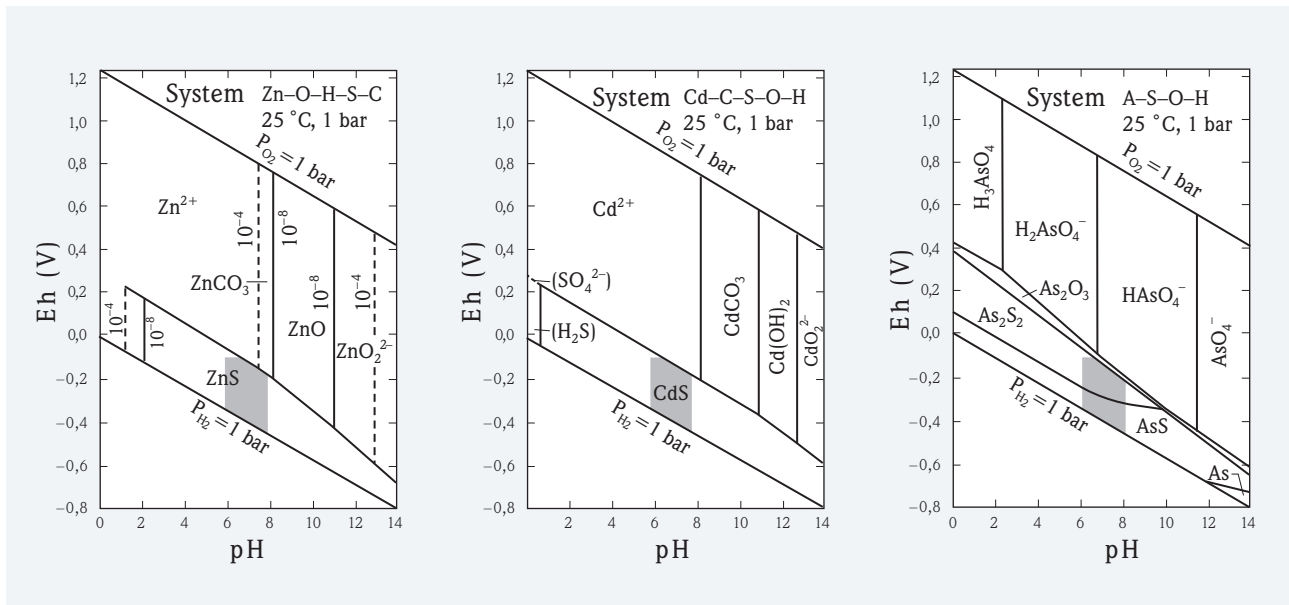


Abb. 1: Stabilitätsdiagramme für Zn, Cd und As (nach [32]) (die grau markierten Bereiche kennzeichnen die Metallsulfide bei pH = 6–8).

Eine Besonderheit im Hinblick auf die mikrobiell katalysierte Präzipitation stellt das Arsen dar. Im Gegensatz zu der quasi Nebenbei-Reaktion (auch als „unproduktive“ Reaktion im Hinblick auf das Bakterienwachstum bezeichnet), die zur Immobilisierung der Schwermetalle als Metallsulfide führt, kann die Immobilisierung von Arsen unproduktiv oder produktiv erfolgen. Im letzteren Fall wird das (zunächst noch oxidierte) Metallion als Elektronenakzeptor verwendet. Unter anaeroben Bedingungen kann As^{V} als Elektronenakzeptor genutzt werden [28]. Mit Kohlenstoffquellen (Elektronendonatoren) wie Lactat, CO_2/H_2 oder Glukose wird As^{V} zu dem zunächst mobileren As^{III} reduziert. Dieser biochemische Prozess wird als „dissimilatorische Arsen-Reduktion“ (DAsR) bezeichnet. Die DAsR läuft nicht ab, wenn Nitrat vorhanden ist, da dann Nitrat als Elektronenakzeptor bevorzugt wird. Andererseits können auch As^{V} und/oder As^{III} die Denitrifikation, Sulfatreduktion und Methanogenese hemmen. Ob eine Hemmung auftritt, ist abhängig von der Konzentration des Arsens.

Das reduzierte mobile Arsen kann im Zuge einer Biopräzipitation auch unmittelbar immobilisiert werden. Durch das Bakterium *Desulfotomaculum auripigmentum* wird Arsen im Anaeroben zu dem gelben Feststoff As_2S_3 (intrazellulär und extrazellulär) gefällt. Dies zeigt, dass anaerobe mikrobielle Prozesse nicht notwendigerweise zu einer Mobilisierung des Arsens führen müssen; stattdessen kann auch das Gegenteil der Fall sein. Für diese Reaktion ist das Vorhandensein einer C-Quelle erforderlich (z. B. Lactat). Problematisch ist hierbei, dass die Stabilität des gebildeten As_2S_3 eingeschränkt ist. Bereits geringe Änderungen des pH-Wertes (im Bereich 6,5–7,0) und der S^{2-} -Konzentration können zu einer Auflösung des As_2S_3 führen. Bei hohen Eisengehalten kann auch gering lösliches FeAsS gebildet werden. Ob die DAsR oder die As-Präzipitation abläuft, dürfte hauptsächlich davon abhängen, welche Mikroorganismen jeweils vorhanden sind. Das Endprodukt der Biopräzipitation, Arsensulfid, ist wie auch metallisches (graues) Arsen nahezu ungiftig. Dagegen haben die Verbindungen des +3-wertigen Arsens eine hochtoxische Wirkung. As^{III} -Verbindungen haben eine 25- bis 60fach höhere Toxizität als As^{V} -Verbindungen. Arsen kann durch Bakterien und Pilze auch methyliert werden. Die bei dieser sog. Bioalkylierung erreichte Endstufe ist von den biogeochemischen Randbedingungen und den beteiligten Mikroorganismen abhängig. Dimethylarsinsäure (DMA) wird von methanogenen Mikroorganismen aus As^{III} über die Stufe der Monomethylarsonsäure (MMA) gebildet:



(Gleichung 5)

DMA ist im Anaeroben stabil. Unter aeroben Bedingungen oxidiert es zu Dimethylarsin ($\text{HAs}(\text{CH}_3)_2$). Nur Schimmelpilze sind in der Lage, DMA weiter zu dem hochgiftigen Trimethylarsin [$\text{As}(\text{CH}_3)_3$] umzuwandeln. Spezies der Gattung *Pseudomonas* sind in der Lage, unter anaeroben Bedingungen As^{III} und As^{V} zu Arsin (AsH_3) zu reduzieren [34]. Die Bioalkylierung stellt für Mikroorganismen eine wichtige Detoxifizierungsreaktion dar. Wesentlicher Effekt ist dabei, dass die methylierten Arsenverbindungen gasförmig sind und somit aus dem Lebensraum der Mikroorganismen entweichen.

Biologische in-situ-Sanierungen und deren Überwachung

HORST JUNGBAUER, MARTIN DI MUZIO

Inhalt

1	Einleitung	82
2	Voraussetzungen für die Anwendbarkeit und Akzeptanz von biologischen in-situ-Verfahren	82
3	Schadstoffabbau	85
4	Risiken	88
5	Biologische in-situ-Verfahren	89
5.1	Bioventing	89
5.2	Hydraulischer Kreislauf und Nährstoffzugabe	91
5.3	Biosparging	92
5.4	Injektion eines Methan-Luft-Gemisches	94
5.5	Infiltration von Nährstoffen über Grundwasserzirkulationsbrunnen	96
5.6	Injektion sauerstofffreisetzender Substanzen	98
5.7	Injektion wasserstofffreisetzender Substanzen	99
5.8	Injektion von Nährstoffen	100
6	Organisation der Überwachung von biologischen in-situ-Sanierungsmaßnahmen	101
6.1	Nachweis des Verhaltens der Schadstoffe und zudosierter Eingabestoffe durch Modelle	102
6.1.1	Hydrogeologisches Modell	103
6.1.2	Transport- und Reaktionsmodelle	103
6.2	Spezielle Überwachungsmaßnahmen	104
6.2.1	Qualitativer Nachweis der biologischen Aktivität	104
6.2.2	Begleitendes Screening	106
6.2.3	Erfassung von Vor-Ort-Parametern	107
6.2.4	Beispiele für die Überwachung von Eingabestoffen und Folgeprodukten	107
7	Nachweis des Sanierungserfolges	112
8	Literatur	114

1 Einleitung

Bei der Sanierung von Grundwasser- und Bodenverunreinigungen gewinnen biologische in-situ-Verfahren¹ an Bedeutung. Diese Verfahren nutzen die Fähigkeit der im Boden² und Grundwasser³ vorhandenen Mikroorganismen zum Abbau organischer Schadstoffe. Durch die gezielte Verbesserung der Lebensbedingungen für die Mikroorganismen (z. B. Zugabe von Nährstoffen und Sauerstoff, Einstellung günstiger pH-Werte und Redoxverhältnisse) sollen hohe Schadstoff-Abbauraten im Boden und Grundwasser erzielt werden.

Definition „in-situ“

Der Begriff „in-situ“ bedeutet, dass der verunreinigte Boden in seinen natürlichen Lagerungsverhältnissen bleibt [1, 2]. Der Boden ist als ein großer Bioreaktor anzusehen, in dem der biologische Sanierungsprozess „in-situ“ abläuft. Das im Porenraum des Bodengefüges enthaltene Grundwasser und die Bodenluft können bei in-situ-Verfahren entweder im Boden verbleiben (z. B. bei der Injektion von Nährstoffen in das Grundwasser) oder an die Oberfläche gefördert und dort behandelt werden (z. B. Anreicherung des geförderten Grundwassers mit Nährstoffen und anschließender Reinfiltration bei hydraulischen Kreisläufen; Reinigung der Bodenluft mittels Aktivkohle).

Parallelen zu MNA

Aus rechtlicher Sicht zählen biologische in-situ-Verfahren zu den Sanierungsmaßnahmen nach § 2 Abs. 7 BBodSchG. Aus fachlicher Sicht bestehen Parallelen zu den überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen (Monitored Natural Attenuation MNA), da die mikrobiologischen Abbauprozesse weitgehend identisch sind. Weiterführende Informationen über die Schadstoffgruppen MKW, BTEX, PAK und LCKW, deren Abbaubarkeit und über die wichtigsten analytischen Überwachungsparameter können dem Handbuch Altlasten [3] entnommen werden.

Ziel von Überwachungsmaßnahmen

Ziel von biologischen in-situ-Verfahren ist die relevante Abnahme organischer Schadstoffe im Boden und Grundwasser durch biologische Abbauprozesse. Anzustreben ist die Mineralisierung der organischen Schadstoffe, d.h. der vollständige Abbau zu den anorganischen Endprodukten CO₂, H₂O und evtl. Mineralsalzen (s. Kap. 3). Überwachungsmaßnahmen sind wichtige Kontroll- und Steuerungselemente bei biologischen in-situ-Sanierungen. Die Überwachung der im Boden und Grundwasser ablaufenden biologischen Prozesse ist wichtig für den Nachweis, dass Schadstoffe mit ausreichender Abbaugeschwindigkeit abgebaut werden und dass die Sanierungsziele erreicht werden. Weiterhin dient die Überwachung zur Optimierung der Prozesssteuerung während der Sanierung.

2 Voraussetzungen für die Anwendbarkeit und Akzeptanz von biologischen in-situ-Verfahren

Das mögliche Einsatzgebiet der biologischen in-situ-Sanierungsverfahren liegt bei mikrobiologisch abbaubaren organischen Schadstoffen wie

¹ In der englischsprachigen Literatur wird häufig der Begriff „in-situ-Bioremediation“ verwendet

² Boden im Sinne des § 2 Abs. 1 BBodSchG, d. h. einschließlich dem Grundwasserleiter

³ Unterirdisches Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder dem Untergrund steht (§ 1 Abs. 1 Nr. 2 WHG).

- MKW Mineralölkohlenwasserstoffe⁴
(Alkane, Alkene, Indane, Alkylbenzole ab C₃)
- BTEX Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe
(Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol)
- PAK Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
(Naphthalin und 3er-Ringe)
- LCKW Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
z. B. Tetrachlorethen PER, Trichlorethen TRI).

**abbaubare
Schadstoffe**

Biologische in-situ-Sanierungsverfahren kommen dann in Frage, wenn durch vorhergehende Untersuchung gezeigt werden konnte, dass

- die Schadstoffe eine ausreichende Bioverfügbarkeit aufweisen
- biologische Umsetzungsprozesse bereits aktiv und nachweisbar sind
- die Schadstoffe nicht in zu hohen Konzentrationen vorliegen und damit die Mikrobiologie im Untergrund nachhaltig stören oder blockieren
- Hemmfaktoren (z. B. ungünstiger pH-Wert) nicht vorhanden sind bzw. sich eliminieren lassen
- Aufbau und Geometrie des Untergrunds zur Durchführung einer biologischen in-situ-Sanierung geeignet sind (z. B. Porengrundwasserleiter mit ausreichender Durchlässigkeit, kontrollierbarer Grundwasserabstrom mit bekannter Geometrie und Hydraulik)
- der Schaden bzw. die Schadstofffahne nicht in einem Wasserschutzgebiet (WSG I, II, HQSG I, II) liegt oder Oberflächengewässer gefährdet sind
- ein Entfernen des Schadens durch nicht-biologische Verfahren wie Abschöpfen von Ölphasen, Auskoffern der verunreinigten Bodenbereiche oder Strippen von flüchtigen Kontaminanten nicht effizient ist oder aus anderen Gründen nicht in Frage kommt
- alternative Sanierungsverfahren weniger vorteilhaft bzw. nicht verhältnismäßig sind.

Voraussetzungen

Kommen biologische in-situ-Verfahren prinzipiell in Frage, sind Untersuchungen (Screening) zur Abschätzung der Erfolgsaussichten und der Anwendbarkeit der biologischen in-situ-Verfahren erforderlich. Zu untersuchen sind:

- physikochemische Eigenschaften des Grundwassers
- Bioverfügbarkeit der Schadstoffe (Schadstoffe in Phase sind kaum bioverfügbar)
- grundsätzliche Abbaubarkeit der Schadstoffe
- eventuelle Entstehung toxischer Metabolite (z. B. Vinylchlorid).

Für ein erstes Screening bietet sich die Erfassung folgender Parameter an, die im Einzelfall näher festzulegen sind [4]:

**vorausgehende
Untersuchungen**

**Parameter für
Screening**

Bodenuntersuchungen:

- Schadstoffgehalte
- TOC (organischer Kohlenstoffgehalt)
- Redoxverhältnisse
- Gesamtzellzahl (z. B. Fluoreszenzmikroskopie mit Diaminophenylindol DAPI).

Bodenluftuntersuchungen:

- Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Sauerstoff (O₂), Schwefelwasserstoff (H₂S)
- flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (BTEX, LCKW, leichtflüchtige MKW).

⁴ Mineralöle sind Gemische aus einer Vielzahl von Kohlenwasserstoffen. Unter MKW werden hier die in den Mineralölprodukten Kerosin, Heizöl, Diesel und Schmieröl enthaltenen Kohlenwasserstoffe zusammengefasst [3].

Grundwasseruntersuchungen:

- Schadstoffkonzentrationen
- Fe^{II}, Mn^{II}, Nitrat, Sulfat
- Redoxpotenzial
- vertiefte Redoxcharakterisierung, z. B. CH₄-Analysen
- Gesamtzellzahl (z. B. Fluoreszenzmikroskopie mit DAPI)
- Lebendzellzahl der Mikroorganismen in Abhängigkeit von Schadstoff und Elektronenakzeptoren (MPN- oder KBE-Methode⁵ auf Selektivmedien, z. B. für Aerobier, Nitratreduzierer, Sulfatreduzierer, Fe^{III}-Reduzierer, Mn^{IV}-Reduzierer, Methanogene, Acetogene)
- Abbauprodukte/Metabolite
- einfache Mikrokosmenstudien (batch-Versuche) zur Bestimmung des Abbaupotenzials, zur Ermittlung günstiger Milieubedingungen und zur Abschätzung der Abbauraten
- evtl. Isotopenfraktionierung ¹³C/¹²C und ³⁴S /³²S zur Ermittlung von Abbauraten⁶
- Basale und substratinduzierte Atmung, Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB)
- anaerobe Atmung in Abhängigkeit von Redoxbedingungen
- Durchlässigkeit des Grundwasserleiters.

Hinweise auf Abbauprozesse

Die o. g. hydrochemischen und mikrobiologischen Parameter werden im Schadenszentrum sowie im Zu- und Abstrom ermittelt. Die Änderungen der Parameter in verschiedenen Grundwasserbereichen geben wichtige Hinweise auf bereits vorhandene biologische Abbauprozesse.

Durchlässigkeit des GW-Leiters

Da beim Sanierungsprozess der Schadstofftransport eine wichtige Rolle spielt, ist eine gute hydraulische Durchlässigkeit des Grundwasserleiters Voraussetzung für eine effektive Sanierung. Vor Sanierungsbeginn muss die Durchlässigkeit mittels Pumpversuchen festgestellt werden. Sehr gut geeignet sind Lockersedimente mit einem k_f -Wert von größer 10^{-4} m/s (mittelkörniger Sand, grobkörniger Sand, Kies).

Machbarkeitsstudie Pilotversuch

Die Erstellung einer Machbarkeitsstudie ist grundsätzlich empfehlenswert. Sollen neue Verfahrenstechniken angewandt werden oder weist der Standort ungewöhnlich komplexe Charakteristiken auf oder liegen schwer abbaubare Schadstoffe vor, sollten Pilotversuche im halbertechnischen Maßstab durchgeführt werden. Die Versuche sollen die Rahmenbedingungen einer technischen Sanierung widerspiegeln und damit mit den realen Verhältnissen vor Ort vergleichbar sein (weitere Hinweise in [1] und [6]).

Einleitung von Stoffen in das Grundwasser

Bei vielen biologischen in-situ-Sanierungsverfahren werden Stoffe in das Grundwasser eingeleitet (z. B. Nitrat, Melasse, H₂O₂). Dies erfüllt nach § 3 Abs. 1 Nr. 5 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) den erlaubnispflichtigen Tatbestand der Gewässerbenutzung [23]. Erfolgt die Einleitung dieser Stoffe im Rahmen einer von der Bodenschutzbehörde genehmigten oder angeordneten Sanierung, ist nach dem Hessischen Wassergesetz (HWG) für diese wasserrechtlich genehmigungspflichtige Handlung keine gesonderte Genehmigung erforderlich. Voraussetzung ist, dass durch das Einbringen der Stoffe keine Verschlechterung („nachteilige Veränderung“) des Grundwasserzustandes zu erwarten ist.

⁵ MPN: **M**ost **P**robabel **N**umber; KBE: **K**olonie**B**ildene **E**inheiten [5].

⁶ Beim mikrobiologischen Abbau werden bevorzugt die leichteren Isotope (¹²C-Bindungen) gespalten, wodurch sich die schwereren Atome (¹³C-Atome) in der Ausgangsverbindung und die leichteren (¹²C-Atome) im Abbauprodukt (Hydrogencarbonat, CO₂) anreichern.

3 Schadstoffabbau

Viele organische Schadstoffe können durch chemotrophe Mikroorganismen abgebaut werden. Diese beziehen die Energie für Wachstum und Aktivität aus der Oxidation von chemischen Verbindungen, die sie aus der Umgebung aufnehmen. Chemoorganotrophe Mikroorganismen können organische Verbindungen verwerten und diese unter Bildung von Kohlendioxid (CO₂), Wasser (H₂O) und Mineralsalzen abbauen. Dieser Prozess wird als Mineralisierung bzw. vollständige Metabolisierung bezeichnet. Unter anaeroben Verhältnissen kann Methan (CH₄) als Abbauprodukt entstehen (Methanogenese) [5].

Einige Schadstoffe können von den Mikroorganismen nicht als Energiequelle genutzt werden, z. B. einige LCKW und PAK ab vier Ringen. Dennoch können diese Stoffe biologisch abgebaut werden, wenn weitere energieliefernde und gut abbaubare Substanzen (Co-Substrate) vorhanden sind. Beim kometabolischen Abbau bzw. Kometabolismus werden Schadstoffe quasi nebenbei abgebaut, indem die bei der Umsetzung des Co-Substrates von den Mikroorganismen erzeugten Enzyme auch die Schadstoffe angreifen.

Darüber hinaus können Schadstoffe in natürliche organische Substanzen (Huminstoffe) eingebunden werden. Dieser als Humifizierung bezeichnete Prozess läuft im Untergrund bei allen Abbaureaktionen in mehr oder minder großem Ausmaß parallel zur Mineralisierung ab. Das gebundene Schadstoffmolekül im Humifizierungsprodukt verliert dabei seine chemische Identität und damit auch sein Toxizitätspotential. Insbesondere Aromaten wie die beim Abbau von PAK entstehenden Metabolite können über stabile Bindungen in die Huminstoffe integriert werden.

Bei Bakterien unterscheidet man zwischen aeroben und anaeroben Stoffwechseltypen:

- aerobe Bakterien: diese Bakterien benötigen Sauerstoff zum Überleben (Sauerstoff dient als Elektronenakzeptor)
- fakultativ anaerobe Bakterien: bei Sauerstoffmangel nutzen diese Bakterien andere Elektronenakzeptoren (z. B. Nitrat bei nitrat-reduzierenden Bakterien) oder schalten auf Gärung um
- obligat/strikt anaerobe Bakterien: diese können Sauerstoff nicht nutzen, zudem wirkt Sauerstoff häufig toxisch (z. B. bei sulfat-reduzierenden und methanogenen Bakterien).

Je nach Elektronenakzeptor wird zwischen aerober Atmung, anaerober Atmung und Gärung⁷ unterschieden. Der effektivste Stoffabbau findet bei der aeroben Atmung statt. Voraussetzung ist, dass molekularer Sauerstoff verfügbar ist, entweder im Grundwasser gelöst oder in der Bodenluft. Reaktionsträge Substanzen wie z. B. Kohlenwasserstoffe werden in Gegenwart von Sauerstoff biotisch hydrolisiert und damit einem weiteren Abbau leichter zugänglich gemacht. Sauerstoff wird dabei als Elektronenakzeptor genutzt. In Verbindung mit einem Elektronendonator (z. B. MKW, BTEX, Co-Substrat) wird damit der Elektronentransfer ermöglicht, der den Mikroorganismen als Energiequelle dient.

Mineralisierung

kometabolischer
Abbau

Humifizierung

Stoffwechseltypen

aerobe Atmung

⁷ Bei Gärungen wird kein externer Elektronenakzeptor genutzt. Das Substrat ist sowohl Elektronendonator als auch Elektronenakzeptor. Gärungen sind bei biologischen in-situ-Verfahren nur von geringer Bedeutung.

anaerobe Atmung

Unter anaeroben Abbaubedingungen übernehmen andere oxidierte Verbindungen wie Nitrat, Sulfat und dreiwertiges Eisen (Fe^{III}) die Rolle des Elektronenakzeptors. Die wichtigsten anaeroben Atmungsprozesse sind [5]:

Tab. 1: Wichtige anaerobe Atmungsprozesse bei biologischen in-situ-Sanierungen

Anaerober Atmungsprozess	Elektronenakzeptor
Nitratreduktion (Denitrifikation)	Nitrat NO_3^-
Sulfatreduktion	Sulfat SO_4^{2-}
Eisenreduktion	Fe^{III}
Manganreduktion	Mn^{IV}
CO_2 -Reduktion zu Methan (Methanogenese)	Kohlendioxid CO_2

Reihenfolge von Abbaureaktionen

Ist Sauerstoff verfügbar (oxische Verhältnisse) finden zunächst aerobe Atmungsprozesse statt. Die Anwesenheit von Sauerstoff bedeutet, dass im Grundwasser oxidierende Verhältnisse vorliegen und damit ein hohes Redoxpotenzial messbar ist. Ist der Sauerstoff verbraucht (anoxische Verhältnisse), sinkt das Redoxpotenzial. In der Folge finden die o. g. anaeroben Atmungsprozesse statt. Welcher Atmungsprozess stattfindet, hängt von der Verfügbarkeit der Elektronenakzeptoren ab. Ist Nitrat im Grundwasser vorhanden, wird zunächst dieses als Elektronenakzeptor verwertet (Denitrifikation). Anschließend (bei noch niedrigerem Redoxpotenzial) kann gelöstes Sulfat sowie die in der Bodenmatrix als Feststoff vorliegenden Eisen^{III}- und Mangan^{IV}-Verbindungen verwertet werden. Erst unter stark reduzierenden Verhältnisse kann auch Kohlendioxid als Elektronenakzeptor verwertet werden.

Redoxpotenzial

Die Bestimmung des Redoxpotenzials und die Kartierung von Redoxzonen ist ein wichtiges Hilfsmittel für das Erkennen der relevanten Abbauprozesse. Allerdings ist die Messung des Redoxpotenzials mit Unsicherheiten verbunden, da kleinräumig aufgrund von Heterogenitäten großen Unterschiede auftreten können.

Redoxzonen

Durch die Abbauprozesse verändert sich die Grundwasserchemie im Schadensherd und Abstrom. Die Freisetzung von CO_2 erhöht die natürliche Hydrogencarbonat-Konzentration im Grundwasser und bewirkt so eine Erniedrigung des pH-Wertes. In der im Schadensherd und im nahen Grundwasserabstrom entstehenden Reduktionszone sind Sauerstoff, Nitrat und evtl. Sulfat gezehrt. Ammonium-, Eisen^{II}- und Mangan^{II}-Ionen sowie Methan können zunehmen. Bei intensiven Abbauprozessen ist eine erhöhte Grundwassertemperatur zu beobachten. Im weiteren Verlauf des Abstroms schließt sich dann eine Übergangszone an, in der wieder gelöster Sauerstoff vorhanden ist (infolge der Grundwasserneubildung und durch Diffusion). Gelöstes Eisen^{II} wird zu Eisen^{III} unter Ausfällung von hydroxydischen Eisenverbindungen oxidiert, gelöstes Mangan^{II} zu Mangan^{IV} ausgefällt und Ammonium wieder zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation).

Optimierung des hydrochemischen Milieus

Einige Schadstoffe können nur unter bestimmten Redoxbedingungen (z. B. Sulfatreduktion oder Methanogenese) abgebaut werden. Beispielsweise erfolgt der Abbau des hochchlorierten LCKW Tetrachlorethen zu Trichlorethen ausschließlich unter anaeroben Bedingungen. Die weitere stufenweise Dehalogenierung kann sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen stattfinden [3]. Hierzu müssen mehrere Faktoren, wie z. B. das hydrochemische Milieu und das Angebot von Co-Substraten günstig sein. Durch Optimierung des hydrochemischen Milieus soll auch er-

reicht werden, dass der Abbau vollständig abläuft und toxische Metabolite wie Vinylchlorid sich nicht anreichern.

Bei in-situ-Sanierungen sind folgende Faktoren beeinflussbar:

- Milieubedingungen wie pH-Wert, Wassergehalt in der ungesättigten Bodenzone, Temperatur, Sauerstoffgehalt bzw. Redoxpotenzial
- Angebot an Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat usw.)
- Angebot an Elektronendonatoren (Co-Substraten)
- Nährsalzangebot.

**beeinflussbare
Faktoren**

Die bevorzugten pH-Werte für mikrobiologische Prozesse liegen zwischen pH 6 und 8. Günstig sind Temperaturen im Bereich von 20 °C. In der ungesättigten Bodenzone spielt der Feuchtigkeitsgehalt eine wesentliche Rolle. Am günstigsten sind Wassergehalte von ca. 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität bzw. Feldkapazität.

**günstige
Bedingungen**

Hauptaufgabe der in-situ-Sanierungsverfahren ist es, die optimale Versorgung mit Nährsalzen und Elektronenakzeptoren bzw. -donatoren im Abbaubereich zu gewährleisten und die für den Abbau geeigneten Milieubedingungen herzustellen bzw. aufrecht zu erhalten. Dies kann durch die im Folgenden beschriebenen und im jeweiligen Einzelfall zu prüfenden Maßnahmen erfolgen:

**optimale Versorgung
mit Nährsalzen und
Elektronenakzeptoren
/-donatoren**

- Zufuhr von Sauerstoff oder sonstigen Elektronenakzeptoren bei oxidativen Abbauprozessen (z. B. Wasserstoffperoxyd H_2O_2 , Kaliumnitrat KNO_3)
- Zufuhr von Elektronendonatoren (Co-Substraten) bei reduktiven Abbauprozessen (z. B. Melasse, Lactat, Pflanzenöl, Ethanol, HRC, vgl. Kap. 5.6)
- Zufuhr von Nährsalzen (z. B. Nitrat, Phosphat, Spurenelemente)
- Änderungen der Redoxbedingungen (z. B. aerobe, nitratreduzierende, methanogene Bedingungen)
- Erhöhung der Temperatur
- Beeinflussung des Wassergehalt in der ungesättigten Bodenzone (z. B. Versickerung)
- Beeinflussung der hydraulischen Verhältnisse (z. B. hydraulischer Kreislauf, vgl. Kap. 5.2).

Reduzierende Verhältnisse können u. U. durch Zufuhr von gut abbaubaren Stoffen wie Melasse, Lactat, Ethanol, HRC und Pflanzenöl erreicht werden. Diese bewirken eine Sauerstoffzehrung sowie die Freisetzung von Wasserstoff, den Mikroorganismen als Elektronendonator nutzen.

In der nachfolgenden Tabelle sind sanierungsrelevante Schadstoffe und deren bevorzugte Abbaubedingungen aufgeführt [6]. Weitere Informationen zu biologischen Abbauprozessen können [1] und [3] entnommen werden.

bevorzugte Abbaubedingungen

Tab. 2: Schadstoffe und deren bevorzugte Abbaubedingungen, verändert nach [6]

Schadstoffe	Bevorzugte Abbaubedingung
Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) Alkane, iso-Alkane, Cycloalkane, Alkylbenzole, Alkene	Aerob
Monoaromatische Kohlenwasserstoffe BTEX, Phenole, Kresole, Catechole	Aerob
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Aerob

Fortsetzung Tab. 2: Schadstoffe und deren bevorzugte Abbaubedingungen, verändert nach [6]

Schadstoffe	Bevorzugte Abbaubedingung
Chlorierte aliphatische Kohlenwasserstoffe Tetrachlorethen, Trichlorethan Trichlorethen, Dichlorethan Dichlorethen, Vinylchlorid	Anaerob Aerob/Anaerob Aerob
Chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe Chlorphenole (hochchloriert) Chlorphenole (niedrigchloriert) Chlorbenzole (hochchloriert) Chlorbenzole (niedrigchloriert) Chlornaphthaline Polychlorierte Biphenyle (hochchloriert) Polychlorierte Biphenyle (niedrigchloriert)	Anaerob Aerob/Anaerob Anaerob Aerob/Anaerob Aerob/Anaerob Anaerob Aerob/Anaerob
Nitroaromatische Verbindungen Mono- und Dinitroaromate Trinitrotoluol (TNT) Trinitrophenol (Pikrinsäure)	Aerob/Anaerob Aerob/Anaerob Aerob/Anaerob
Pestizide γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan) β -Hexachlorcyclohexan Atrazin	Aerob/Anaerob Aerob/Anaerob Aerob

4 Risiken

Die unsachgemäße Durchführung einer biologischen in-situ-Sanierung kann erhebliche Nachteile für den Boden und das Grundwasser hervorrufen. Auch die sachgerechte Durchführung ist teilweise mit nachteiligen Wirkungen verbunden, die im Einzelnen abzuwägen sind.

Die Durchführung einer biologischen in-situ-Sanierung ist deshalb von fachkundiger Stelle⁸ zu betreiben und mit einem geeigneten Monitoring-Programm zu überwachen. Nachfolgend sind einige gravierende nachteilige Wirkungen aufgeführt die theoretisch möglich sind und im Einzelfall überprüft werden müssen:

- Beim Einsatz von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) als Elektronenakzeptor ist darauf zu achten, dass die Konzentration von H_2O_2 im Infiltrationswasser nicht 1 000 mg/l übersteigt, da sonst eine Schädigung der Mikroflora eintreten kann.
- Eine Überdosierung mit H_2O_2 kann zur Bildung von O_2 -Gasblasen führen. Hierdurch wird die hydraulische Durchlässigkeit des Grundwasserleiters vermindert und eine Unterversorgung von einzelnen Zonen im Grundwasserleiter kann auftreten. Gasblasenbildung kann auch bei der Einleitung von gasförmigen Hilfs- und Versorgungsstoffen sowie bei der Bildung von Methan bei methanogenen Abbauprozessen auftreten.

⁸ Vorzugsweise sind Sachverständige und Untersuchungsstellen nach § 18 BBodSchG einzuschalten.

**Überdosierung
von H_2O_2**

Gasblasenbildung

- Durch die Zugabe von Nährstoffen und durch Temperaturerhöhung kann ein verstärktes Wachstum von Mikroorganismen vor allem im Bereich der Infiltrationsstelle auftreten. Dadurch wird die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters vermindert. Die Ausbreitung der zugeführten Hilfsstoffe kann behindert werden, im Extremfall kann eine weiträumige Verblockung des Grundwasserleiters auftreten.
- Bei Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen kann lösliches Fe^{II} durch abiotische Nebenreaktionen zu unlöslichem Fe^{III} oxidiert werden. Hierdurch kann es zur Verstopfung der Infiltrationseinrichtungen mit Eisenhydroxid (Verockerung) und im schlimmsten Fall zur Verminderung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters kommen.
- Bei Nitratüberdosierung kann es im Zuge der Denitrifikation zum Auftreten des auch für Mikroorganismen toxischen Nitrits (NO₂⁻) kommen.
- Durch Nitrat-Ammonifikation kann es zu einer Erhöhung der Ammoniumkonzentration im Abstrom kommen (nur bei niedrigem Redoxpotenzial relevant).
- Im Zuge der Schadstoffabbaureaktionen kann sich die Konzentration toxischer Abbauprodukte im Abstrom erhöhen (z. B. Vinylchlorid).
- Mit der Durchführung der biologischen in-situ-Sanierung ist eine Erhöhung der Keimzahl im Boden bzw. Grundwasser einhergehend.
- Mit den Einflussnahmen kann eine Schadstoffmobilisierung und damit evtl. eine Vergrößerung der Schadstofffahne verbunden sein.

**Verblockung des
GW-Leiters**

Verockerung

**Überdosierung
von Nitrat**

**toxische
Abbauprodukte**

Mobilisierung

5 Biologische in-situ-Sanierungsverfahren

5.1 Bioventing

Bioventing ist ein Verfahren zur Belüftung der ungesättigten Bodenzone. Das Prinzip besteht darin, dass dem kontaminierten Bodenbereich Luftsauerstoff oder reiner Sauerstoff zugeführt und dadurch der aerobe Abbau von Schadstoffen angeregt und gefördert wird. I. d. R. müssen zusätzlich Feuchte und Nährstoffe zur Unterstützung des biologischen Abbaus zugegeben werden, z. B. durch Versickerung von Nährsalzlösungen oder durch Dosierung von Lachgas N₂O und Triethylphosphat als N- und P-Quelle in die Zuluft.

**Belüftung der
ungesättigten Zone**

Die Zufuhr von Luftsauerstoff geschieht in der Regel über Gebläse und Belüftungsrohre. Dabei wird der Luftstrom mit der Zielsetzung gesteuert, die Verflüchtigung von Schadstoffen zu minimieren und gleichzeitig optimale Bedingungen für den aeroben mikrobiellen Abbau zu schaffen. Anlagen zur Absaugung oder Reinigung der Bodenluft sind i. d. R. nicht erforderlich [7]. Bei Verwendung von reinem Sauerstoff anstelle von Luftsauerstoff kann der Volumenstrom deutlich reduziert werden.

Luftzufuhr

Das Bioventing kann auch mit Hilfe einer Bodenluftabsaugung durchgeführt werden. Durch die erzeugte Druckdifferenz strömt Umgebungsluft über Belüftungsbohrungen in Richtung auf den Absaugbrunnen im Schadensherd kontinuierlich nach und ergänzt die abgesaugte Bodenluft. Gegenüber dem herkömmlichen Bodenluftabsaugverfahren werden die Aktivkohlekosten zur Sorption der Schadstoffe bei der Bodenluftreinigungsanlage i. d. R. eingespart. Liegen allerdings leichtflüchtige, schwer abbaubare Schadstoffe vor, muss die abgesaugte Bodenluft gereinigt werden (vgl. Abb. 1).

Bodenluftabsaugung

Der Volumenstrom der abgesaugten Bodenluft wird möglichst gering gehalten. In der Prozessluftführung werden neben den relevanten Schadstoffkonzentrationen die Gehalte an CO_2 und CH_4 regelmäßig analysiert. Die CO_2 -Gehalte erlauben eine stöchiometrische Bilanzierung des mikrobiologischen Schadstoffabbaus unter Zugrundelegung der natürlichen CO_2 -Hintergrundkonzentration. Die Schadstoffkonzentrationen dienen der Bilanzierung der über die Abluft ausgetragenen Schadstoffmengen.

Um geeignete Luftströmungsverhältnisse im Untergrund zu erreichen, ist die Geometrie der Absaugbrunnen, die Position und das Erfordernis von Belüftungsrohren und Oberflächenversiegelungen zu prüfen.

Verfahrensprinzip:

Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen in der ungesättigten Zone durch aktive Belüftung oder Absaugung. Anzustreben sind geringe Volumenströme.

Wirkung:

Durch die Zufuhr von Umgebungsluft oder reinem Sauerstoff wird den Mikroorganismen zusätzlicher Sauerstoff zur Atmung zur Verfügung gestellt, wodurch der aerobe Abbau unterstützt wird.

Anwendung:

Bodenverunreinigungen mit aerob gut abbaubaren Schadstoffen, insbesondere:

- Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) aus Benzin, Kerosin, Diesel
- leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX) aus Benzin.

Vorteile:

- geringe Investitions- und Betriebskosten
- in der Regel keine teure Abluftbehandlung
- einfaches Verfahrensprinzip, praktisch wartungsfrei
- erprobtes, vielfach dokumentiertes Verfahren nach dem Stand der Technik.

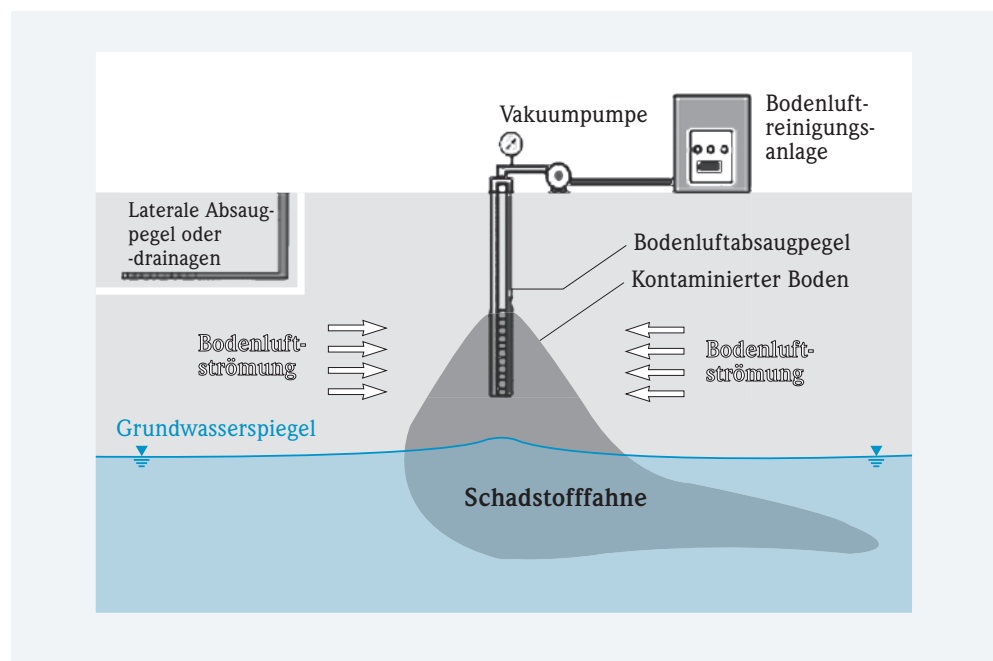


Abb. 1: Schematische Darstellung des Bioventing (Variante Bodenluftabsaugung) [6].

5.2 Hydraulischer Kreislauf und Nährstoffzugabe

Hydraulische Kreisläufe bei biologischen in-situ-Sanierungsmaßnahmen sind eine Weiterentwicklung der Pump-and-Treat-Maßnahmen. Dabei wird Grundwasser aus dem kontaminierten Bereich abgepumpt, on-site mit Nährstoffen und Elektronenakzeptoren (z. B. Sauerstoff oder Nitrat) versetzt und anschließend im Zustrom reinfiltriert (s. Abb. 2). Zur Vermeidung von Verockerungen müssen u. U. Eisen und Mangan aus dem gepumpten Grundwasser vor Reinfiltration entfernt werden.

Innerhalb dieser durch die hydraulische Kreislaufführung gebildeten „Sanierungsinsel“ erfolgt der Schadstoffabbau der Kontaminanten. Ein Abstrom aus der Sanierungsinsel bzw. dem kontaminierten Bereich ist zu verhindern. Vor Durchführung der Maßnahme muss die Geometrie und Hydraulik des betrachteten Grundwasserleiters bekannt sein, damit die sachgerechte Positionierung der Sanierungsstellen und die Einstellung der erforderlichen Pumpraten erfolgen können. Mit Hilfe eines hydrogeologischen Modells können diese Planungs- und Dimensionierungsarbeiten optimal eingerichtet werden (vgl. Kap. 6.1.1).

Mit diesem Verfahren können große Wassermengen behandelt werden. Ziel ist dabei die schnelle Reinigung und nach Möglichkeit die Einsparung der on-site Reinigungsanlage.

Verfahrensprinzip:

- Abpumpen des kontaminierten Grundwassers
- Zugabe von Nährstoffen und Sauerstoff bzw. Nitrat
- i. d. R. Entfernung von Eisen und Mangan
- Reinfiltration des angereicherten Wassers im Zustrom des kontaminierten Bereichs.

Wirkung:

Das mit Nährstoffen und Sauerstoff bzw. Nitrat versetzte kontaminierte Grundwasser wird wieder in den Grundwasserleiter eingeleitet und fließt dort mit einer so niedrigen Strömungsgeschwindigkeit, dass sich ein Biofilm auf den Bodenkörnern ausbilden kann.

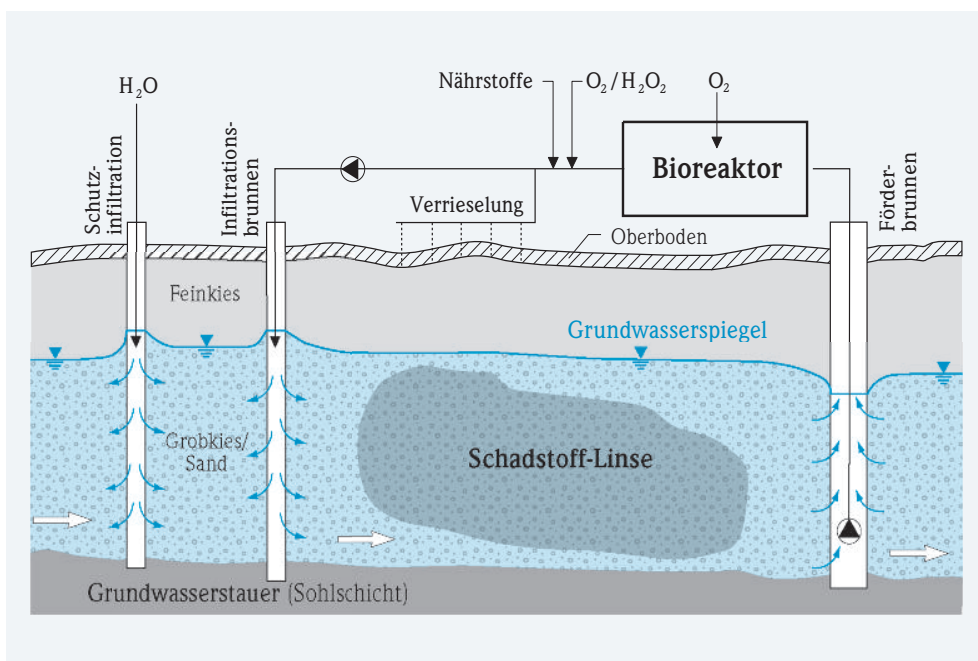


Abb. 2: Hydraulischer Kreislauf mit Nährstoffzufuhr [17].

on-site-Dosierung
von Nährstoffen

„Sanierungsinsel“

Optimierung:

- Die Anordnung der Grundwasserentnahmebrunnen ist so anzulegen, dass keine Schadstoffe abströmen können. Dies kann durch die Entnahme im Zentrum und die Infiltration am Rand des Kontaminationsbereiches erreicht werden. Im Sonderfall kann eine Schutzinfiltration oder ein Umschließen mit einer Dichtwand erforderlich sein.
- Für den Erhalt der geeigneten Strömungsrichtung kann eine teilweise Ableitung des geförderten Wassers nach Aufbereitung in den Vorfluter erfolgen, oder zusätzliches Frischwasser wird als Schutzinfiltration eingebracht. Anhand des Bilanzdefizits bzw. des -überschusses zwischen gefördertem und eingeleitetem Wasser werden die hydraulischen Verhältnisse so eingestellt, dass keine Schadstoffe den Standort verlassen können.
- Zugabe von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) oder Nitrat (NO_3^-). Beide Elektronenakzeptoren können kombiniert angewendet werden. H_2O_2 zerfällt schnell im Nahbereich, dadurch entstehen aerobe Abbauprozesse, während das Nitrat weiter transportiert wird und denitrifizierende Abbaureaktionen induziert.
- Zugabe von Nährsalzen zur N/P-Versorgung (z. B. Harnstoff und Phosphorsäure), bei saurem Wasser Zugabe von Polyphosphatsalzen anstelle Phosphorsäure.

Varianten:

- Das geförderte Wasser wird nicht reinfiltriert, sondern aufbereitet und in den Vorfluter abgeleitet. Statt des abgepumpten Grundwassers wird mit Nährstoffen versetztes Frischwasser eingebracht.
- Sollen anaerobe Abbauprozesse (z. B. reduktive Dechlorierung von LCKW) gefördert werden, dürfen keine Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff und Nitrat infiltriert werden [3].

Anwendung:

Grundwasserverunreinigungen mit aerob abbaubaren Schadstoffen, insbesondere:

- MKW aus Benzin, Kerosin, Diesel, Hydrauliköl
- BTEX
- PAK (2er- und 3er-Ringe)
- LCKW (niedrigchlorierte).

Unter anaeroben Bedingungen können hochchlorierte LCKW, aromatische Kohlenwasserstoffe und Hexachlorcyclohexan (HCH) abgebaut werden.

Vorteile:

- homogene und heterogene Grundwasserleiter können behandelt werden
- kleinräumig können unterschiedliche Grundwasserströmungsregime, evtl. auch mit Umkehr der Grundwasserströmung, induziert werden. Dadurch wird eine hohe Variabilität und Anpassungsmöglichkeit an den Standort erreicht, was einen schnellen Transport der Nährstoffe zum Abbauort ermöglicht.

5.3 Biosparging

Bei diesem in Abb. 3 dargestellten Belüftungsverfahren wird Luft über Infiltrationsbrunnen in den gesättigten Bodenbereich gepumpt. Am Spargingpunkt (Lufteintrittspunkt) wird Pressluft so eingebracht, dass kegelförmige, nach oben sich erweiternde Belüftungszonen bis in den ungesättigten Bereich entstehen. Ziel ist die Ausbildung eines Einflusskegels mit großem Öffnungswinkel sowie die Ausbildung hochverzweigter Kanälchen. Dies wird durch einen Injektionsdruck erreicht, der nur

Belüftung der gesättigten Zone

wenig größer ist als der Druck, welcher zur Überwindung der über dem Spargingpunkt stehenden Wassersäule benötigt wird. Den gleichen Effekt erzeugt eine gepulste Luftinjektion.

Das Verfahren kann nur dann effektiv angewendet werden, wenn der Spargingpunkt unterhalb der Kontamination eingerichtet werden kann. Weitere Informationen gehen aus [6] hervor.

Verfahrensprinzip:

Einbringen von Luft in den wassergesättigten Bodenbereich.

Wirkung:

Durch die Anreicherung des Grundwassers mit Sauerstoff wird der mikrobielle Abbau gefördert. Die vertikale Strömung des Luft-Wasser-Gemisches fördert die in-situ-Strip-pung flüchtiger Schadstoffe und die Desorption der Schadstoffe von den Oberflächen des Bodenkorns. Zusätzlich können Nährsalze zur Verbesserung des mikrobiellen Abbaus durch die gleichen Infiltrationsbrunnen oder mittels separater Injektionsbrunnen eingebracht werden.

Optimierung:

Das Verfahren wird oft mit einer Bodenluftabsauganlage kombiniert, da die Schadstoffe in die ungesättigte Bodenzone eingetragen werden. Dabei wird im Vergleich zum Bioventing (s. Kap. 5.1) ein vielfach größeres Volumen abgesaugt.

Vor Sanierungsbeginn sollte ein Pilotversuch durchgeführt werden. Dazu reicht in der Regel ein Infiltrationsbrunnen sowie Beobachtungsmessstellen in regelmäßigen Abständen. Die Beobachtungsmessstellen sind sowohl in der ungesättigten als auch gesättigten Bodenzone verfiltert. Sie dienen der Messung des Grundwasserniveaus, der O_2 -Konzentration im Grundwasser sowie der Konzentration der leichtflüchtigen Schadstoffe in der Bodenluft.

Bei der Entfernung von leichtflüchtigen Schadstoffen tritt der Stripp-Effekt in den Vordergrund. Von Airsparging wird gesprochen, wenn es sich ausschließlich um eine in-situ Strippung handelt, z. B. bei unter aeroben Bedingungen schlecht abbaubaren leichtflüchtigen Schadstoffen wie Tetrachlorethen.

Anwendung:

Das Verfahren eignet sich zur Anwendung bei Schadstoffen, die leichtflüchtig und/oder gut abbaubar sind. Dazu zählen:

- MKW (leicht- und mittelflüchtig) aus Benzin, Kerosin, Diesel
- BTEX
- Naphthalin
- LCKW.

Beim Abbau mittel- und schwerflüchtiger, unter aeroben Bedingungen abbaubarer Schadstoffe (z. B. Diesel, Schmieröl) ist das Sparging wichtig für die Heranführung des Sauerstoffes. Das Verfahren funktioniert nur in homogen aufgebauten Aquiferen, dabei sollte die hydraulische Durchlässigkeit bei $k_f > 10^{-4}$ m/s liegen. Geringere Durchlässigkeiten beeinträchtigen die Anwendung.

Vorteile:

- kostengünstig
- Förderung der Desorption führt zu beschleunigter Schadstofffreisetzung

- Anreicherung auch der ungesättigten Bodenzone mit Sauerstoff, dadurch Förderung des mikrobiellen Abbaus auch dort.

Nachteile:

- Inhomogenitäten des Grundwasserleiters vermindern die Effizienz
- Schlufflinsen verhindern Ausbreitung der Kanälchen, somit wird der darüber liegende Bereich nicht erreicht
- Umlenkung der Luft kann durch Bereiche erhöhter Durchlässigkeit erfolgen, dadurch werden andere Bereiche nicht mit Luft versorgt
- bei geringmächtigen Aquiferen verkleinert sich der Einflusskegel eines Spargingpunktes. Die Anzahl der Pegel muss heraufgesetzt werden, was zu einer Verteuerung des Verfahrens führt
- Tiefe Kontaminationen erfordern sehr hohe Drücke zur Überwindung der Wassersäule, dazu sind teure Anlagen notwendig
- hohe Eisen- und Mangankonzentrationen im Grundwasser führen zur Verblockung des Aquifers durch Ausfällungen
- nicht anwendbar unter einer Bebauung (führt zu einem Luftpolster unter Fundamenten bzw. Bodenplatten und zu gespannten Druckverhältnissen im Aquifer).

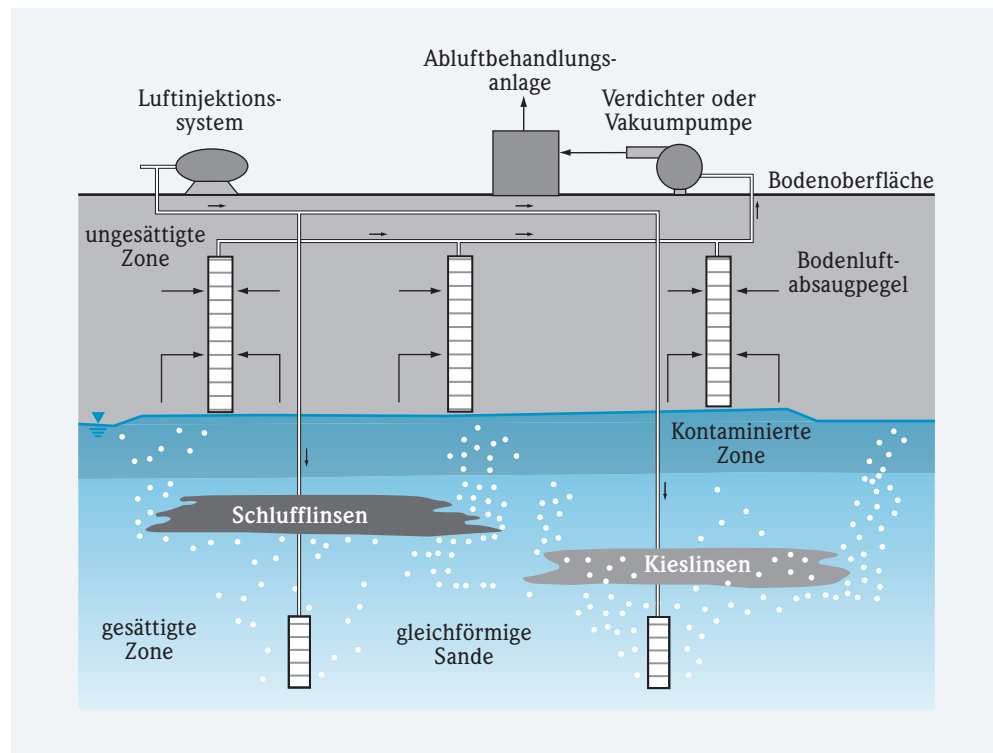


Abb. 3: Schematische Darstellung des Biosparings [6].

5.4 Injektion eines Methan-Luft-Gemisches

Methan-Biostimulationsverfahren

Das Methan-Biostimulationsverfahren ist eine Variante des Airspargings/Biosparings und kann zur Sanierung von LCKW-Schadensfällen eingesetzt werden. Durch Infiltration eines Methan-Luft-Gemisches in die gesättigte Bodenzone unterhalb der Kontamination werden LCKW einerseits durch Stripptung ausgetragen, andererseits wird der biologische in-situ-Abbau der LCKW gefördert [19]. Das Verfahren nutzt die

Fähigkeit methanotropher Bakterien zum kometabolischen Abbau von LCKW. Da der Abbau unter aeroben Bedingungen stattfindet, eignet sich das Verfahren insbesondere bei oxidischen Grundwasserverhältnissen. Bei Nährstoffmangel kann Lachgas (N_2O) und Triethylphosphat zudosiert werden. Vor Sanierungsbeginn sollten Laborversuche durchgeführt werden.

kometabolischer Abbau von LCKW

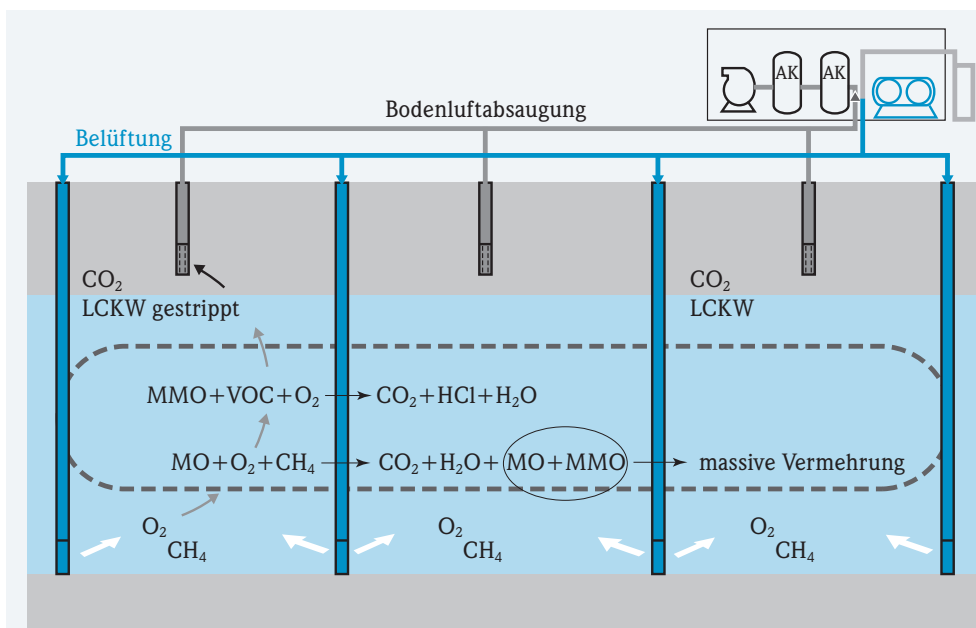
Vorrangiges Ziel ist der biologische Abbau der LCKW und weniger die Strippung der LCKW, so dass der Aktivkohleverbrauch im Vergleich zum Airsparging deutlich reduziert wird.

Die Überwachung des Verfahrens beinhaltet die Messung der Belüftungs- und Abluftvolumenströme sowie die Konzentrationen von Methan in der Zu- und Abluft und von LHKW, Sauerstoff und Kohlendioxid in der Abluft.

Überwachungsparameter

Verfahrensprinzip:

Ein Methan-Luft-Gemisch (max. 2,5 Vol.% Methan) wird in die gesättigte Zone unterhalb der Kontamination eingetragen. Die Abluft wird über Absaugbrunnen im ungesättigten Bereich oberhalb der Kontamination abgesaugt und über Aktivkohlefilter gereinigt.



Erläuterungen:

AK = Aktivkohle; CH_4 = Methan; O_2 = Sauerstoff; CO_2 = Kohlendioxid; MO = Mikroorganismen; MMO = Enzym Methanmonooxygenase; VOC = leichtflüchtige organische Verbindungen

Abb. 4: Schematische Darstellung des Methan-Biostimulationsverfahrens (Fa. Biopract GmbH).

Wirkung:

Das Verfahren nutzt die Fähigkeit methanotropher Bakterien, LCKW kometabolisch unter aeroben Bedingungen abzubauen.

Anwendung:

Das Verfahren eignet sich für LCKW-Verunreinigungen in der gesättigten Bodenzone. Die Wirkung erstreckt sich auch auf die ungesättigte Bodenzone.

Vorteile:

- Vinylchlorid wird unter aeroben Bedingungen nicht gebildet (i. Ggs. zum anaeroben Abbau von Chlorethenen, bei dem Vinylchlorid als Zwischenprodukt auftritt und sich anreichern kann)
- Chloralkene und -alkane können abgebaut werden
- die Sanierung der gesättigten und ungesättigten Bodenzone ist in einem Schritt möglich
- Kosten für Wasseraufbereitung entfallen.

Nachteile:

- bei hohem Anteil von Tetrachlorethen (PER) steht die Eignung des Verfahrens noch nicht fest.

5.5 Infiltration von Nährstoffen über Grundwasserzirkulationsbrunnen

Induzierung einer Strömungswalze

Bei Grundwasserzirkulationsbrunnen erfolgt die Grundwasserentnahme (Exfiltration) und Infiltration innerhalb des gleichen Brunnens. Dabei ist der Brunnen an der Basis und im Grundwasserschwankungsbereich verfiltert, dazwischen liegt i. d. R. eine Vollrohrstrecke. Durch in den Brunnen eingepresste Luft wird eine Aufwärtsströmung nach dem Prinzip einer Mammutpumpe erzeugt und damit eine Grundwasserzirkulation in Gang gesetzt. Leichtflüchtige Schadstoffe werden dabei gestrippt und die Abluft on-site gereinigt. Gleichzeitig wird das Grundwasser mit Luftsauerstoff gesättigt und der aerobe Schadstoffabbau begünstigt.

Strippung und Abbau von Schadstoffen

Das grundsätzliche Verfahrensprinzip des Grundwasserzirkulationsbrunnens besteht zunächst hauptsächlich in einer in-situ-Strippung mit Grundwasserkreislaufführung. Erst die gezielte Zugabe von Nährstoffen und Elektronenakzeptoren sorgt für eine optimale Abbauleistung. Durch die Zirkulationsströmung werden sowohl Nährstoffe als auch Elektronenakzeptoren im Einflussbereich des Brunnens optimal verteilt. Dadurch wird zusätzlich der biologische Abbau der Schadstoffe im Untergrund, der als großer Biofilmreaktor fungiert, angeregt.

Modifizierungen dieses Verfahrensprinzip sind Unterdruckverdampferbrunnen (UVB), BioAirlift (vgl. Abb. 5), der Luftinjektionsbrunnen (LIB) und In-Well-Stripping. Nähere Informationen gehen aus [6] und [8] hervor.

Verfahrensprinzip:

- Nährstoffdosierung und Anregung des biologischen Abbaus
- Erzeugung einer Grundwasserzirkulation
- Stripping der leichtflüchtigen im Wasser gelösten Schadstoffe.

Wirkung:

- durch die Grundwasserzirkulation wird der Untergrund durch hydraulische Spülung gereinigt und gleichzeitig mit Sauerstoff und den notwendigen Nährstoffen für den biologischen Abbau versorgt
- je nach Gestaltung des Brunnens kann die Zirkulationsströmung vom Grundwasserspiegel zur Aquifersohle oder umgekehrt gerichtet sein. Eine Abstrombewegung wird durch die Anhebung des Grundwasserspiegels im Bereich des Brunnens her-

vorgerufen. Eine Aufstrombewegung wird durch die Absenkung des Grundwasserspiegels im Bereich des Brunnens bewirkt

- Leichtphasen (LNAPL = Light Non-Aqueous Phase Liquid) können abgeschöpft werden, wenn im Grundwasser eine Aufstrombewegung erzeugt wird
- Schwerphasen (DNAPL = Dense Non-Aqueous Phase Liquid) gelangt in den Brunnen, wenn im Grundwasser eine Abstrombewegung erzeugt wird. Sie können durch Abpumpen aus dem Grundwasser entfernt werden.

Anwendung:

Das Verfahren eignet sich zur Anwendung bei Schadstoffen, die leichtflüchtig und/oder gut abbaubar sind. Dazu zählen:

- MKW (leicht- und mittelflüchtig) aus Benzin, Kerosin, Diesel
- BTEX
- Naphthalin
- LCKW.

Leichtphasen (LNAPL) können abgeschöpft, Schwerphasen (DNAPL) abgepumpt werden.

Optimierung:

- zusätzlich kann ein permeabler Bioreaktor, der immobilisierte schadstoffabbauende Bakterien enthält, in den Brunnen eingebaut werden. Damit findet ein Schadstoffabbau nicht nur innerhalb des Aquifers statt, sondern zusätzlich wird das den Brunnen passierende Grundwasser gereinigt

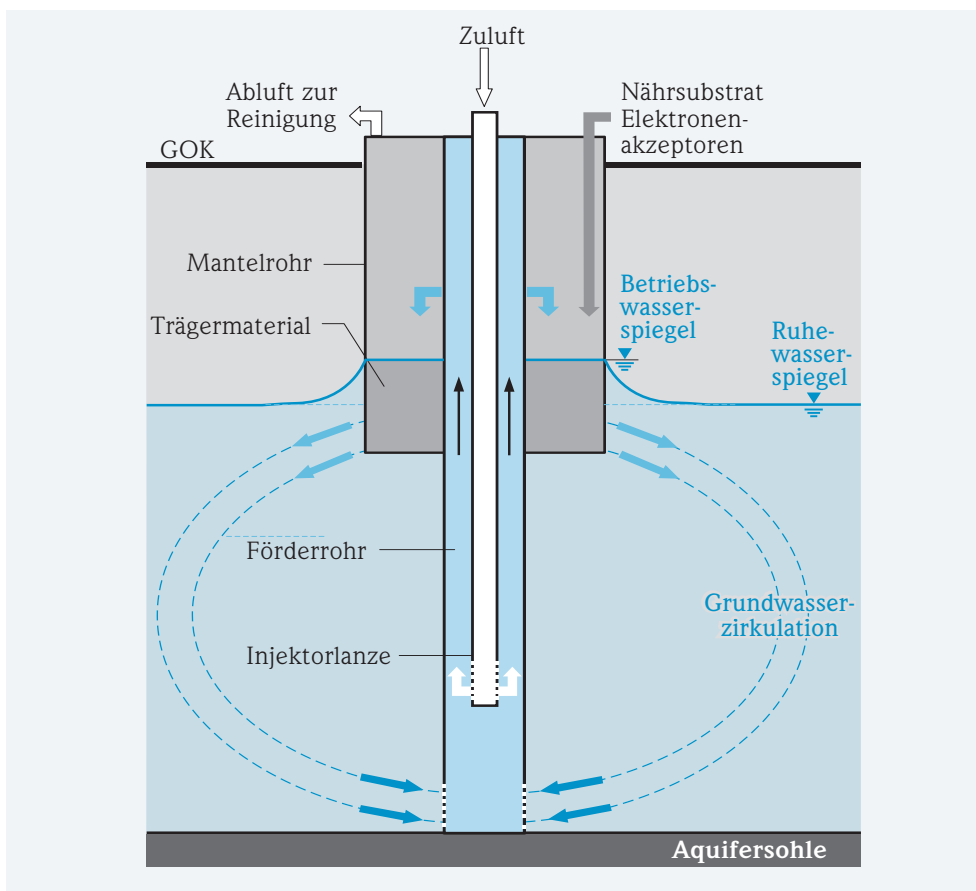


Abb. 5: Schematische Darstellung eines Grundwasserzirkulationsbrunnens (Bio-Airlift der Fa. Züblin Umwelttechnik GmbH).

- sollen anaerobe Abbauprozesse gefördert werden, ist anstelle der Mammutpumpe eine elektrische Pumpe einzusetzen, um den Sauerstoffeintrag zu vermeiden.

Vorteile:

- Kombination mehrerer Verfahren (Stripping, hydraulische Ausspülung, Abbau)
- Stripping vollständig kontrollierbar
- kontaminierte Luft kann nicht entweichen
- die induzierte vertikale Grundwasserströmung mobilisiert die Schadstoffe und begünstigt die Verteilung der Nährstoffe, weiterhin wird der Kapillarsaum miterfasst
- je nach induzierter Strömungsrichtung können leichte oder schwere Schadstoffphasen eliminiert werden.

Nachteile:

- der geologische Aufbau als auch die Distanz zwischen Infiltration und Exfiltration des Grundwassers können eine Zirkulationsströmung behindern oder verhindern, wodurch in Folge eine Verfrachtung der Schadstoffe in nichtkontaminierte Bereiche verursacht werden kann.
- Schadstoffverluste treten durch abströmendes, die Strömungswalze verlassendes Grundwasser und durch Dispersion am Rand der Strömungswalze auf. Daher sind im Abstrom des Grundwasserzirkulationsbrunnens Beobachtungsmessstellen und i. d. R. ein Sicherungsbrunnen zu installieren.
- hohe Eisenkonzentrationen im Grundwasser verursachen eine Verockerung des Systems
- zur vollständigen Erfassung ausgedehnter Schadensbereiche ist die Installation von zahlreichen Brunnen erforderlich, wodurch hohe Kosten verursacht werden.

5.6 Injektion sauerstofffreisetzender Substanzen

Bei diesem Injektionsverfahren werden sauerstofffreisetzende Stoffe zum aeroben Abbau von MKW, BTEX und PAK aus Mineralölprodukten und Teerölen eingesetzt.

H₂O₂

Das Oxidationsmittel H₂O₂ (handelsüblich sind ca. 30–40 %ige wässrige Lösungen) hat den Vorteil, in die ungiftigen Produkte H₂O (Wasser) und O₂ (Sauerstoff) zu zerfallen. Es eignet sich daher als Sauerstofflieferant. Hohe Sauerstoffpartialdrücke bewirken, dass mehr als 10 mg/l O₂ im Wasser gelöst werden können. So kann die beim aeroben Abbau i. d. R. auftretende O₂-Limitierung überwunden werden. Zusätzlich kann H₂O₂ den biologischen Abbau nur schwer verfügbarer Stoffe fördern (beispielsweise 4- und 5-kernige PAK), indem diese teilweise oxidiert und mobilisiert werden. Damit ist u. U. ein vollständiger biologischer Abbau möglich. Hohe Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser können auch durch Einleiten von reinem Sauerstoff erreicht werden, z. B. mit dem iSOCTM-Verfahren (in situ Submerged Oxygen Curtain) [18].

Sauerstoff

feste Sauerstoffträger

Weiterhin gibt es feste Sauerstoffträger, die bei Kontakt mit Wasser langsam Sauerstoff freisetzen. Das Grundwasser wird so mit gelöstem Sauerstoff angereichert. Das Produkt „Oxygen Release Compound (OCR®)“ enthält Magnesiumperoxid, welches bei Kontakt mit Wasser Sauerstoff abgibt. Bei dem Produkt „PermeOX® Plus“ wird Calciumperoxid als festes Pulver eingesetzt. Beim Einsatz dieser Produkte wird das Pulver in Wasser aufgeschlämmt und durch „direct-push“-Injektionen oder Bohrlochverfüllungen in das Grundwasser eingebracht. Alternativ können durchlässige Stoffbehälter, die

die Produkte enthalten, in einen Brunnen gehängt werden. Die mit dem Sauerstoffträger gefüllten Brunnen haben eine höhere Permeabilität als der umliegende Grundwasserleiter, somit wird im Zustrom des Brunnens eine Konvergenz und im Abstrom eine Divergenz der Grundwasserströmungslinien erreicht. Diese Methode ist besonders für BTEX-Schadensfälle erprobt. Weitere Angaben sind u. a. bei [9] aufgeführt.

Verfahrensprinzip und Wirkung:

- Dosierung von Substanzen, die im Grundwasser langsam Sauerstoff freisetzen
- aerober Abbau der Schadstoffe im Abstrom (Beschleunigung natürlicher Reinigungsprozesse)
- keine aktive Beeinflussung der hydraulischen Verhältnisse, kein Abpumpen von Grundwasser

Anwendung:

Das Verfahren eignet sich zur Anwendung bei Schadstoffen, die aerob abbaubar sind. Dazu zählen:

- MKW (leicht- und mittelflüchtig) aus Benzin, Kerosin, Diesel
- BTEX
- PAK
- Naphthalin.

Vorteile:

- geringe laufende Kosten
- geringe Beeinträchtigung des Standortes durch die Sanierungsmaßnahme

Nachteile:

- die Verteilung des Sauerstoffträgers im Grundwasser kann durch die hydrogeologischen Verhältnisse oder starkes Mikroorganismenwachstum eingeschränkt sein.

5.7 Injektion wasserstofffreisetzender Substanzen

Bei diesem Injektionsverfahren werden gut abbaubare organische Substrate (Auxilar-substrate, Co-Substrate) eingesetzt, um im Grundwasser optimale Bedingungen zum anaeroben Abbau von chlorierten Schadstoffen wie LCKW zu schaffen [3]. Für die reduktive Dechlorierung der Schadstoffe wird Wasserstoff als Elektronendonator benötigt. Dieser entsteht beim anaeroben Abbau der injizierten Substrate. Als Substrate eignen sich prinzipiell:

- Lactat (Salz der Milchsäure, wässrige Lösung)
- Melasse (Rückstand der Zuckerherstellung, enthält u. a. Zucker wie Sucrose, Glucose und Fructose)
- Ethanol
- Pflanzenöl und Mikroemulsionen aus Pflanzenölen
- HRC[®] (Hydrogen Release Compound). HRC[®] ist ein Poly-Lactat-Ester, der bei Kontakt mit Wasser langsam Milchsäure freisetzt. Das Produkt ist zähflüssig und wird durch „direct-push“-Injektion in das Grundwasser injiziert.

Verfahrensprinzip und Wirkung:

- Dosierung von Substanzen, bei deren Abbau im Grundwasser langsam Wasserstoff freigesetzt wird. Der Wasserstoff wird von Mikroorganismen zur reduktiven Dechlorierung von chlorierten Schadstoffen genutzt.

Induzierung des anaeroben Abbaus von LCKW

wasserstoffbildende Substrate

- anaerober Abbau der Schadstoffe im Abstrom (Beschleunigung natürlicher Reinigungsprozesse)
- keine aktive Beeinflussung der hydraulischen Verhältnisse, kein Abpumpen von Grundwasser.

Anwendung:

Das Verfahren eignet sich zur Anwendung bei Schadstoffen, die anaerob abbaubar sind. Dazu zählen chlorierte Verbindungen wie:

- LCKW
- hochchlorierte Chlorbenzole und -phenole

Vorteile:

- geringe laufende Kosten
- geringe Beeinträchtigung des Standortes durch die Sanierungsmaßnahme

Nachteile:

- die reduktive Dechlorierung kann unvollständig verlaufen, so dass sich toxische Zwischenprodukte wie Vinylchlorid anreichern können
- die Verteilung des Wasserstoffträgers im Grundwasser kann durch die hydrogeologischen Verhältnisse eingeschränkt sein.

5.8 Injektion von Nährstoffen

Dieses Verfahren ist in den Bereichen geeignet, wo die Nährstoffverteilung im Grundwasserleiter nur schwer technisch zu bewältigen ist und eine gute Durchmischung nur über einen längeren Zeitraum erfolgen kann. Je nach Standortsituation werden Stickstoff- oder Phosphorverbindungen (z. B. Magnesiumphosphat) dem Grundwasser zudosiert. Die Injektion von Nährstoffen erfordert ein engmaschiges Monitoring-Netz, um die Geometrie des schadstoffabbauenden Bereiches hinreichend nachvollziehen zu können.

Durch Injektionsbohrungen erfolgt ein Eintrag der Dosierstoffe in die relevante gesättigte Bodenzone. Die Nährstoffe werden entweder als wässrige Lösungen (einmalige Punktinjektion) oder in durchlässigen Behältern (langanhaltende Depot-Infiltation, s. Abb. 6) eingesetzt. Die zu dosierende Menge ist über vorausgehende Untersuchungen zu ermitteln, vor allem Abbauratenbestimmungen. Der temporäre Eintrag in den Untergrund erfolgt über die Injektionsbohrungen gezielt in einer erhöhten Konzentration, sodass sich durch den Transport der eingebrachten Nährstoffe und Elektronenakzeptoren mit dem fließenden Grundwasser erst im Abstrom eine wirksame Verdünnung einstellt.

Die Abstände der Injektionsbohrungen sind so angelegt, dass in einem vorgegebenen Zeitraum im wesentlichen das gesamte Dekontaminationsfeld mit der Zudosierung versorgt wird. Die Einbringung der Nährlösungen wird über mobile Dosierstationen und Filterrohre bzw. Injektionslanzen unter evtl. Zwischenschaltung von Vorratsbehältern durchgeführt.

Da ein Abpumpen bei diesem Verfahren nicht vorgesehen ist, können Wasseranalysen die biologische Aktivität nicht direkt belegen. Es sind daher Kontrollbohrungen im Abstrom und die Erfolgskontrolle durch Zugabe von Markierungsstoffen (Fluores-

Dosierung von Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Depot-Infiltation

zierende Stoffe, radioaktive Tracer, Natriumnitrat) vorzusehen. Weiterführende Literatur findet sich bei [10].

Anwendung:

Gut abbaubare Schadstoffe (MKW, BTEX) können mit der Methode behandelt werden.

Vorteil:

Im Gegensatz zur aktiven in-situ-Sanierung mit Kreislaufführung werden damit schwer zugängliche Bereiche erreicht.

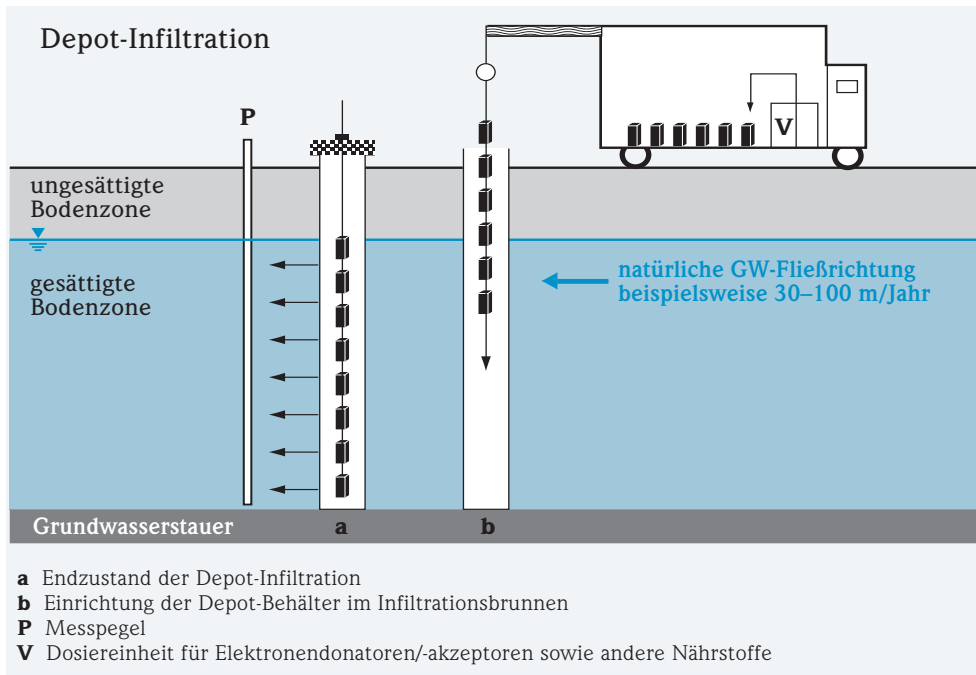


Abb. 6: Injektion von Nährstoffen (Depot-Infiltration).

6 Organisation der Überwachung von biologischen in-situ-Sanierungsmaßnahmen

Bei in-situ-Sanierungen ist ein umfangreiches Überwachungsprogramm zwingend erforderlich. Das Überwachungsprogramm wird im Sanierungsplan festgeschrieben. Mit dem Überwachungsprogramm wird der Sanierungsverlauf kontinuierlich begleitet. Das Erreichen des Sanierungszieles wird dokumentiert, evtl. auftretende nachteilige Wirkungen (vgl. Kap. 4) werden erfasst. Im Überwachungsprogramm werden Anzahl und Position der Probennahmestellen, Häufigkeit der Probennahmen sowie die zu analysierenden Parameter festgeschrieben. Optional können analytische oder numerische Modelle zur Unterstützung der Überwachung eingesetzt werden.

Die Überwachung der Sanierung sowie die Auswahl und Bestimmung der relevanten Parameter zur Gesamtbeurteilung eines Sanierungsfeldes können in drei Phasen bearbeitet werden (s. u.). Die Erhebung der hydrogeologischen Randbedingungen ist separat zu sehen und hierbei nicht berücksichtigt. Ein Pilot-/Feldversuch ist i. d. R. sehr empfehlenswert.

Überwachungsprogramm

drei Phasen der Überwachung

Vorbereitung und Pilotphase

1. Phase

- Aufstellen eines Überwachungsprogramms zur Überwachung der Wirksamkeit der Sanierung (optional auf der Basis eines hydrogeologischen Modells)
- Zusammenstellung der Überwachungsparameter
- Festlegung der Parameter und der Häufigkeit der Probenahme für eine Pilotphase (Feldversuch), für den Dauerbetrieb und für den Nachweis des Sanierungserfolges
- Qualitativer Nachweis der biologischen Aktivität (vgl. Kap. 6.2.1)
- Abschätzung der potenziellen biologischen Schadstoffabbaus (vgl. Kap. 6.2.1)
- Begleitendes qualitatives Screening im bereits bestehenden Messstellennetz unter Einbeziehung der Schadstoffverteilung.

Sanierung

2. Phase

- Beobachtung der Verteilung und des Verhaltens der zugeführten Substrate bzw. Elektronenakzeptoren sowie der Schadstoffe im Bereich des Bioreaktors durch das Überwachungsprogramm.

Nachweis des Sanierungserfolges

3. Phase

- wiederholte Beprobungen des Grundwassers nach Abschluss der Phase 2 zur Kontrolle, ob das Sanierungsziel erreicht ist und dauerhaft eingehalten wird (vgl. Kap. 7). Liegen Bereiche vor, in denen der mikrobielle Abbau nicht vollständig war, steigen die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser wieder an. Dann ist der weitere Handlungsbedarf zu klären. Wird das Sanierungsziel dauerhaft eingehalten, ist der Erfolg der Sanierung nachgewiesen.

6.1 Nachweis des Verhaltens der Schadstoffe und zudosierter Eingabestoffe durch Modelle

Lage von GW-Messstellen

Das Überwachungsprogramm (Monitoringprogramm) soll es ermöglichen, den Sanierungsverlauf während der Maßnahme darzustellen. Ein geeignetes Überwachungsprogramm muss Angaben zur Anordnung und zum Ausbau von Messstellen sowie zu den Analysenparametern beinhalten. Es empfiehlt sich die Einrichtung von Messstellen im Zustrom, im Schadensherd, im Zentrum der Schadstofffahne, am Rand der Schadstofffahne und im weiteren Abstrom.

Überwachung des Sanierungsverlaufs

Die Überwachung soll Aussagen zu folgenden Punkte ermöglichen:

- Abschätzung, ob die Sanierung planmäßig verläuft und die Sanierungsziele in einem angemessenen Zeitraum erreicht werden können
- Nachweis, dass abstromig keine Schutzgüter beeinträchtigt werden
- Änderungen der Milieubedingungen während der Sanierung
- Auftreten toxischer und sonstiger Abbauprodukte
- Änderungen der Ausdehnung der Schadstofffahne
- Änderungen der Randbedingungen, insbesondere der hydraulischen Verhältnisse am Standort.

Dokumentation des Sanierungsverlaufs

Durch die gewonnenen Ergebnisse werden die geplanten und die realen Verhältnisse ständig abgeglichen, sodass im Falle abweichender Verhältnisse eingegriffen werden kann. Der Sanierungsverlauf ist auf der Grundlage des Sanierungsplanes bzw. des Überwachungsprogramms zu dokumentieren und in regelmäßigen Abständen der Behörde zur Information vorzulegen.

6.1.1 Hydrogeologisches Modell

Entscheidend für das Grundverständnis über die Situation des Schadensfalles ist die Kenntnis der hydrogeologischen Standortbedingungen. Zur Visualisierung der Verhältnisse werden die Kenndaten wie Gebirgsdurchlässigkeit (k_f -Wert), Fließrichtung, Fließgeschwindigkeit, hydraulische Trennung oder Verbindung einzelner Stockwerke zunächst in einem hydrogeologischen Modell (HGM) standardisiert (vgl. Abb. 7, verändert nach [11] und [12]). Dies ist oft schon ausreichend, um das Design des Monitoringnetzes für die Überwachung der laufenden Sanierung zu bestimmen.

Im Einzelfall können darüber hinaus Daten erhoben werden, mit denen Transport- und Reaktionsmodelle erstellt werden können, auf deren Basis Aussagen zu Rückhalte- und Abbaupotenzialen sowie dem Langzeitverhalten der Schadstofffahne getroffen werden können (siehe nachfolgendes Kapitel 6.1.2).

Visualisierung der hydrogeologischen Standortbedingungen

Modellierung von Schadstofffahnen

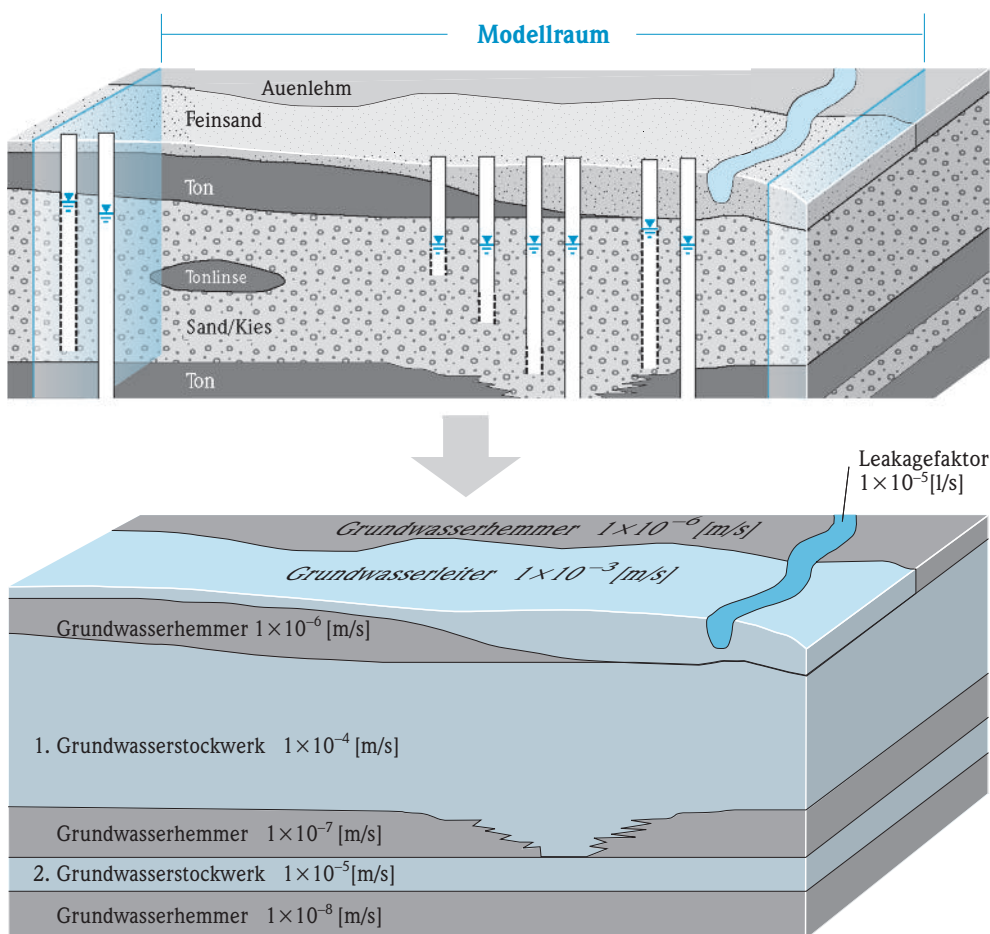


Abb. 7: Schematisierung der geologischen Untergrundverhältnisse anhand des hydrogeologischen Modells (HGM), verändert nach [11] und [12].

6.1.2 Transport- und Reaktionsmodelle

Anhand der Transport- und Reaktionsmodelle werden die bei der Sanierungsmaßnahme ablaufenden Prozesse wie Bioabbau, Sorption, Advektion und Dispersion simuliert. Dabei sollen Aussagen zur Schadstoffausbreitung, zu den Abbauraten sowie zur Dauer der Sanierung abgeleitet und prognostiziert werden (vgl. Abb. 8). Zeitgleich erfolgt eine Kontrolle des Beprobungsplanes. Dieser wird, wenn nötig, an die

Simulation von Abbau, Sorption und Advektion

Vorhersagen entsprechend angepasst. Die Eingabeparameter in das Modell sind so zu wählen, dass eine realitätsnahe Abschätzung des Sanierungsprozesses erfolgen kann.

analytische Modelle

Für Transport- und Reaktionsmodelle eignen sich analytische und numerische Lösungsansätze. Analytische Lösungsansätze bieten sich für Fälle an, in denen nur wenige Felddaten zur Verfügung stehen und/oder sich der Standort durch einfache hydrogeologische Parameter beschreiben lässt.

numerische Modelle

Numerische Modelle eignen sich zur Darstellung umfangreicher Fragestellungen. Dabei stehen verschiedene ein-, zwei- und dreidimensionale Modelle zur Verfügung, z. B. ASM, HYDRUS und MODFLOW, mit denen der Schadstofftransport und der Abbau berechnet werden kann. Die Auswahl erfolgt nach den Anforderungen des Anwenders und den Erwartungen an die Modellaussagen. Eine umfangreiche Sammlung von Transport- und Reaktionsmodellen enthält die Internet-Datenbank DASIMA [13].

Beispiel einer Transportmodellierung

In Abb. 8 ist beispielhaft die Entwicklung der Schadstoffverteilung eines BTEX-Schadens dargestellt. In Abb. 8a sind die Isokonzen zum Zeitpunkt 0 dargestellt und in Abb. 8b zum Zeitpunkt $t = 60$ Tage prognostiziert. Ferner lassen sich die Grundwasserfließverhältnisse darstellen und der relevante Volumenstrom und die Schadstofffracht über einen Querschnitt senkrecht zur Fließrichtung berechnen. Die dunklen Quadrate stellen die Injektionsbrunnen für den eingesetzten Elektronenakzeptor dar.

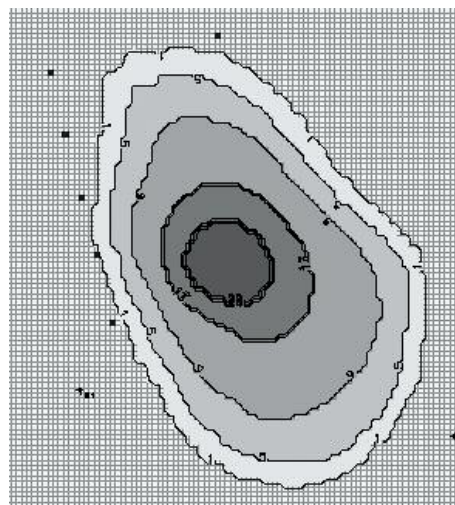


Abb. 8a: für die Zeit $t = 0$ Tage.

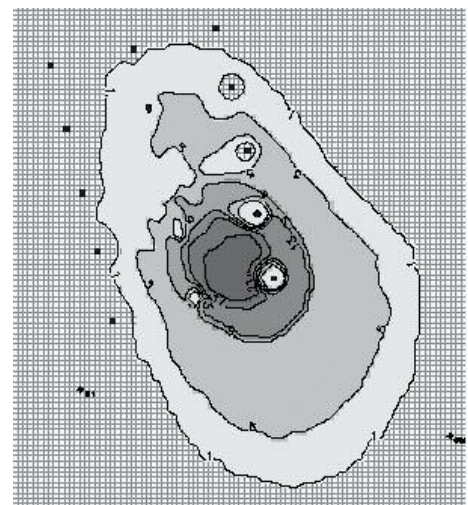


Abb. 8b: für die Zeit $t = 60$ Tage.

Abb. 8: Reaktive Transportmodellierung für einen BTEX-Schaden (Konzentrationen in mg/l) Fließrichtung von Ost nach West bei geringer Abstandsgeschwindigkeit.

6.2 Spezielle Überwachungsmaßnahmen

6.2.1 Qualitativer Nachweis der biologischen Aktivität

Für eine erste qualitative Abschätzung ist die Ermittlung der Redoxzonen (Abb. 9) sowie eine Erhebung der Hinweise auf mikrobielle Stoffwechselprozesse hilfreich. Dies geschieht am besten anhand der bereits beschriebenen Redoxindikatoren (vgl.

Kap. 3). Zur Klärung der Nährsalzsituation sollten ebenfalls die Parameter PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NH_4^+ und NO_3^- untersucht werden.

Ermittlung der Redoxzonen

Im Rahmen eines Überwachungsprogramms lassen sich die Veränderungen der Redoxzonen darstellen. Aus den Abb. 9a und 9b geht die Veränderung der Redoxzonen im zeitlichen Abstand von vier Monaten bei einem Schadensfall anhand der Erfassungsparameter Nitrat, Eisen^{II} und Sulfat hervor. Der Untergrund ist im Juni 2002 (Abb. 9a) überwiegend durch erhöhte Konzentrationen an reduziertem Eisen^{II} und verminderte Nitratkonzentrationen gekennzeichnet (Zone mit erhöhtem Eisen^{II}-Gehalt mittelblau; verminderter Nitratgehalt hellblau, verminderter Sulfatgehalt dunkelblau).

Es konnte festgestellt werden, dass sich bis zum Oktober 2002 die Situation zu sulfatreduzierenden Verhältnissen verändert hat, d. h. das Redoxpotenzial ist gesunken. (verminderter Sulfatgehalt innerhalb des dunkelblau markierten Bereichs in Abb. 9b).

Gesamtzellzahlen

Ergänzende Hinweise über die mikrobiologische Tätigkeit erhält man über eine Ermittlung der Gesamtzellzahlen der Mikroorganismen (vgl. Kap. 2 unter „Grundwasseruntersuchungen“ und Kap. 6.2.4, Beispiel 5). Für eine erste Einschätzung ist die Gesamtzellzahl (z. B. DAPI-Methode) ausreichend. Die Bestimmung der Lebendzellzahl (MPN- oder KBE-Methode) ist sinnvoll für die Prüfung, in welchem Maße die vorhandene Mikrobiozönose durch Nährstoffzugabe vitalisiert werden kann.

Bei in-situ-Sanierungen des ungesättigten Bodens (Bioventing) kann ein einfacher Nachweis der biologischen Aktivität über die Konzentrationen an CO_2 und O_2 im Bereich des Schadens mittels Bodenluftsonden erbracht werden. Erfolgt keine Belüftung oder Absaugung, kann über die zeitliche Änderung dieser Parameter (Zehrung von Sauerstoff und Bildung von CO_2) die biologische Aktivität nachgewiesen bzw. abgeschätzt werden (In-Situ-Respirationstest ISRT) [6, 14]. Dieser Test kann sowohl vor Aufnahme der Sanierung zur Feststellung einer

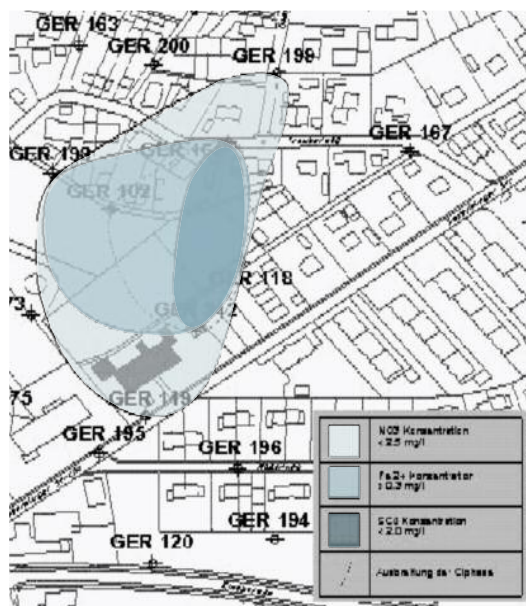


Abb. 9a: Redoxzonierung – Juni 2002.

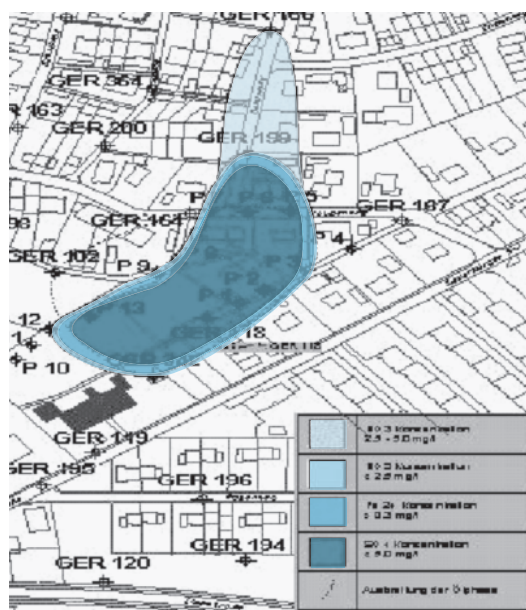


Abb. 9b: Redoxzonierung – Oktober 2002.

Sauerstoffzehrung CO_2 -Bildung

bereits vorhanden mikrobiologischen Tätigkeit als auch sanierungsbegleitend zur Überwachung der Aktivität durchgeführt werden (vgl. Kap. 6.2.3).

In-Situ-Respirationstest

Beim In-Situ-Respirationstest wird zur Ermittlung der in-situ-Atmungsraten ein Netz aus kostengünstigen Bodenluftmessstellen eingerichtet, das flächen- und tiefendeckend ist. Nach Ausschalten der Bodenbelüftung bzw. Bodenluftabsaugung werden für einzelne Punkte O_2 -Abnahmekurven und CO_2 -Bildungskurven aufgenommen. Aus den gewonnenen Daten wird nach Berücksichtigung von Einflüssen durch Diffusion und ggf. auftretenden Strömungen im Bodengas unter Verwendung von Porenvolumen etc. eine Stoffwechselrate berechnet. Über respiratorische Quotienten wird analysiert, inwieweit diese Stoffwechselaktivitäten wirklich einen Abbau von Schadstoffen wiedergeben. Die Veratmung von natürlichen organischen Bodenbestandteilen wie Huminstoffen wird ermittelt und bei der Berechnung der Abbauraten berücksichtigt. Aus diesen Daten lassen sich bei genauer Kenntnis der vorliegenden Schadstoffe Abbauraten pro Monat ermitteln und für jeden dieser Punkte (jede Bodenluftmessstelle) die Menge an abgebauten Schadstoffen angeben (s. Abb. 13 und 14 in Kap. 6.2.4).

Da die ersten Daten nach wenigen Wochen vorliegen, kann bereits früh abgeschätzt werden, ob und in welchem Umfang Maßnahmen zur Stimulierung des biologischen Abbaus (z. B. Nährstoffversorgung) erfolgreich waren und welche Zeiträume noch bis zum Erreichen des Sanierungsziels erforderlich sind [15].

6.2.2 Begleitendes Screening

Während des Sanierungsprozesses sollten die Prozesse möglichst in ihrer Gesamtheit erfasst werden. Die Sanierung ist nur dann erfolgreich, wenn die Verteilung der Hilfs- und Zuschlagsstoffe zu den relevanten Orten und der Abtransport der Stoffwechselendprodukte (CO_2 , N_2) hinreichend ist. Nachfolgend sind die wichtigsten Überwachungsparameter für Grundwasseruntersuchungen aufgeführt. Weitere Informationen können [3] und [6] entnommen werden:

Überwachungsparameter Grundwasser

- Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser
- Metabolite (bestimmt als gelöster organischer Kohlenstoff DOC)
- Abbauprodukte (CO_2 ; CH_4 bei Methanogenese)
- Elektronenakzeptoren (O_2 , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} bei oxidativen Abbauprozessen, Abnahme durch aerobe und anaerobe Atmungsprozesse)
- Fe^{II} , Mn^{II} (Zunahme durch anaerobe Atmungsprozesse)
- Elektronendonatoren (Bestimmung als DOC bei reduktiven Abbauprozessen)
- Feldparameter (pH-Wert, Redoxpotenzial, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur)
- PO_4^{3-} (Nährsalz)
- NH_4^+ (Abbauprodukt stickstoffhaltiger Verbindungen unter anaeroben Verhältnissen)
- Säurekapazität (Zunahme als Hinweis auf mikrobiologische Tätigkeit)
- Bakterienzahlen (Lebendzellzahl, MPN- oder KBE-Methode auf Selektivmedien, z. B. für Aerobier, Nitratreduzierer, Sulfatreduzierer, Fe^{III} -Reduzierer, Mn^{IV} -Reduzierer, Methanogene, Acetogene)
- Toxizitätstest (Hinweis auf toxische Abbauprodukte), z. B. Leuchtbakterientest
- Regelmäßige Überprüfung der Durchlässigkeiten im Grundwasserleiter.

Allerdings wird in vielen Fällen unter Berücksichtigung des Aufwands eine pragmatische Lösung gewählt und nur eine begrenzte Anzahl von relevanten Parametern analysiert, die im Einzelfall abzustimmen sind.

6.2.3 Erfassung von Vor-Ort-Parametern

Vor-Ort lassen sich durch mobile Geräte eine Vielzahl von Daten erheben. Dies sind z. B. Messungen von Sauerstoff, Methan, Kohlendioxid, Redoxpotenzial usw. (z. B. flexible Mehrkanal-Gasmesssysteme der Honold Umweltmesstechnik oder Redoxsensoren der SIS GmbH (Sensoren Instrumente Systeme) oder LiBuTec GmbH . Mittlerweile sind auch kombinierte Redox- und Biosensoren auf dem Markt, die eine online-Kontrolle bei der biologischen in-situ-Sanierung zulassen (z. B. System ProRedox® der Groth & Co. GmbH, Itzehoe). Erfolgreich als Biosensor eingeführt ist der Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-1 bis 3 (z. B. mit gefriergetrockneten Leuchtbakterien nach Microtox, Macherey & Nagel, Azur oder mit flüssig getrockneten Leuchtbakterien nach Dr. Lange) [22].

mobile Messgeräte

Biosensoren

6.2.4 Beispiele für die Überwachung von Eingabestoffen und Folgeprodukten

Die Eingabekonzentrationen von Nährstoffen bzw. Elektronenakzeptoren/-donatoren und die Konzentrationen von den Stoffwechselprodukten müssen regelmäßig überprüft werden, um den Sanierungsverlauf optimal steuern und notfalls korrigierend eingreifen zu können.

Steuerung des Sanierungsverlaufs

Das Messen der Schadstoffkonzentrationen ohne ausreichende Information über die real vorliegende Schadstoffbeseitigung durch mikrobiologische Aktivität ist nicht ausreichend, da so nur die Schadstoffreduzierung ermittelt wird (vgl. Abb. 10). Die vermeintliche Sanierung könnte auch auf Schadstoffaustrag und Schadstoffverlagerung zurückzuführen sein, nicht auf Schadstoffabbau unmittelbar im Gelände.

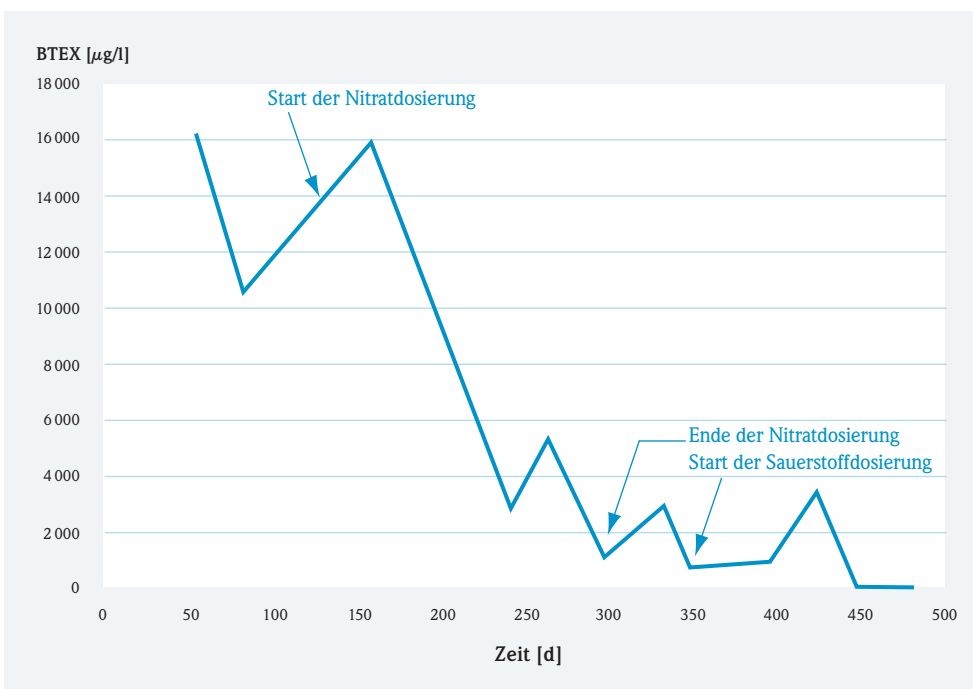


Abb. 10: Überwachung des Schadstoffabbaus im Grundwasserleiter eines BTEX-kontaminierten Betriebsgeländes.

Nachweis des mikrobiellen Stoffwechsels

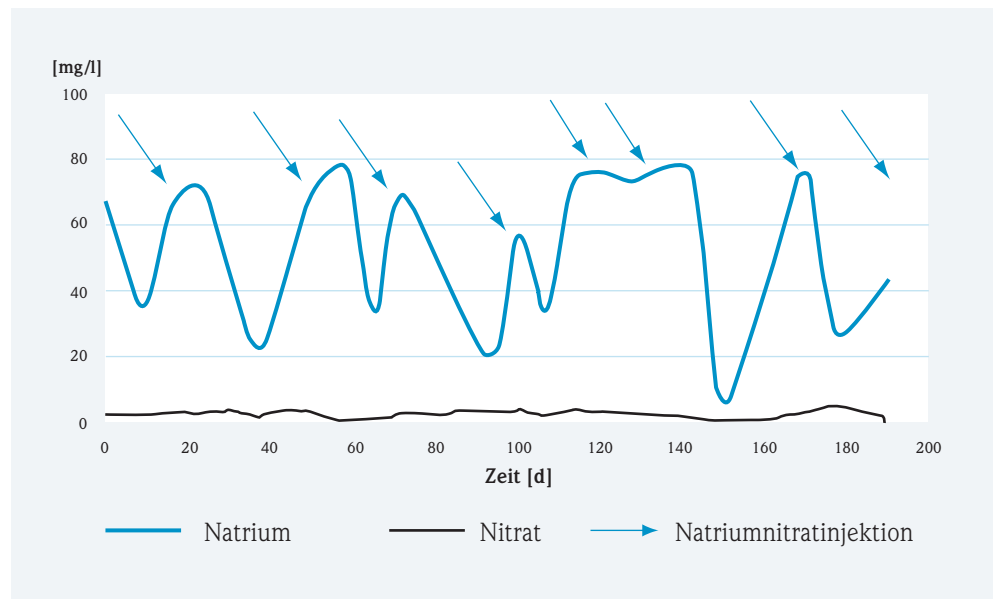
Vor diesem Hintergrund müssen in-situ-Sanierungsverfahren stets auch mit einer in-situ-Analytik zum mikrobiellen Stoffwechsel begleitet werden, da Dekontaminationskurven für sich alleine nicht zwingend einen Bioabbau belegen. Nachfolgend werden einige Beispiele genannt, mit deren Hilfe sich die mikrobiologische Tätigkeit im Untergrund erfassen und darstellen lässt.

Beispiel 1: Punktinjektion des Elektronenakzeptors Nitrat als Natriumnitrat in das Grundwasser (vgl. Kap. 5.7)

reaktive Tracer

Beim Einsatz des Hilfsstoffes Natriumnitrat lassen sich die im Grundwasser vorliegenden Ionen Natrium (Na^+) und Nitrat (NO_3^-) beobachten. Beide werden im Grundwasserleiter kaum retardiert und werden im Grundwasser mit ähnlicher Geschwindigkeit transportiert. Im Gegensatz zu Na^+ ist NO_3^- ein reaktiver Tracer und kann durch anaerobe Atmungsprozesse (Nitrat-Reduktion) vermindert werden. Eine Abnahme von NO_3^- im Vergleich zu Na^+ zeigt Abbauprozesse an.

Die Messung in Abb. 11 erfolgte 15 m stromab im laminar durchströmten Grundwasserleiter bei einem Injektionsintervall von 20 bis 30 Tagen [15]). Das Vorliegen des nichtreaktiven Tracers (Na^+) bei Abwesenheit von Nitrat (NO_3^-) belegt, dass keine Auswaschung des reaktiven Tracers Nitrat in angrenzende Grundwasserareale erfolgt, sondern dieser nahezu vollständig in der kontaminierten Zone umgesetzt wird.



Nicht-reaktiver Tracer: Natrium; reaktiver Tracer: Nitrat; GW-Abstandsgeschwindigkeit 0,5 m/d; Vollständige Zehrung des Elektronenakzeptors Nitrat im Grundwasser

Abb. 11: Pulsinjektion des Elektronenakzeptors „Nitrat“ als Natriumnitrat in den Grundwasserleiter an einem Altstandort [4, 15].

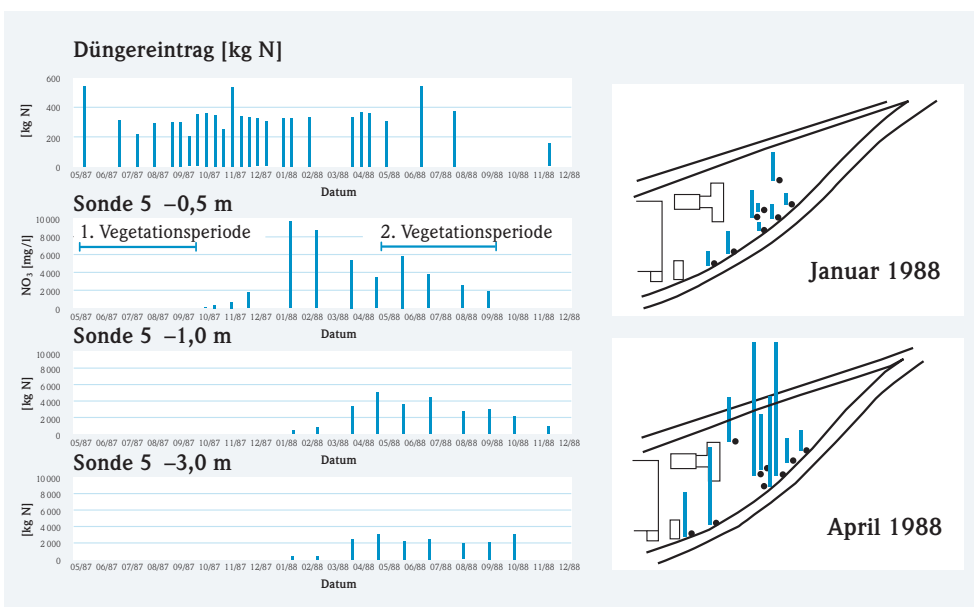
Beispiel 2: Versickerung des Elektronenakzeptors Nitrat zur Aktivierung der biologischen Nitratreduktion, Messung von Nitrat im Sickerwasser und CO₂ in der Bodenluft

Nitratversickerung

In Abb. 12 ist die vertikale Transportgeschwindigkeit des Nährstoffes Nitrat in schluffigem Boden bei einem Lösungsmittelschaden dargestellt. Die Transportgeschwindigkeit betrug 1 cm/d, d. h. es liegt eine Langsamfiltration vor. Der Nährstoffauftrag betrug 10 t Stickstoff pro Hektar im 1. Jahr.

Im ersten oberen Diagramm (links oben) ist der Stickstoffeintrag über die Zeit dargestellt. In den darunter liegenden Diagrammen ist die ankommende „Nitratfront“ dargestellt. Die Nitratgehalte im Sickerwasser wurden mittels Saugkerzen (Sonden) in drei Tiefenstufen ermittelt (0,5 m, 1 m, 3 m).

Auf der rechten Seite ist CO₂ als Stoffwechselprodukt dargestellt. Das CO₂ wurde über Bodenluftmessstellen erfasst. Deutlich zu erkennen ist die Zunahme der Konzentration von Januar bis April. Die Gasstoffwechsel-Indikatoren belegen die Aktivierung der biologischen Abbauprozesse im Aquifer nach flächendeckender Bereitstellung des Nährstoffes (vgl. [15]).



links oben: Nitrateintrag (kg N);
links unten: Nitratkonzentration im Sickerwasser

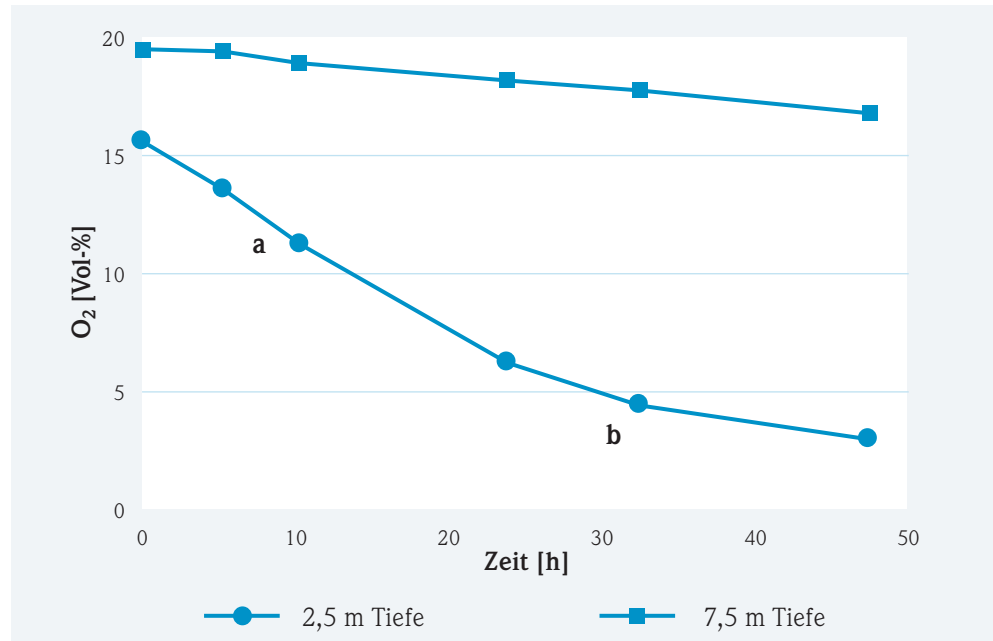
rechts: Aufsicht auf das Sanierungsareal,
CO₂-Konzentration in Bodenluft-
messstellen

Abb. 12: Vertikaler Nährstofftransport (Nitrat) mit flächiger Reaktivierung des biologischen Abbaus durch Nitratreduktion [15].

Beispiel 3: Messung der Stoffwechsellätigkeit von Mikroorganismen im Boden über O₂-Zehrungskurven

Überwachung der Sauerstoffzehrung

In Abb. 13 ist der typische Verlauf einer O₂-Zehrungskurve im Boden nach Ausschalten der Belüftung (Bioventing) in zwei unterschiedlichen Tiefenbereichen dargestellt. Der Nachweis der Stoffwechsellätigkeit könnte auch durch die Zunahme der CO₂-



a linearer Bereich, der den Schadstoffabbau widerspiegelt
 b eintretender Sauerstoffmangel im Areal

Abb. 13: Typischer Verlauf einer in-situ-O₂-Zehrungskurve im Boden nach Ausschalten der Bodenbelüftung [15].

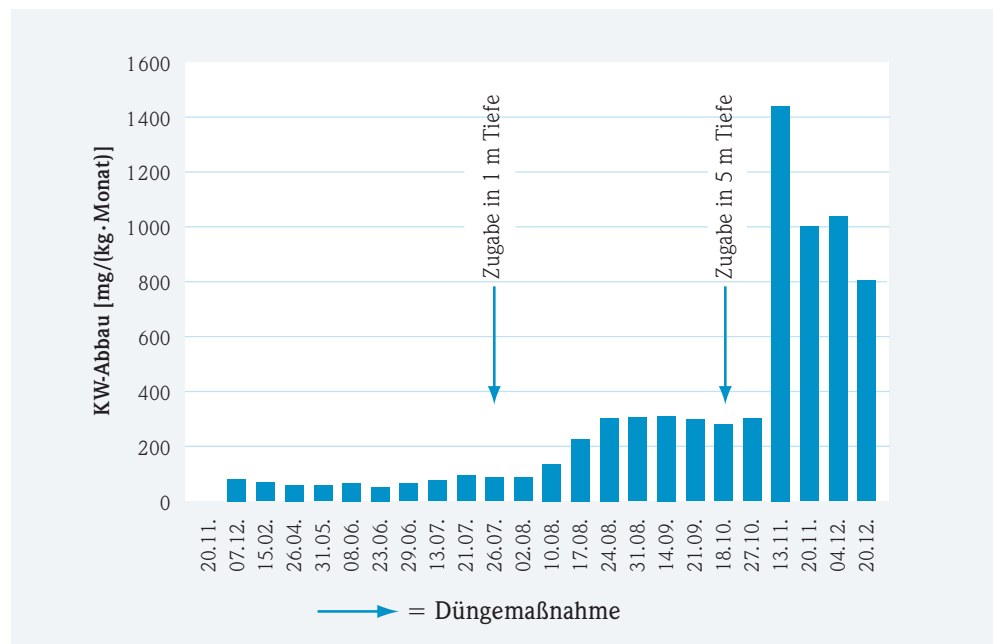


Abb. 14: Schadstoffabbauraten an einem Punkt im Sanierungsfeld [15].

Konzentration dargestellt werden. Aus den gewonnenen Daten kann mit Berücksichtigung von Porenvolumen, Bodenlagerungsdichte und dem spezifischen Sauerstoffverbrauch eine Abbaurrate berechnet werden [6, 14]. Bei genauer Kenntnis des Schadstoffinventars lassen sich Abbauraten pro Monat ermitteln und für jeden dieser Messpunkte die Menge an abgebauten Schadstoffen (vgl. Abb. 14).

Damit lässt sich der aktuelle Zustand des Bioreaktors überwachen und es kann abgeschätzt werden, ob und in welchem Umfang Maßnahmen zur Stimulierung des biologischen Abbaus (Nährstoffversorgung) erfolgreich waren bzw. erforderlich werden [15].

Beispiel 4: Aktivierung des biologischen Schadstoffabbaus im Grundwasser durch Nitratdosierung, Messung des Zwischenproduktes Nitrit im Grundwasser

Ein empfindlicher Indikator für die Geschwindigkeit der Stoffwechselreaktivierung im Gelände ist Nitrit (NO_2^-) [15]. Nitrit tritt als Intermediärprodukt der mikrobiellen Nitratatmung auf (Reduktion des Nitrats über Nitrit zum Stickstoff) und zeigt über seine Bildungs- und Abnahmegeschwindigkeit bei mehrfacher dosierter Nitratinjektion die Aktivierung der mikrobiellen Prozesse im Gelände. Zeitpunkt und Menge der Dosierung können dadurch über diesen Parameter gesteuert werden (Abb. 15). Die Messung des Nitrits erfolgt im Grundwasser.

In der Abb. 15 sind die jeweiligen Zeitpunkte der Nitrateingaben durch Pfeile gekennzeichnet. Die Bildungs- und Abnahmegeschwindigkeit des Nitrits gibt Aufschluss über die mikrobielle Tätigkeit im Untergrund (im Beispiel gekennzeichnet durch die Geradensteigung). Eine Nitratüberdosierung kann somit über die Beobachtung der Nitritentwicklung verhindert werden.

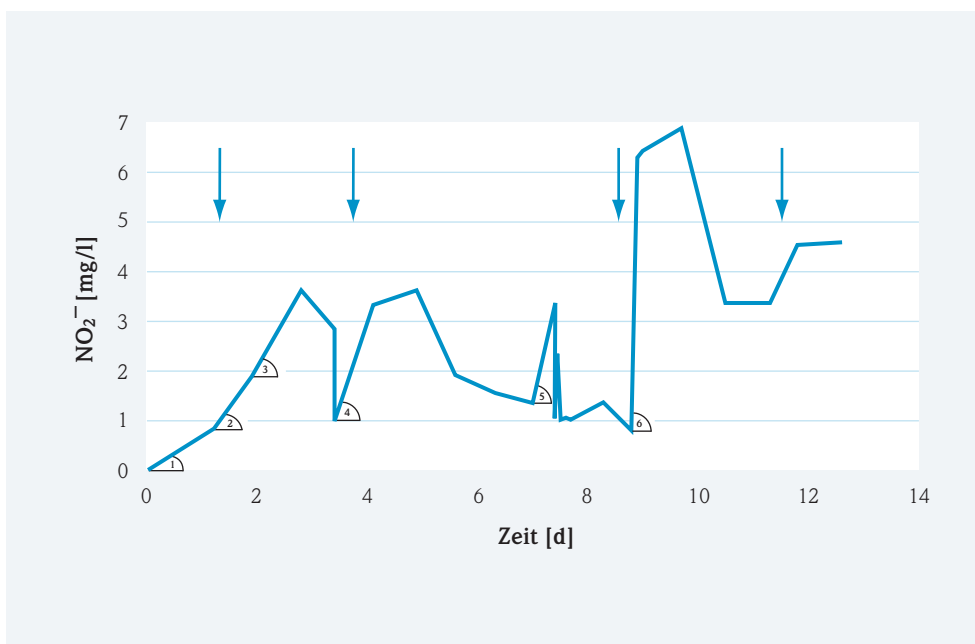


Abb. 15: Nitrit als Maß für die Kinetik des mikrobiellen Abbaus [15].

Beispiel 5: Beobachtung der Bakterienentwicklung über die Bestimmung der Gesamtzellzahl

Gesamtzellzahlen

Über die Beobachtung der Bakterienentwicklung im Grundwasserleiter lassen sich Rückschlüsse auf die mikrobiologische Tätigkeit ziehen. Die Beobachtung kann über in den Grundwasserleiter eingebrachte Glas-/Kies-Aufwuchskörper mit einer Verweilzeit von mehreren Tagen erfolgen. Die Bestimmung der Gesamtzellzahl erfolgt nach Bergung des Aufwuchskörpers (s. Abb. 16). Die Methode eignet sich zur Visualisierung der Bakterienentwicklung im Grundwasser während der in-situ-Reinigung.

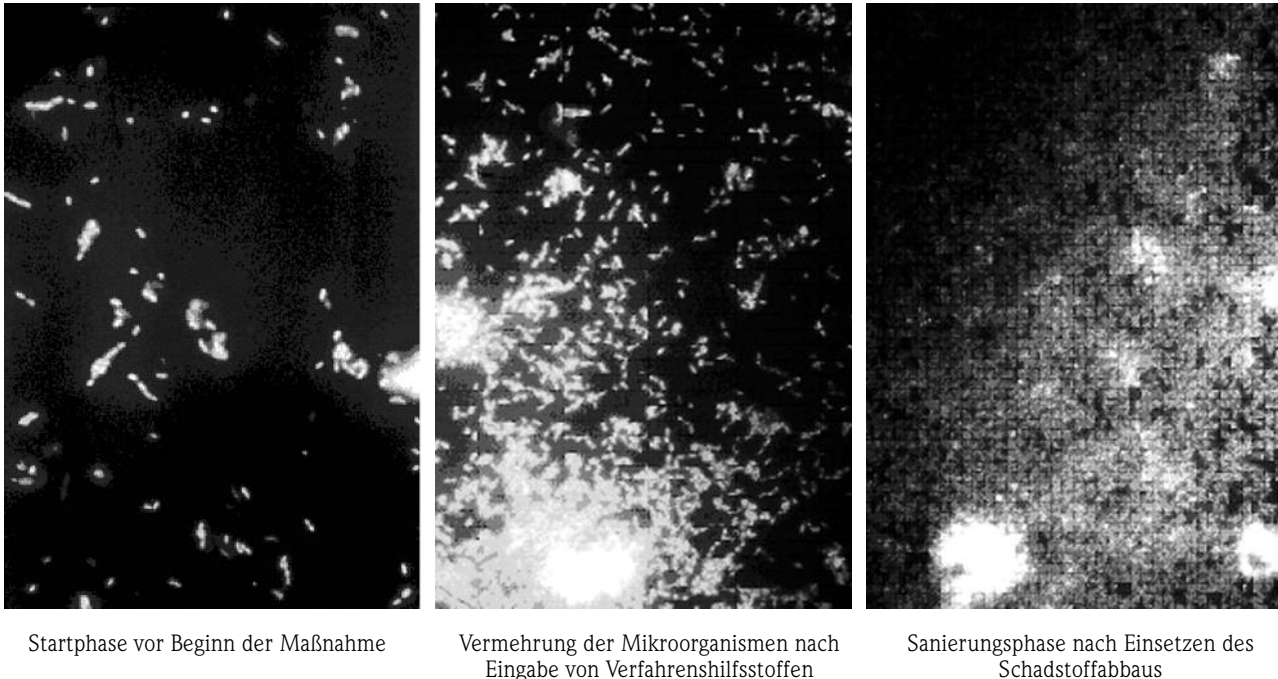


Abb. 16: Entwicklung der Mikroorganismen auf einem Aufwuchsträger in einer Grundwassermessstelle (Fluoreszenzmikroskopie mit DAPI).

7 Nachweis des Sanierungserfolges

dauerhaften Sanierungserfolg nachweisen

Nach Erreichen des Sanierungszieles kann die biologische in-situ-Sanierungsmaßnahme zunächst beendet werden. Zu überprüfen ist noch, ob durch die Sanierungsmaßnahme die Schadstoffe sowohl im Boden als auch im Grundwasser soweit entfernt wurden, dass das im Sanierungsplan aufgeführte Sanierungsziel erreicht ist.

Rebound-Effekt

Auch bei ausreichender Untersuchung, Planung und Begleitung von mikrobiologischen in-situ-Maßnahmen können insbesondere bei inhomogenen Bodenverhältnissen oder Böden mit geringer Durchlässigkeit auf Grund von Bereichen, die einem mikrobiellen Abbau nicht zugänglich sind, Restbelastungen im Untergrund verbleiben [16]. Liegen Bereiche vor, in denen der mikrobielle Abbau nicht vollständig war, steigen die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser wieder an (Rebound-Effekt). Vor diesem Hintergrund können auch nach Erreichen der Sanierungsziele Kontrollen zum Nachweis des Sanierungserfolges erforderlich werden.

Je nach Fallgestaltung können zum Nachweis des Sanierungserfolges vor allem Kontrollen der Wirkungspfade nach BBodSchV und Untersuchungen des Bodens und Grundwassers anfallen:

- Bestimmung der Schadstoff-Gesamtgehalte im Schadenszentrum; bei wenig wasserlöslichen Stoffen wie MKW und PAK sind nicht allein die Gesamtgehalte der im Boden verbliebenen Stoffe relevant, sondern es sind zusätzlich Aussagen zur Mobilität der Stoffe zu treffen [3, 20]; bei MKW kann die Mobilität durch Auswertung der Gaschromatogramme⁹ abgeschätzt werden [21], bei PAK kann zwischen den mobileren 2er-/3er-Ringen und den wenig mobilen 4er-/5er/6er-Ringen unterschieden werden
- Überwachung des Grundwassers, z. B. mehrfache Beprobung auf Schadstoffparameter im Zu- und Abstrom
- Überwachung des Wirkungspfades Boden–Grundwasser, z. B. Säulenversuche oder direkte Sickerwasserbeprobung mit Saugkerzen bei PAK, Abschätzung der Mobilität aufgrund der chem.-physikalischen Stoffeigenschaften bei MKW und PAK (s. o.)
- Überwachung des Wirkungspfades Boden–Mensch (nach BBodSchV), z. B. Untersuchungen der Bodenluft und Raumluft bei möglicher Migration von gasförmigen/leichtflüchtigen Schadstoffen in Gebäude.

Untersuchungen zum Nachweis des Sanierungserfolges

Die Dauer von Überwachungsmaßnahmen für das Grundwasser ist vom Einzelfall abhängig. Zeigt die Überwachung, dass das Sanierungsziel nicht dauerhaft eingehalten wird, ist die in-situ-Sanierungsmaßnahme weiterzuführen und evtl. zu optimieren, oder es sind andere Maßnahmen durchzuführen.

Überwachungsdauer

Grundsätzlich kann die zuständige Bodenschutzbehörde auf Antrag des Sanierungsverantwortlichen im Einzelfall einer vorzeitigen Beendigung der Sanierungsmaßnahme zustimmen, wenn sich im Zuge der Sanierungsmaßnahme herausstellt, dass das Sanierungsziel mit verhältnismäßigen Mitteln nicht erreichbar ist (Verhältnismäßigkeitsgrundsatz).

vorzeitige Beendigung der Sanierung

⁹ Bei der Wassermethode DIN EN ISO 9377-2, der Bodenmethode E DIN ISO 16703 und der Abfallmethode LAGA KW/04 werden MKW gaschromatographisch bestimmt. Anhand der Gaschromatogramme sind Aussagen möglich über die Art, die Zusammensetzung, die Mobilität und den Abbau der Mineralölprodukte in einer Probe [21]. Beispielsweise unterscheidet die LAGA KW/04 zwischen der mobileren MKW-Fraktion C₁₀ bis C₂₂ und der weniger mobilen Fraktion C₂₃ bis C₄₀.

8 Literatur

- [1] L. MICHELS, T. TRACK, U. GEHRKE, D. SELL (2001): Leitfaden „Biologische Verfahren zur Bodensanierung“, Umweltbundesamt (Hrsg.), grün-weiße Reihe des BMBF, Berlin
- [2] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996): Mikrobiologische Verfahren bei der Altlastensanierung 19/96. – Karlsruhe.
- [3] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG (2004): Handbuch Altlasten Band 8 Teil 1, Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA), Wiesbaden
- [4] C. WASCHKE (1999): Untersuchungen zur In-situ-Bioremediation von zwei Grundwasserschadensfällen in technischen Pilotfeldern mit gaswerktypischen Schadstoffen (PAK, BTEX) und Kontaminationen der Lösungsmittelindustrie (BTEX, CKW). – Dissertation. Techn. Universität Braunschweig.
- [5] H. CYPIONKA (1999): Grundlagen der Mikrobiologie, – Springer
- [6] T. HELD (2000): Mikrobiologische Sanierungsverfahren, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Materialien zur Altlastenbehandlung Nr. 1/2000.
- [7] G. SCHACHTBECK, E. GIDARAKOS (1996): Bioventing, Air-Sparging und Bioslurping. In: In-situ-Sanierung von Böden, 11. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz 1996.
- [3-8] M. LUBER (2001): Luftinjektionsbrunnen (LIB) – Funktionsweise, Bemessung, Anwendungsbeispiele, in: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG, Altlasten annual 2001, S. 121–124
- [9] S. KOENIGSBERG, C. SANDEFUR, W. COX (1997): The Use of Oxygen Release Compound in Bioremediation, 1997
- [10] H. HANERT, P. HARBORTH, M. KUCKLICK, M. WASCHKE, J. YAO (2000): Biotechnische in-situ-Boden- und Grundwassersanierung (Teil 2). – in EP 10/2000. 34–37.
- [11] Deutsche Geologische Gesellschaft (2002): Das Hydrogeologische Modell als Basis für die Bewertung von Monitored Natural Attenuation bei der Altlastenbearbeitung. – Hydrogeologische Beiträge der Fachsektion Hydrogeologie. Heft 23. – Hannover.
- [12] Deutsche Geologische Gesellschaft (1999): Das Hydrogeologische Modell – Ein Leitfaden für Auftraggeber, Ingenieurbüros und Fachbüros. – Hydrogeologische Beiträge der Fachsektion Hydrogeologie. Heft 10. – Hannover.
- [13] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG): Sächsisches Altlasten-Fachinformationssystem, <http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/salfaweb/salfaweb-nt/>; weiter unter „DV-Programme“]
- [14] W. J. HICKEY: In situ respirometry: Field methods and implications for hydrocarbon biodegradation in subsurface soils, J. Environ. Qual. 24, 883–588
- [15] H. HANERT, P. HARBORTH, M. KUCKLICK (2001): Steuerung und Kontrolle bei aktiven in-situ-Sanierungen im Grundwasser. – Zbl. Geol. Paläont. Teil I 1/2 2001. 179–190. Schweizerbarth.
- [16] Ingenieurtechnischer Verband Altlasten ITVA (2003): Handlungsempfehlung H 1-1, Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten. – Eigenverlag, Berlin.
- [17] H. D. JANKE (2002): Umweltbiotechnik, Ulmer Stuttgart
- [18] J. BUHL (2005): In situ Schadstoffabbau mittels iSOC™, Vortrag auf dem 3. ENA-Workshop in Schwerte, 17.–18. 03.2005
- [19] M. ZITZWITZ (2005): Das Methan-Biostimulationsverfahren zum Abbau von LCKW, Vortrag auf dem 3. ENA-Workshop in Schwerte, 17.–18. 03.2005
- [20] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG (2002): Handbuch Altlasten Band 3 Teil 3, Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser (Sickerwasserprognose), 2. Auflage, Wiesbaden
- [21] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG (2005): Handbuch Altlasten Band 3 Teil 5, Auswertung von Mineralöl-Gaschromatogrammen, Wiesbaden
- [22] DIN EN ISO 11348-1 (1999): Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest)
DIN EN ISO 11348-1: Teil 1, Verfahren mit frisch gezüchteten Bakterien
DIN EN ISO 11348-2: Teil 2, Verfahren mit flüssig getrockneten Bakterien
DIN EN ISO 11348-3: Teil 3, Verfahren mit gefriergetrockneten Bakterien
- [23] Wasserhaushaltsgesetz (WHG), neugefasst durch Bek. v. 19.8.2002 BGBl. I 3245

Weitere Literatur

- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG (2002): Handbuch Altlasten Band 3 Teil 2, Untersuchung von altlastverdächtigen Flächen und Schadensfällen. – Wiesbaden
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2001): Maßnahmen zum Bodenschutz – Umgang mit schädlichen Bodenveränderungen. – Karlsruhe.
- P. MARTUS UND W. PÜTTMANN (2000): Anforderungen bei der Anwendung von „Natural Attenuation“ zur Sanierung von Grundwasserschäden. – Altlasten Spektrum 2/2000 S. 87–106.
- T. HELD, J. STAHLMANN, H. DÖRR (1998): Sanierung eines Mineralöl-kontaminierten Bodens unterhalb einer Produktionshalle mit Hilfe eines mikrobiologischen In-situ-Sanierungsverfahrens, geotechnik 21 Nr. 2, 1998
- T. RAPHAEL (1997): Umweltbiotechnologie, Springer
- H. D. JANKE (2002): Umweltbiotechnik, Ulmer Stuttgart
- DIN ISO 11266 (1997): Bodenbeschaffenheit, Anleitung für Laboratoriumsuntersuchungen zur biologischen Abbaubarkeit von organischen Chemikalien im Boden unter aeroben Bedingungen
- DIN ISO 15473 (2002): Bodenbeschaffenheit, Anleitung für Laboratoriumsuntersuchungen zur biologischen Abbaubarkeit von organischen Chemikalien im Boden unter anaeroben Bedingungen