

Texte

02
06

ISSN
0722-186X

Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

Umwelt
Bundes
Amt 

Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 298 76 712/02
UBA-FB 000874



Handlungsempfehlung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und - rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone

erstellt auf der Grundlage des Abschlussberichtes zum
Forschungsprojekt „Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des
natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten
Bodenzone“

von

**Prof. Dr. Jürgen Warrelmann, Dipl.-Geol. Klaudia Hettwer,
Prof. Dr. Wolfgang Heyser**
Zentrum für Umweltforschung und Umwelttechnologie,
Universität Bremen

Prof. Dr. Wilhelm Püttmann, Dipl.-Geol. Simone Gaab,
Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main

Uwe Drewes
alphacon GmbH, Ganderkesee

Dipl.-Geol. Dieter Vehlhaber
Büro für Umweltgeologie, Hude

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 4.3 Barbara Kabardin
Fachgebiet II 4.1 Konstantin Terytze

Dessau, Januar 2006

Inhaltsverzeichnis

1	Zielsetzung und Geltungsbereich	4
2	Begriffserläuterungen	5
3	Berücksichtigung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen	7
3.1	Zielstellung und Anwendungsfälle	7
3.2	Einbeziehung in die Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen ..	8
3.2.1	Erfassung / Historische Erkundung	8
3.2.2	Orientierende Untersuchung	8
3.2.3	Detailuntersuchung	8
3.2.4	Sanierungsplanung, Sanierungsdurchführung und Nachsorge.....	9
3.3	Voraussetzungen	10
3.3.1	Umgang mit der Schadstoffquelle	10
3.3.2	Mindestuntersuchungen	11
3.3.3	Räumliche und zeitliche Prognostizierbarkeit sowie Kontrollierbarkeit des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes	15
3.3.4	Zeitliche Aspekte im Hinblick auf die Erreichung von Sanierungszielen	16
3.3.5	Erfolgskontrolle, Eingreifkriterien, Handlungsoptionen und Konzeption für Alternativmaßnahmen	17
3.3.6	Beurteilung der einzelfallspezifischen Gegebenheiten.....	18
3.3.7	Unsicherheitsbetrachtung im Hinblick auf das Erreichen der Zielstellung.....	19
4	Fachliche Grundlagen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials von kontaminierten Böden in der ungesättigten Bodenzone	20
4.1	Relevante Parameter für natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse	20
4.1.1	Beschaffenheit der Kontamination und Schadstoffinventar.....	20
4.1.2	Hydrogeologische Standortparameter.....	24
4.1.3	Bodenparameter.....	25
4.1.4	Physiko-chemische Parameter.....	29
4.1.5	Biologische Parameter	35
4.1.6	Untersuchung der relevanten Parameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser	37
4.2	Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone.....	43
5	Standortuntersuchungsprogramm zum Nachweis der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone und zur analytischen Kontrolle der Konzentrationsabnahme am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX	46
5.1	Qualitätssicherung im Hinblick auf ein Standortuntersuchungsprogramm.....	46
5.1.1	Mindestanforderungen an das Untersuchungsprogramm	47
5.1.2	Methoden der Probengewinnung und Probenbehandlung.....	52
5.1.3	Methoden der Vor-Ort-Analytik und chemisch-analytische Untersuchungsmethoden	55

5.2	Ablauf der Langzeituntersuchungen	58
5.2.1	Startuntersuchung	58
5.2.2	Verlaufsmonitoring	59
5.2.3	Abschlussuntersuchung	59
5.3	Probennahmeplan	59
5.3.1	Untersuchungsparameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser	59
5.3.2	Messstellen in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser	60
5.3.3	Probennahme in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser sowie Probenbehandlung	62
5.4	Analysenplan und Datenqualität	63
5.4.1	Untersuchungsmethoden (Vor-Ort- und Laboranalytik).....	63
5.4.2	Beurteilung der Datenqualität	65
5.5	Beurteilung der Untersuchungsergebnisse	67
6	Charakterisierung des am Standort vorhandenen natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials	68
	Quellenverzeichnis	73

1 Zielsetzung und Geltungsbereich

Die vorliegende Handlungsempfehlung wendet sich vorrangig an die für den Bodenschutz zuständigen Behörden, richtet sich aber auch an Sanierungspflichtige, Berater und Planungsbüros, die sich mit der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen befassen.

Die Handlungsempfehlung soll eine wissenschaftlich-technische Hilfestellung zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes für Böden in der ungesättigten Bodenzone geben. In ihr werden eine praxiserprobte Vorgehensweise dargestellt und allgemein akzeptierte Methoden zur Bestimmung von relevanten Parametern mit einem Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse sowie von Indikatoren für mikrobiologische Abbauprozesse benannt.

Sie bezieht sich ausschließlich auf die Beurteilung und Berücksichtigung von Abbau- und Rückhalteprozessen, die ohne jegliche Einflussnahme unter natürlichen Bedingungen ablaufen.

Die Handlungsempfehlung bezieht sich des Weiteren prioritär auf die Schadstoffgruppen Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und monoaromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX), weil diese Stoffgruppen in Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen besonders verbreitet sind und ein natürlicher Abbau dieser Stoffgruppen in Umweltmedien hinreichend belegt ist.

Den Schwerpunkt der vorliegenden Handlungsempfehlung bildet der Umgang mit Kontaminationen in der wasserungesättigten Bodenzone, wobei Wechselwirkungen mit der wassergesättigten Bodenzone berücksichtigt werden, insbesondere unter dem Aspekt, dass die gesättigte Bodenzone einen potenziellen Austragspfad für Schadstoffe darstellt (vgl. Abschnitt 4.2).

Die fachliche Grundlage bilden insbesondere die Ergebnisse des Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes (UFOPLAN FKZ 298 76 712 / 02), die im Abschlussbericht "Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone" [1] sowie in einer diesbezüglichen Literaturstudie [2] dargestellt sind. Vergleichend wurden Angaben aus Arbeitshilfen und Merkblättern sowie einem Positionspapier zu natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser herangezogen [3, 4, 5, 6].

2 Begriffserläuterungen

Einige für die vorliegende Handlungsempfehlung relevante Begriffe, die nicht Bestandteil des § 2 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [7] sind, werden nachfolgend erläutert.

Austragspfad: Der Austragspfad stellt den Weg eines Schadstoffes aus der ungesättigten Bodenzone in die angrenzenden Bereiche (Grundwasser, Atmosphäre) dar. Der Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser erfolgt primär über den Sickerwasserpfad, der Austrag von Schadstoffen in die Atmosphäre primär über den Bodenluftpfad.

Biologische Parameter: Als biologische Parameter werden Messgrößen für den Stoffwechsel von Bodenorganismen, z. B. die Bodenatmung, bezeichnet.

Bioverfügbarkeit: Unter Bioverfügbarkeit ist zu verstehen, dass eine abzubauen Substanz den beteiligten Organismen zugänglich ist. Dies kann durch direkten Zellkontakt, den Wasserpfad oder Luftpfad erfolgen. Im Boden können Substanzen (z. B. Schadstoffe) durch Adsorption an die Bodenmatrix, Einschluss oder Einlagerung in Mikroporen in ihrer Bioverfügbarkeit herabgesetzt sein.

Bodenparameter: Unter Bodenparametern werden alle relevanten Bodeneigenschaften eines Standortes zusammengefasst.

Elektronendonator: Elektronendonatoren sind organische oder anorganische Substanzen, die für den biologischen Energiestoffwechsel notwendige Elektronen (Reduktionsäquivalente) liefern und damit für Abbauprozesse essentiell sind. Auch Schadstoffe (z. B. Kohlenwasserstoffe) können als Elektronendonatoren fungieren.

Elektronenakzeptor: Elektronenakzeptoren sind Verbindungen, die Elektronen aus der Atmungskette von Organismen aufnehmen und damit essentiell für die biologische Energiegewinnung sind. Der wichtigste Elektronenakzeptor ist molekularer Sauerstoff, unter anaeroben Bedingungen werden auch Nitrat, Sulfat, Kohlendioxid oder organische Zwischenprodukte des Stoffwechsels als Elektronenakzeptoren genutzt. Auch Schadstoffe können als Elektronenakzeptor fungieren (z. B. Tetrachlorethen).

Kontaminanten: Der Begriff wird als Synonym für den Begriff Schadstoffe gemäß § 2 Nr. 6 BBodSchV verwendet.

Kontamination: Als Kontamination wird eine Verunreinigung von Boden, Wasser oder Luft durch Schadstoffe gemäß § 2 Nr. 6 BBodSchV bezeichnet.

Metabolite: Metabolite sind Zwischenprodukte des Stoffwechsels, die weiter umgesetzt werden können (Energiestoffwechsel, Baustoffwechsel) oder nicht weiterreagieren und ausgeschieden werden (unvollständiger Abbau). Bei einem unvollständigen Abbau von Schadstoffen können Metabolite auftreten, die toxischer sind als die Ausgangsverbindungen.

Monitoring: Als Monitoring wird die Vorgehensweise zur Erfassung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse an einem kontaminierten Standort über einen vorher definierten Untersuchungszeitraum (Langzeituntersuchungen) bezeichnet. Es gliedert sich in eine Startuntersuchung, ein Verlaufsmonitoring zur Überprüfung der prognostizierten Entwicklung der Schadstoffgehalte und eine Abschlussuntersuchung.

Natürlicher Schadstoffabbau und -rückhalt: Der Begriff bezeichnet physikalische, chemische und biologische Prozesse, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Verringerung der Masse, der Toxizität, der Mobilität, des Volumens oder der Konzentration eines Stoffes im Boden und Grundwasser führen. Die Begriffsverwendung erfolgt in Anlehnung an die OSWER-Direktive der US-EPA, die diese Prozesse als 'Natural Attenuation' bezeichnet [8], bzw. in Anlehnung an ein Positionspapier der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), das die Prozesse mit dem Begriff 'Natürliche Schadstoffminderung' bezeichnet [3].

Nachsorge: Als Nachsorge wird in Anlehnung an eine Handlungsempfehlung des ITVA [18] der Schritt der Altlastenbearbeitung bezeichnet, der nach einer Sanierungsmaßnahme und/oder einzelnen Sanierungsteilleistungen immer dann erforderlich ist, wenn aufgrund eines verbliebenen Schadstoffpotenzials eine Überwachung der Wirkungspfade langfristig notwendig ist. Nachsorge setzt voraus, dass langfristig keine Gefahr mehr besteht und beschreibt auch alle erforderlichen Überwachungstätigkeiten, um zukünftig entstehende Veränderungen der Standortrandbedingungen und der Schadstoffausbreitung über die maßgeblichen Wirkungspfade zu (ursprünglich) betroffenen Schutzgütern im Hinblick auf das Entstehen neuer oder Umschlagen latenter Gefahren kontrollieren zu können.

Physiko-chemische Parameter: Unter physiko-chemischen Parametern werden Klima- und Milieufaktoren sowie die Gruppe der Elektronendonatoren, Elektronenakzeptoren und Nährstoffe zusammengefasst.

Sanierungsziel(e): Unter dem Sanierungsziel ist der nach Abschluss der Sanierung zu erreichende Zielzustand eines Standortes zu verstehen. Das (die) Sanierungsziel(e) wird (werden) durch die zuständige Fachbehörde festgelegt und im Sanierungsplan verankert. Das Sanierungsziel kann standortorientiert (z. B. durch Unterschreiten festgelegter Zielwerte der Schadstoffbelastung am Standort) und/oder schutzgutorientiert sein.

Standortparameter: Als Standortparameter werden Parameter bezeichnet, die die geologische und hydrogeologische Situation des kontaminierten Standortes und seiner Umgebung kennzeichnen.

Wasserungesättigte Bodenzone: Unter der (wasser)ungesättigten Bodenzone sind die nicht wasserführenden (grundwasserfreien) Bodenschichten oberhalb des Grundwasserleiters zu verstehen. Sie besteht aus dem belebten Oberboden, einer Zwischenzone und dem an den Grundwasserleiter angrenzenden Kapillarsaum.

Wassergesättigte Bodenzone: Unter der (wasser)gesättigten Bodenzone sind die Grundwasser führenden Bodenschichten zu verstehen. Sie sind durch die Grundwasseroberfläche nach oben und die Grundwassersohle nach unten begrenzt. Durch Spiegellagenschwankungen des Grundwassers (variierende Grundwasserstände) unterliegt die wassergesättigte Bodenzone einer räumlich-zeitlichen Dynamik.

3 Berücksichtigung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen

Bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen ist die Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse bei entsprechenden Voraussetzungen aus ökologischen wie ökonomischen Gründen unverzichtbar (s. Abschnitt 3.3). Nachfolgend ist dargestellt, auf welchen Stufen der Bearbeitung und in welcher Weise die vorliegende Handlungsempfehlung eine wissenschaftlich-technische Hilfestellung bietet.

3.1 Zielstellung und Anwendungsfälle

Natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse können zur Verminderung von Gefahren für Schutzgüter, zur Wiederherstellung von natürlichen Bodenfunktionen und zur Erreichung von Sanierungszielen beitragen. Besondere Bedeutung kommt dabei dem mikrobiologischen Abbau von Schadstoffen zu, da er irreversibel ist. Auch der natürliche Schadstoffrückhalt kann sich bei bestimmten Kontaminanten oder Fraktionen einer Kontamination (z. B. langkettigen Kohlenwasserstoffen) und geeigneten Standortbedingungen durchaus dazu eignen, die Schadstoffausbreitung und damit die Gefährdung von Schutzgütern zu vermindern. Bei einem Schadstoffrückhalt kann es sich um irreversible Prozesse handeln, die zur Festlegung der Schadstoffe führen, oder um reversible Prozesse, die den Austrag von Schadstoffen z. B. zugunsten eines Abbaus in der ungesättigten Bodenzone verzögern.

Natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse können

- als Bestandteil einer Sanierungsstrategie in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination oder Sicherung) berücksichtigt werden. Das ist z. B. in der Endphase einer Dekontamination möglich, wenn prognostiziert wurde, dass die Wirksamkeit der natürlichen Abbauprozesse ausreicht, um eine Konzentrationsabnahme von Schadstoffen bei einer Restkontamination zu erreichen. Aber auch auf einer Teilfläche, ggf. auch in einem horizontalen Teilbereich (wenn eine höher kontaminierte oberflächennahe Bodenschicht ausgetauscht und eine geringer kontaminierte, tiefer liegende Bodenschicht in ihrer natürlichen Lagerung belassen wird), können natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse zur Erreichung von Sanierungszielen beitragen.
- allein zur Erreichung von Sanierungszielen und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen ausreichen.

3.2 Einbeziehung in die Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen

Nachfolgend wird die Einbeziehung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in die stufenweise Bearbeitung von Verdachtsflächen und Schadensfällen kurz dargestellt. Eine ausführliche Darstellung einschließlich des Zwecks, des Bezugs zu Rechtsvorschriften sowie der Vorgehensweise auf den einzelnen Bearbeitungsstufen ist im Positionspapier der LABO [3] enthalten, das auf die Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse in der gesättigten Bodenzone ausgerichtet ist.

3.2.1 Erfassung / Historische Erkundung

Abweichend von [3] wird empfohlen, so früh wie möglich, d.h. bereits bei der Erfassung / historischen Erkundung einer Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche gezielt einfach zu erhebende Daten und hydrogeologische Parameter des Standortes einzubeziehen, die Rückschlüsse auf das Potenzial natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Untergrund erlauben (wie Bodenart, Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone / Grundwasserflurabstand, Grundwasserneubildungsrate). Diese Standorteigenschaften sollten bei der bprobungslosen Erstbewertung berücksichtigt werden.

3.2.2 Orientierende Untersuchung

Gegebenenfalls kann das Vorhandensein standortspezifischer natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Rahmen der orientierenden Untersuchung durch einfache und kostengünstige Zusatzuntersuchungen (z. B. Bestimmung der Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen in der Bodenluft durch Vor-Ort-Analytik) überprüft werden.

3.2.3 Detailuntersuchung

Liegen konkrete Anhaltspunkte vor, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast begründen, und liegen des Weiteren Anhaltspunkte dafür vor, dass am Standort natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone ablaufen, sollte zur Abschätzung des Stoffeintrags aus Verdachtsflächen oder altlastverdächtigen Flächen in das Grundwasser auch eine Abschätzung der Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Bodenzone (entsprechend den in der BBodSchV, Anhang 1, Ziffer 3.3 genannten Kriterien [7]) erfolgen. Für Untersuchungen zur Ermittlung Schadstoff mindernder Prozesse ist die Anwendung der vorliegenden Handlungsempfehlung als wissenschaftlich-technische Hilfestellung besonders geeignet. Ein Untersuchungsprogramm gemäß den Vorschlägen in Abschnitt 5 ist dafür zweckmäßig.

Laufen am Standort natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in relevanten Größenordnungen ab und hat die abschließende Gefährdungsabschätzung ergeben, dass von der Verdachtsfläche/altlastverdächtigen Fläche aktuell und zukünftig keine unmittelbare Gefahr für relevante Schutzgüter ausgeht, kann ein Verlaufsmonitoring zur Überwachung der Schadstoffentwicklung gemäß den Vorschlägen in dieser Handlungsempfehlung sinnvoll sein - insbesondere Fällen, bei denen ohnehin ein Monitoring (Überwachung der Wirkungspfade, Nutzungen und sonstigen Rahmenbedingungen) vorgesehen ist um zu prüfen, ob die gegenwärtige Gefahrensituation auch in Zukunft Bestand hat.

3.2.4 Sanierungsplanung, Sanierungsdurchführung und Nachsorge

Wurde ein Sanierungserfordernis festgestellt und haben die vorausgegangenen Untersuchungen Hinweise dafür geliefert, dass am Standort natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in relevanten Größenordnungen ablaufen, sollten diese auch bei den folgenden Bearbeitungsschritten berücksichtigt werden.

- Sanierungsplanung

Die Sanierungsuntersuchung dient der Ermittlung der geeigneten, erforderlichen und angemessenen Maßnahmen. Sie kann ergeben, dass Sanierungsmaßnahmen (Dekontamination, Sicherung) zum Erreichen der Sanierungsziele nur in Teilbereichen verhältnismäßig oder aber nicht verhältnismäßig sind. In diesen Fällen kann es sinnvoll sein – Prüfung und Beurteilung aller gefahrenrelevanten Umstände des Einzelfalles vorausgesetzt – die standortspezifischen natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie (in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen) oder als Alternative zu berücksichtigen. Letzteres wäre möglich, wenn absehbar ist, dass Art, Höhe und Ausdehnung der Kontamination sowie die Standortgegebenheiten und der verfügbare Zeitrahmen einen natürlichen Schadstoffabbau und -rückhalt in ausreichendem Maße zulassen, um die festgelegten Sanierungsziele zu erreichen.

Das vorgeschlagene Untersuchungsprogramm (s. Abschnitt 5) soll eine Hilfestellung bei der Entscheidung bieten, ob Sanierungsmaßnahmen mit standortspezifischen natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse kombiniert werden können oder ob diese im Einzelfall zur Erreichung der Sanierungsziele ausreichen. Der damit verbundene zusätzliche Untersuchungsaufwand steht einer möglichen Aufwandsersparnis bei der späteren Sanierungsdurchführung gegenüber.

Wurde entschieden, die standortspezifischen natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie oder anstelle von Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen, sollten sowohl ihr Beitrag zum Erreichen der Sanierungsziele als auch die zur Überprüfung der erwarteten Wirksamkeit dieser Prozesse erforderlichen Messungen und Untersuchungen in einem gesonderten Kapitel zum Sanierungsplan (gemäß Anhang 3, Ziffer 2 der BBodSchV [7]) dargestellt werden. Gleiches gilt für die bei Nichterreichen oder nicht rechtzeitigem Erreichen der

Sanierungsziele ggf. erforderlichen Eingriffs- oder Alternativmaßnahmen (s. Abschnitt 3.3.5).

- Sanierungsdurchführung

Die Sanierungsdurchführung erfolgt unter Berücksichtigung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse einschließlich der zur Überprüfung der erwarteten Wirksamkeit dieser Prozesse erforderlichen Messungen und Untersuchungen entsprechend dem Sanierungsplan.

Stellt sich heraus, dass die Wirksamkeit der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse erheblich von der Prognose abweicht und dass das Erreichen der Sanierungsziele gefährdet ist, sind die im Sanierungsplan dargestellten Eingriffs- oder Alternativmaßnahmen durchzuführen.

- Nachsorge

Die Berücksichtigung von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen zur Optimierung ggf. erforderlicher Nachsorgemaßnahmen ist grundsätzlich zu empfehlen.

3.3 Voraussetzungen

Für die Beurteilung der Einzelfall-spezifischen Gegebenheiten im Hinblick darauf, ob natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone allein oder in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen zur Erreichung von Sanierungszielen beitragen können und berücksichtigt werden sollten, müssen nachfolgende Voraussetzungen erfüllt sein.

3.3.1 Umgang mit der Schadstoffquelle

Gemäß dem Positionspapier der LABO [3] werden als Schadstoffquelle Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Bodenzone festgelegten Schadstoffe bezeichnet. Insofern sind – abhängig von der Belastungssituation – der gesamte kontaminierte Bereich der ungesättigten Bodenzone oder Teilflächen / Teilbereiche der Kontamination als Schadstoffquelle anzusehen.

Die Entscheidung über die Verhältnismäßigkeit einer Maßnahme zur Gefahrenabwehr hängt wesentlich von der speziellen Gefahrensituation, also auch von der Belastungssituation, ab. Dies kann hinsichtlich des Umgangs mit der Schadstoffquelle zu folgenden Strategien führen:

- (i) Der gesamte kontaminierte Bereich wird mit Dekontaminations- und / oder Sicherungsmaßnahmen saniert.

- (ii) Nur die hoch belasteten Teilbereiche, in denen die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse allein nicht zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen ausreichen, werden durch aktive Maßnahmen saniert. In den geringer belasteten Bereichen reicht die prognostizierte Wirksamkeit der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung der Bodenfunktionen aus. Die prognostizierte Wirkung der Prozesse wird durch ein auf den Einzelfall zugeschnittenes Monitoringprogramm nachgewiesen.
- (iii) Es werden keine Sanierungsmaßnahmen durchgeführt. Die Beurteilung der Wirksamkeit der standortspezifischen Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse ergab, dass sie im gesamten kontaminierten Bereich zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen ausreichen. Die prognostizierte Wirkung der Prozesse wird durch ein auf den Einzelfall zugeschnittenes Monitoringprogramm nachgewiesen.

Der Anspruch an die Charakterisierung der Schadstoffquelle richtet sich nach der Sanierungsstrategie. Während in jedem Fall die genaue Lage der Quelle bekannt sein muss, ist bei einem Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen darüber hinaus die Kenntnis der vorhandenen Masse, des Zustandes und Ausbreitungsverhaltens der Schadstoffe notwendig. Diese Kenntnis ist auch dann erforderlich, wenn lediglich Teilbereiche saniert werden, weil nur auf der Grundlage dieser Informationen eine Entscheidung über das Ausmaß des zu dekontaminierenden oder zu sichernden Bodenbereiches getroffen werden kann.

Bei der Festlegung der Sanierungsstrategie ist nicht nur das Erreichen des Sanierungszieles, sondern auch der dafür notwendige Zeitraum zu berücksichtigen. Dieser ist bei einer vollständigen oder teilweisen Sanierung kürzer als im Ergebnis natürlicher Schadstoffabbau- und –rückhalteprozesse.

3.3.2 Mindestuntersuchungen

Standortkriterien

- Art und Eigenschaften des schadstoffverunreinigten Bodens am Standort:

Art und Eigenschaften des kontaminierten Bodens am Standort nehmen Einfluss auf darin ablaufende natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Die nachfolgenden Parameter sollten deshalb bekannt sein: Bodenart (einschließlich Korngrößenverteilung und Humusgehalt), pH-Wert des Bodens, Nährstoffversorgung (Stickstoff, Phosphor, Makroelemente) und Bodenfeuchte (Wassergehalt des Bodens). Indirekt lassen sich von der Bodenart die ebenfalls wichtigen Parameter Tonmineralgehalt und Porenanteil ableiten. Der Gehalt an Metalloxiden, die Kationenaustauschkapazität und die Salinität eines Bodens stehen in engem Zusammenhang mit den oben genannten Parametern und können zusätzlich für die Beurteilung von Abbau- und Rückhalteprozessen herangezogen werden. Eine

detaillierte Darstellung des Zusammenhanges von Bodenparametern und natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen in der ungesättigten Bodenzone erfolgt in Abschnitt 4.

- Räumliche Standortkriterien:

Die an einem Standort ablaufenden natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse werden durch räumliche Kriterien beeinflusst. Deshalb sollten die nachfolgenden Standorteigenschaften bei der Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes einbezogen werden.

Größe der kontaminierten Fläche: Das Vorliegen einer diffusen und großflächigen Kontamination kann die Entscheidung für eine Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie oder den Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen begünstigen, da die Durchführung einer Dekontaminationsmaßnahme unter solchen Randbedingungen i. d. R. schwierig und aufwändig ist.

Schichtaufbau und -mächtigkeiten: Für die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse ist einerseits die Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone (Grundwasser-Flurabstand), andererseits der Aufbau und die Mächtigkeiten der Einzelschichten zu berücksichtigen. Einzelschichten können bereits kleinräumig stark variieren, so dass eine möglichst genaue Kenntnis der Schichtenverläufe für die Beurteilung der Prozesse wichtig ist.

In Zusammenhang mit den räumlichen Kriterien stehen die hydrogeologischen Standortparameter Sickerwasserrate, Grundwasserneubildungsrate sowie kapillarer Aufstieg des Wassers am Standort (Matrixpotenzial des Bodens, Evaporation, Transpiration), die zusätzlich für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse herangezogen werden können.

Kontaminationssituation

- Kontaminanten:

Wegen der Bedeutung und standortübergreifenden Verbreitung der Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (BTEX) bezieht sich diese Handlungsempfehlung prioritär auf diese Schadstoffgruppen. Weitere Stoffgruppen können ebenfalls einem natürlichen Schadstoffabbau und/oder -rückhalt in der ungesättigten Bodenzone unterliegen: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), polychlorierte Biphenyle (PCB), Etherverbindungen (Methyl-tertiär-butylether - MTBE), Phenole, Cyanide und sprengstofftypische Verbindungen (STV). Schwermetalle als nicht abbaubare Schadstoffe unterliegen Rückhalteprozessen im Boden. Die Berücksichtigung der aufgeführten Schadstoffgruppen erfordert eine genaue Kenntnis der stofflichen Zusammensetzung der Kontamination sowie eine

ausreichende Datenlage über die Abbau- und Rückhalteeigenschaften der Einzelstoffe. Sie kann deshalb nur in einer Einzelfallprüfung erfolgen.

Der Kenntnisstand natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone für die Schadstoffgruppen MKW und BTEX ist in [2] dokumentiert.

- Eigenschaften und Verhalten der Hauptkontaminanten:

Die mengenmäßig vorherrschende(n) Schadstoffgruppe(n) stellt (stellen) die Hauptkontamination eines Standortes dar. Die nachfolgenden Parameter stehen in Zusammenhang mit dem natürlichen Schadstoffabbau und -rückhalt und sollten deshalb für die Einzelstoffe bekannt sein: Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit, Sorptionsverhalten, Bioverfügbarkeit, biologische Abbaubarkeit und Toxizität für Bodenorganismen.

- Alter und Verteilung der Kontamination am Standort:

Nicht nur die Art und Zusammensetzung der Kontamination, sondern auch deren Alter und räumliche Verteilung am Standort nehmen Einfluss auf die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse. Wie in der Literaturstudie [2] dargestellt, lässt die Analyse der Einzelsubstanzen Rückschlüsse auf den Alterungsgrad der Kontamination und damit auf den noch zu erwartenden weiteren natürlichen Schadstoffabbau zu. Weiterhin sollte die räumliche Verteilung der Schadstoffe in Form horizontaler und vertikaler Konzentrationsprofile hinreichend bekannt sein. Die Kontaminationsverteilung erlaubt Rückschlüsse auf mögliche Schadensherde mit physiologisch ungünstigen Konzentrationen, die einem biologischen Abbau durch Bodenorganismen entgegenstehen. Liegen Schadstoffe in geringen Gehalten oder Konzentrationen großflächig und diffus, d.h. ohne ausgeprägte Kontaminationsherde vor, kann das die Entscheidung begünstigen, auf vergleichsweise aufwändige Sanierungsmaßnahmen zu verzichten, falls die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zur Erreichung der Sanierungsziele und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen in einem überschaubaren Zeitraum führen.

Nachweis natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse

Bevor eine Entscheidung gefällt werden kann, ob natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ggf. in eine Sanierungsstrategie eingebunden werden können, muss zunächst der Nachweis erbracht werden, dass eine Abnahme und / oder ein Rückhalt von Schadstoffen in ausreichendem Maße erfolgen, um das Sanierungsziel in einem überschaubaren Zeitraum zu erreichen. Eine Vorgehensweise zum Nachweis des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone ist in Abschnitt 5 der vorliegenden Handlungsempfehlung am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX dargelegt.

Die der Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone zu Grunde liegenden Prozesse sind dabei zu identifizieren. Tragen natürliche Prozesse zum Schadstoffrückhalt in der ungesättigten Bodenzone, d. h. zu einer Verringerung des Schadstoffaustrages in das Grundwasser über die Zeit, wesentlich und nachweislich bei, so sollte die Einbeziehung

dieser Prozesse in die Sanierungsstrategie geprüft werden. Von Bedeutung ist dabei die Ausbreitung der ausgetragenen Schadstoffe im Grundwasser. Wenn bereits zum Zeitpunkt der Untersuchung ein Austrag der Schadstoffe in das Grundwasser stattfindet und ein Abbau der Schadstoffe im Grundwasser deren weitere Ausbreitung nachweislich verhindert, so kann diese Strategie zur Schadstoffminderung weiter verfolgt werden. Ist dagegen erst zukünftig, d.h. nach dem Zeitpunkt der Untersuchung, ein Austrag der Schadstoffe in das Grundwasser zu erwarten, sollte aus Schutzguterwägungen hinsichtlich des Grundwassers von dieser Strategie abgesehen werden.

Nutzungen des Standortes und seiner Umgebung

Die bisherige, gegenwärtige und zukünftige (planungsrechtlich zulässige) Nutzung des kontaminierten Standortes und seiner Umgebung beeinflusst die zu wählende Sanierungsstrategie einschließlich einer möglichen Berücksichtigung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse. Standortmerkmale, die erhalten bleiben sollen, wie das Vorliegen von Bebauungen, versiegelten Flächen, Straßen, Kanalsystemen und anderen Infrastrukturen schränken die Anwendung von Sanierungsmaßnahmen ein, so dass die Entscheidung begünstigt sein kann, die Sanierungsziele durch die standortspezifischen natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse zu erreichen. Andererseits ist bei der Beurteilung zu berücksichtigen, dass die Infrastruktur des Standortes die natürlichen Prozesse im Boden wesentlich beeinflussen kann. Beispielsweise kann ein verminderter Wasser- und Nährstoffeintrag in Böden unter versiegelten Flächen einerseits einen biologischen Schadstoffabbau limitieren und andererseits den Austrag von Schadstoffen über den Sickerwasserpfad in das Grundwasser verringern oder verhindern.

Die Einbeziehung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in eine Sanierungsstrategie (oder aber der Verzicht auf Sanierungsmaßnahmen) und die damit verbundenen Randbedingungen (z. B. zeitliche Aspekte) müssen mit der geplanten Nutzung des Geländes nach Erreichen eines festgelegten Sanierungszieles vereinbar sein. So kann z. B. ein Entwicklungsplan für den Standort, der kurzfristig umgesetzt werden soll, aus zeitlichen Gründen die Durchführung einer Sanierungsmaßnahme erfordern.

Schutzgut- und Gefahrensituation

Bodenkontaminationen durch Schadstoffe stellen eine potenzielle Gefahr für die Schutzgüter Mensch, Tier und Pflanze sowie Boden, Wasser und Luft dar. In Bezug auf die Ausbreitung und Wirkung der Schadstoffe auf Schutzgüter unterscheidet die BBodSchV zwischen den Wirkungspfaden Boden – Mensch (direkter Kontakt), Boden – Nutzpflanze und Boden – Grundwasser [7]. Die Schutzgüter sind dabei differenziert zu betrachten. So kann das Schutzgut Nutzpflanze einerseits Bestandteil der Nahrungskette sein und damit Einfluss auf weitere Schutzgüter (Mensch, Tier) nehmen, andererseits der Nahrungskette entzogen werden (Beispiel: Energiepflanzen).

Auch im Hinblick auf die Wirksamkeit natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse eines Standortes sollten die potenziell gefährdeten Schutzgüter identifiziert und deren Gefährdung

durch die Kontamination beurteilt werden. Diese Voraussetzung ist auf der Stufe der Gefährdungsabschätzung zu erbringen (vgl. Abschnitt 3.2.3).

Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse nehmen Einfluss auf die Ausbreitung der Schadstoffe innerhalb von Schutzgütern / Umweltmedien (Boden, Wasser) als auch auf den Eintrag in andere Schutzgüter / Umweltmedien (z. B. Stoffaufnahme in Pflanzen, Verflüchtigung in die Luftatmosphäre). Im Allgemeinen verringert der natürliche Abbau und Rückhalt von Schadstoffen die Gefahrensituation für Schutzgüter, wozu einerseits die Verringerung der Ausbreitung von Schadstoffen durch Rückhalteprozesse, andererseits die Eliminierung von Schadstoffen durch Abbauprozesse beiträgt. Allerdings können unter ungünstigen Bedingungen bei Abbauprozessen auch Metabolite gebildet werden, die eine höhere Toxizität als die Ausgangsverbindungen aufweisen und damit die Gefahrensituation wieder verschlechtern.

Die Auswirkungen natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse auf die Gefahrensituation (z. B. durch Auftreten toxischer Metabolite) sind zu berücksichtigen. Es ist deshalb im Untersuchungsprogramm der Nachweis zu erbringen, dass sich die Gefahrensituation an einem Standort oder seiner Umgebung durch Veränderung der Toxizität, Mobilität oder räumlichen Verteilung der Schadstoffe nicht verschlechtert. Dieser Nachweis kann durch ein Monitoring, das diese Aspekte berücksichtigt, erbracht werden (s. Abschnitt 5).

3.3.3 Räumliche und zeitliche Prognostizierbarkeit sowie Kontrollierbarkeit des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes

Um sicherzustellen, dass das Sanierungsziel in einem überschaubaren Zeitraum erreicht werden kann, ist über den prinzipiellen Nachweis eines natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes hinaus eine Prognose über den Verlauf der Schadstoffminderung am Standort zu erstellen. Die Prognostizierbarkeit natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone ist allerdings außerordentlich schwierig, da es sich bei kontaminierten Böden um komplexe, mehrphasige Systeme handelt, bestehend aus mineralischen und organischen Feststoffen, Porenwasser, Bodenluft und einer mehr oder weniger komplexen Schadstoffmatrix.

Aufgrund dieser Besonderheiten der ungesättigten Bodenzone und ihrer komplexen, kleinräumig stark variierenden Wechselwirkungen mit Schadstoffen lässt sich im Gegensatz zur gesättigten Bodenzone keine großskalige, d.h. den gesamten Standort erfassende Modellierung der räumlichen Schadstoffausbreitung bzw. der zeitlichen Schadstoffentwicklung vornehmen. Daraus lassen sich folgende Ableitungen treffen:

- (i) Eine Prognostizierbarkeit der Schadstoffminderung in der ungesättigten Bodenzone eines Standortes auf der Basis von Daten zu einem einzigen Untersuchungszeitpunkt (Status quo) ist nicht gegeben; allenfalls können die Daten – je nach Umfang und Qualität - für eine grobe Abschätzung der zu erwartenden Schadstoffentwicklung herangezogen werden.

- (ii) Voraussetzung für die Erstellung einer Prognose der Schadstoffentwicklung in der ungesättigten Bodenzone ist die Erfassung zeitlicher Veränderungen der relevanten Parameter (Schadstoffe bzw. damit in Zusammenhang stehende Indikatoren) über einen zu definierenden Untersuchungszeitraum. Hinweise dazu sind in Abschnitt 5 am Beispiel eines Standortuntersuchungsprogrammes dargestellt.

Die Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes an einem kontaminierten Standort erfordert nicht nur die Erfassung zeitlicher Veränderungen, sondern auch möglicher räumlicher Veränderungen der Schadstoffbelastung. Das Untersuchungsprogramm muss dieser Zielsetzung über die Anordnung, Dichte und den Ausbau der Messstellen Rechnung tragen (vgl. Abschnitt 5).

Wird durch natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse an einem kontaminierten Standort eine relevante Gefahrenverminderung erwartet, so ist ein Verlaufsmonitoring erforderlich (vgl. Abschnitt 5), um die erstellte Prognose zu überprüfen und ggf. zu korrigieren (Kontrolle des Schadstoffabbaus und –rückhaltes).

Die Prognostizierbarkeit und Kontrollierbarkeit der Schadstoffentwicklung kann durch verschiedene Faktoren stark eingeschränkt sein:

- (i) ausgeprägte Heterogenität des Standortes durch stark variierende geologische oder pedologische Merkmale,
- (ii) ausgeprägte zeitliche Dynamik der hydrogeologischen Verhältnisse, z. B. stark schwankender Grundwasserstand,
- (iii) komplexe Schadenssituation, z. B. mehrere unabhängige Schadstoffquellen.

Ist trotz Vorhandenseins aller anderen Voraussetzungen (vgl. Abschnitt 3.3.2) eine Prognostizierbarkeit und Kontrollierbarkeit der Schadstoffentwicklung am Standort aus den dargestellten Gründen nicht möglich, sollte man sich nicht darauf verlassen, dass diese Prozesse zur Erreichung von Sanierungszielen und zur Wiederherstellung von Bodenfunktionen ausreichen.

3.3.4 Zeitliche Aspekte im Hinblick auf die Erreichung von Sanierungszielen

Die Berücksichtigung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse an einem kontaminierten Standort ist nur dann sinnvoll, wenn das Erreichen der Sanierungsziele oder die Wiederherstellung von natürlichen Bodenfunktionen in einem überschaubaren Zeitraum möglich erscheint. Innerhalb dieses Zeitraumes, aber auch nach Erreichen der Sanierungsziele sollten mögliche Veränderungen der Gefahrensituation, d.h. die Gefährdung von Schutzgütern, erfasst werden. Folgende Kriterien sind dabei von Relevanz:

- (i) Veränderungen im Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe, angezeigt durch deren Mobilität in den Medien Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser,

- (ii) Veränderungen der Toxizitätseigenschaften der Kontamination, z. B. durch Bildung toxischer Metabolite,
- (iii) Veränderung der Nutzungen des Standortes oder der Standortumgebung,
- (iv) Veränderungen hydrogeologischer Standortmerkmale, z. B. mittel- oder langfristig zu erwartende Änderungen des Grundwasser-Flurabstandes.

Der Zeitraum zur Erreichung der Sanierungsziele kann ggf. erheblich verkürzt werden, wenn natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse als Bestandteil einer Sanierungsstrategie in Kombination mit Sanierungsmaßnahmen, die entweder zeitlich vorangeschaltet werden oder auf Teilflächen bzw. in Teilbereichen der Bodenkontamination zur Anwendung kommen, berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 3.3.1).

3.3.5 Erfolgskontrolle, Eingreifkriterien, Handlungsoptionen und Konzeption für Alternativmaßnahmen

Die Berücksichtigung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes an einem Standort als Bestandteil einer Sanierungsstrategie unterliegt der Erfolgskontrolle durch ein Monitoring. Abschnitt 5 gibt am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX Hinweise, wie ein solches Monitoring ausgestaltet sein kann. Weichen die durch das Monitoring ermittelten Daten von der Prognose der Schadstoffentwicklung am Standort ab, so ist zu prüfen, ob sich eine Änderung der Gefahrensituation ergeben hat. Wenn trotz Abweichung der ermittelten von den prognostizierten Daten keine Änderung der Gefahrensituation, d. h. der Gefährdung von Schutzgütern, eingetreten ist, ist die Prognose der Schadstoffentwicklung zu korrigieren und auf das Erreichen der Sanierungsziele hin zu überprüfen.

Bei einer Verschlechterung der Gefahrensituation ist eine der Handlungsoptionen zu ergreifen, die im Sanierungsplan dargelegt sind. Als Handlungsoptionen kommen – in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen – folgende Sanierungsmaßnahmen in Frage: Bodenaushub, *ex situ*-Dekontaminationsverfahren, *in situ*-Dekontaminationsverfahren, bautechnische Sicherung.

Die Eingreifkriterien, die eine Verschlechterung der Gefahrensituation anzeigen, sind zu konkretisieren und ebenso wie die Handlungsoptionen im Sanierungsplan darzulegen. Bei der Festlegung von Messwerten, auf denen die Eingreifkriterien beruhen, ist zu berücksichtigen, dass kurzfristige Schwankungen der Parameterwerte auftreten können, bedingt durch die natürliche Dynamik einzelner Standortparameter, und / oder technisch bedingte Schwankungen bei Probennahme, Probenbehandlung oder Analytik. Es ist deshalb zu empfehlen, Wiederholungsmessungen mit einem zeitlichen Abstand durchzuführen, bevor eine Entscheidung über Eingriffs- bzw. Alternativmaßnahmen getroffen wird. Selbstverständlich muss auch bei Eingriffsmaßnahmen sichergestellt sein, dass keine Gefahr für Schutzgüter oder aktuelle / planungsrechtlich zulässige Nutzungen besteht.

3.3.6 Beurteilung der einzelfallspezifischen Gegebenheiten

Die zuständige Behörde beurteilt den konkreten Einzelfall im Hinblick auf die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone. Das kann sinnvoll sein, wenn zu erwarten ist, dass natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse einen wesentlichen Beitrag zur Gefahrenminderung leisten, und folgende gefahrenrelevanten Rahmenbedingungen erfüllt sind:

- keine unmittelbare Gefährdung von relevanten Schutzgütern,
- keine empfindliche Nutzung des Standortes (z. B. Wohngebiet, Schutzgebiet) und keine im Zeitraum bis zum Erreichen der Sanierungsziele geplante wesentliche Nutzungsänderung,
- keine ausgeprägte Heterogenität des Standortes, d. h. keine stark variierenden geologischen oder pedologischen Merkmale,
- diffuse, aber lokalisierbare Schadstoffbelastung ohne ausgeprägte(n) Kontaminationsherd(e), insbesondere wenn diese großflächig vorliegt und bei Anwendung aktiver Maßnahmen einen hohen Sanierungsaufwand erfordern würde,
- gute biologische Abbaubarkeit der Stoffe und Stoffgruppen, aus denen sich die Kontamination zusammensetzt,
- geeignete biologische Abbaubedingungen (Bodenparameter, physiko-chemische Parameter, biologische Parameter),
- keine zu erwartenden toxischen Abbauprodukte (Metaboliten oder Endprodukte),
- kein oder geringer Austrag der Kontaminanten in das Grundwasser und keine weitere Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasserleiter,
- keine zu erwartenden hydrogeologischen Veränderungen am Standort, die wesentlichen Einfluss auf den Schadstoffaustrag nehmen würden.

Methoden zur Beurteilung eines Standortes im Hinblick auf Wirksamkeit natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse liegen bislang ausschließlich für Grundwasserverunreinigungen vor. Quantitative Beurteilungsmethoden wie z. B. das von Wiedemeier et. al. [10] entwickelte Ranking-Verfahren sind nicht auf die ungesättigte Bodenzone übertragbar. Tabellarische Entscheidungshilfen wie die vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) herausgegebene Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser [5] ermöglichen dagegen einen ausreichenden Spielraum für Einzelfallentscheidungen und sind in analoger Form zukünftig auch für den Umgang mit Kontaminationen in der ungesättigten Bodenzone denkbar. Voraussetzung für die Erstellung von formalisierten Entscheidungshilfen ist eine weitere Verbesserung des Kenntnisstandes über Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone.

3.3.7 Unsicherheitsbetrachtung im Hinblick auf das Erreichen der Zielstellung

Die zu erstellende Prognose für das Erreichen der Sanierungsziele und den dafür notwendigen Zeitraum ist mit Unsicherheiten verbunden, die folgende Ursachen haben können:

- standortbedingte Einschränkungen der Prognostizierbarkeit der Schadstoffentwicklung (z. B. bedingt durch Inhomogenitäten im Untergrund), wie in Abschnitt 3.3.3 dargestellt,
- handhabungstechnisch bedingte Abweichungen bei der Probennahme und Probenbehandlung, die zur Eingabe falscher Messwerte in die Prognoserechnung führen,
- Beeinflussung von Parametern am Standort durch die Probennahmetechnik, z. B. können bei Zeitreihen Bodenparameter durch frühere Sondierungen, die in unmittelbarer Nähe des Probennahmepunktes vorgenommen wurden, beeinflusst und damit nicht mehr repräsentativ für den Standort sein,
- messtechnisch bedingte Abweichungen bei den Analysemethoden, die zur Eingabe falscher Messwerte in die Prognoserechnung führen,
- Änderungen von Parametern gegenüber den Untersuchungszeitpunkten, zu denen die Messwerte zur Erstellung der Prognose ermittelt wurden; hier sind insbesondere die jahreszeitlichen Schwankungen vieler Parameter zu beachten.

Die Prognose ist deshalb während des Verlaufsmonitorings ggf. anzupassen und darauf zu prüfen, ob die Sanierungsziele weiter erreichbar sind und welche Änderungen sich für den prognostizierten Zeitraum ergeben. Für die Prognostizierbarkeit der Schadstoffentwicklung ist dabei von Bedeutung, ob die Änderungen der Schadstoffkonzentrationen während des Monitorings signifikant sind. Zum Nachweis der Signifikanz sind statistische Methoden heranzuziehen, die allerdings hinreichende Datenmengen erfordern. Im Rahmen des Forschungsprojektes ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone‘ wurden dazu folgende Methoden verwendet [1]:

- Nachweis signifikanter Unterschiede der Mittelwerte der Schadstoffgehalte zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt durch Berechnung der Konfidenzintervalle; da Schadstoffgehalte im Boden i. d. R. nicht normalverteilt sind, sind zur Berechnung von Konfidenzintervallen die Messwerte entweder mathematisch zu transformieren, um zu Normalverteilungen zu gelangen, oder – wenn dies nicht möglich ist – Berechnungsformeln anzuwenden, die keine Normalverteilung der Messwerte voraussetzen.
- Nachweis signifikanter Unterschiede der Medianwerte der Schadstoffgehalte zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt durch Berechnung der Interquartildistanz in Box-Whisker-Plots.

4 Fachliche Grundlagen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials von kontaminierten Böden in der ungesättigten Bodenzone

Die nachfolgend dargestellten fachlichen Grundlagen basieren auf den Ergebnissen des ersten Teilschrittes des Forschungsprojektes „Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone“. Im Rahmen dieses Teilschrittes wurde eine Literaturrecherche zum Kenntnisstand über natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone durchgeführt. Detaillierte Angaben sind dem Bericht zur Literaturstudie zu entnehmen [2].

4.1 Relevante Parameter für natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse

In diesem Abschnitt werden Parameter dargestellt, die nach dem derzeitigen Kenntnisstand für den Ablauf und die Wirksamkeit und somit für die Beurteilung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse im ungesättigten Bereich relevant sind. Die Darstellung basiert auf den Ergebnissen einer Literaturstudie, in der die Datenlage für die einzelnen Parameter unter Verweis auf die jeweilige Originalliteratur detailliert dargestellt ist [1].

Im Einzelfall kann sich in der Praxis herausstellen, dass weitere Parameter, die in der vorliegenden Handlungsempfehlung nicht behandelt werden, für die Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes hilfreich sein können. Mikrokosmenstudien und begleitende Untersuchungen, die sich mit der Zusammensetzung und Funktion autochthoner Mikroorganismen-Populationen im Boden befassen, stehen in Zusammenhang mit Abbauprozessen von Schadstoffen, sind aber nicht Gegenstand des Forschungsprojektes [1, 2] und der vorliegenden Handlungsempfehlung.

4.1.1 Beschaffenheit der Kontamination und Schadstoffinventar

Die nachfolgende Darstellung beschränkt sich auf die prioritären Schadstoffe MKW und BTEX als Hauptkontaminanten.

Verteilung, Art und Menge der Schadstoffe (Schadstoffinventar)

Natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse sind in hohem Maß abhängig vom Schadstoffinventar am Standort. Die Art der Schadstoffe bestimmt den biologischen Abbau im Boden und / oder den Rückhalt in der ungesättigten Bodenzone. Die Verteilung der Schadstoffe im Boden entscheidet darüber, ob Abbau- und Rückhalteprozesse nur punktuell, auf Teilflächen, in einzelnen Bodenschichten (horizontale Teilbereiche) oder im gesamten

Kontaminationskörper wirksam sind. Die Gesamtmenge der Schadstoffe, die im Allgemeinen nur annähernd durch Hochrechnung der gemessenen Gehalte und vorliegenden Bodenmasse ermittelt werden kann, erlaubt Rückschlüsse auf die maximal zu erwartenden Schadstofffrachten bei einem Austrag in das Grundwasser oder in die Atmosphäre.

Mineralöle und Mineralölprodukte enthalten eine komplexe Mischung aliphatischer Kohlenwasserstoffe, d.h. n-Alkane, n-Alkene, iso-Alkane und Cyclo-Paraffine, sowie wechselnde Anteile an monozyklischen Aromaten (BTEX).

- Mineralöl-Kohlenwasserstoffe (MKW)

MKW liegen bei starken Verunreinigungen des Bodens als zusammenhängende Phase vor, bei geringeren Gehalten zwischen den Bodenpartikeln (zum Teil in den Zwickeln) verteilt vor.

Die biologische Abbaubarkeit von MKW richtet sich nach den Stoffgruppen, aus denen sie zusammengesetzt sind. Aliphaten sind bis zu einer Kettenlänge von C35 biologisch abbaubar, wobei n-Alkane leichter abgebaut werden als iso-Alkane, Alkene und Cycloalkane. Unter aeroben Bedingungen werden die Aliphaten in ihrer Kettenlänge schrittweise verkürzt und schließlich zu Kohlendioxid und Wasser mineralisiert, wobei die biologische Abbaubarkeit von der Kettenlänge abhängig ist. Auch unter anaeroben Bedingungen ist ein biologischer Abbau von Aliphaten belegt, allerdings werden verzweigte Verbindungen (iso-Alkane) anaerob nur schwer oder gar nicht abgebaut. Das Abbauverhalten der aromatischen Kohlenwasserstoffe ist im nachfolgenden Abschnitt dargestellt.

Aufgrund der Datenlage in der Literatur lassen sich nur eingeschränkte Aussagen zu den Konzentrationsbereichen treffen, bei denen MKW im Boden biologisch abgebaut werden. Bei Gehalten bis zu 20.000 mg MKW / kg Boden finden natürliche Abbauprozesse statt, während bei deutlich höheren MKW-Gehalten (> 50.000 mg / kg Boden) durchgängig Hemmeffekte beobachtet worden sind. Für die Beurteilung des Abbaus von MKW-Kontaminationen wird empfohlen, eine Identifizierung der Kohlenwasserstoffe im Boden und in den potenziellen Austragsmedien Bodenluft und Grundwasser durch Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC/MS) vorzunehmen, um Aussagen über den Abbaugrad treffen zu können.

- BTEX und andere Alkylbenzole

Mineralölprodukte enthalten wechselnde Anteile an monozyklischen Aromaten wie Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX) und andere Alkylbenzole (z. B. Pseudocumol, Mesithylen, Styrol, Cumol). Die Monoaromaten sind besser wasserlöslich als die aliphatischen Bestandteile der Mineralölprodukte und zudem durch eine hohe Flüchtigkeit gekennzeichnet. Dadurch weisen monozyklische Aromaten eine hohe Mobilität in Umweltmedien auf.

BTEX-Aromaten sind i. d. R. biologisch gut abbaubar. Unter aeroben Bedingungen erfolgen eine Oxidation des aromatischen Ringes mit Sauerstoff und eine Ringspaltung zu offenkettigen Carbonsäuren mit nachfolgender Mineralisierung bzw. Einbau in Biomasse. Bei Alkylbenzolen kann der Abbau auch über die Oxidation der

Seitenkette eingeleitet werden. Anaerob ist der biologische Abbau von BTEX-Aromaten unter denitrifizierenden, Sulfat-reduzierenden, Eisen-reduzierenden und methanogenen Bedingungen belegt, allerdings mit geringeren Abbaugeschwindigkeiten als unter aeroben Bedingungen.

BTEX-Aromaten und Alkylbenzole können bis zu Gehalten von 450 mg/kg Boden abgebaut werden [1]. Inhibitorische Effekte wurden bei höheren Gehalten am Beispiel von Toluol beobachtet [2]. Der Abbau von BTEX und Alkylbenzolen in der ungesättigten Bodenzone lässt sich entweder über eine Bestimmung der Gehalte im Boden oder der Konzentrationen in der Bodenluft verfolgen, wobei in der Bodenluft für einen sicheren Abbaunachweis die Aromaten in Konzentrationen $> 1 \text{ mg/m}^3$ vorliegen sollten.

Zusammensetzung, Eigenschaften und Alter der Kontamination

Die Stoffe und Stoffgruppen, aus denen sich die Kontamination zusammensetzt, nehmen durch ihre nachfolgend dargestellten Eigenschaften Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse.

- **Löslichkeit:** Die Wasserlöslichkeit der Schadstoffe bestimmt zum einen deren Mobilität in der ungesättigten Bodenzone sowie deren Austrag in das Grundwasser (über den Sickerwasserpfad), zum anderen deren Verfügbarkeit für Schadstoff abbauende Bodenorganismen.
- **Flüchtigkeit:** Die Flüchtigkeit der Schadstoffe bestimmt deren Ausbreitung im luftgefüllten Porenraum der ungesättigten Bodenzone. Über den Bodenluftpfad können die Schadstoffe in obere Bodenschichten gelangen und dort einem verstärkten biologischen Abbau unterliegen oder über die Bodenoberfläche in die Atmosphäre ausgasen. Neben dem Dampfdruck des Schadstoffes ist der Verteilungskoeffizient zwischen Wasser- und Gasphase (Henry-Koeffizient) von Bedeutung.
- **Sorption:** Die Sorption der Schadstoffe an die mineralische Feststoffmatrix und die organische Humusfraktion des Bodens wird nicht nur durch die bodenspezifischen Parameter, sondern auch durch die schadstoffspezifischen Eigenschaften bestimmt. Von Bedeutung sind der Aggregatzustand und die Polarität der Schadstoffe, bei wasserlöslichen Kontaminanten deren Löslichkeit, bei nicht wasserlöslichen Kontaminanten (NAPL, Non-Aqueous Phase Liquids) deren Dichte und Viskosität. Sorptionsprozesse beeinflussen zum einen den Schadstoffrückhalt im Boden, zum anderen die Verfügbarkeit für schadstoffabbauende Bodenorganismen.
- **Bioverfügbarkeit:** Schadstoffe im Boden unterliegen nur dann einem biologischen Abbau, wenn sie für die schadstoffabbauenden Bodenorganismen verfügbar sind. Dies ist der Fall, wenn die Kontaminanten in Wasser gelöst oder zumindest emulgiert vorliegen. Dabei sollte die Kontamination in einem physiologisch günstigen Konzentrationsbereich vorliegen. Die Bioverfügbarkeit ist somit abhängig von den

physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe (Wasserlöslichkeit, Polarität, Sorptionsverhalten).

- **Biologische Abbaubarkeit:** Da die biologische Abbaubarkeit von Einzelstoffen innerhalb einer Stoffgruppe sehr unterschiedlich sein kann, ist die Kenntnis darüber von Bedeutung. Durch die unterschiedliche Abbaubarkeit von Einzelstoffen verändern natürliche Abbauprozesse die Zusammensetzung der Kontamination.
- **Toxizität:** Toxische Effekte von Schadstoffen auf Bodenorganismen (insbesondere auf Mikroorganismen und die Mesofauna) behindern oder verhindern den biologischen Schadstoffabbau im Boden.

Kontaminationen weisen mit zunehmendem Alter zum einen Abbauprodukte, zum anderen einen erhöhten Anteil der schwer abbaubaren Komponenten auf. Die Alterung einer Kontamination wird durch physikalische Verwitterungs- und biologische Abbauprozesse verursacht, wobei diese beiden Prozesse unterschiedlichen Einfluss auf die Veränderung der Kontamination nehmen [2]. Die Analyse der Einzelsubstanzen (z. B. durch massenspektrometrische Identifizierung der Kohlenwasserstoffe bei MKW-Kontaminationen) lässt Rückschlüsse auf den Alterungsgrad der Kontamination und damit auf den noch zu erwartenden weiteren natürlichen Schadstoffabbau zu.

Metabolite

Metabolite treten als Zwischenprodukte bei unvollständigen biologischen oder chemischen Abbauprozessen auf. Beim Abbau von MKW entsteht ein breites Spektrum an Metaboliten, die analytisch nur über eine Screening-Analyse (z. B. durch GC/MS) polarer Substanzen im Wasser erfasst werden können. Beim Abbau von BTEX-Aromaten und Alkylbenzolen entstehen teiloxydierte Derivate (Benzylalkohole, Benzaldehyde, Benzoesäuren, Brenzkatechin, Dimethylphenole u.a.). Für den analytischen Nachweis eignen sich Benzoesäure und davon abgeleitete Verbindungen (Methyl-, C2-, C3-Benzoesäuren). Bedingt durch die Oxidation sind Metaboliten i. d. R. polarer als die Ausgangsverbindungen und damit zumeist mobiler.

Im Zusammenhang mit natürlichen Abbauprozessen im Boden und Grundwasser können Metaboliten als Indikator herangezogen werden. Dabei ist im Einzelnen zu klären, ob die jeweiligen Verbindungen für einen analytischen Nachweis ausreichend stabil sind und ob der Nachweis mit einem vertretbaren Aufwand zu führen ist.

Unter den Metaboliten von BTEX-Aromaten können in geringen Konzentrationen so genannte ‚dead-end‘ Produkte auftreten, d. h. Verbindungen, die für die ausscheidenden Organismen nicht weiter abbaubar sind [17]. Die Bildung toxischer Metaboliten ist unter ungünstigen Randbedingungen nicht auszuschließen und kann dazu führen, dass natürliche Abbauprozesse einen Anstieg der Toxizität einer Kontamination zur Folge haben.

Begleitkontaminanten

Der Abbau und Rückhalt der Hauptkontaminanten kann durch Begleitkontaminanten beeinflusst werden. MKW- und BTEX-Kontaminationen werden häufig von Schadstoffen in geringeren Gehalten oder Konzentrationen begleitet, insbesondere von Schwermetallen, PAK und Methyl-tertiär-butylether (MTBE). Diese begleitenden Schadstoffe können zum einen das physiko-chemische Verhalten der Hauptkontamination (z. B. das Sorptionsverhalten) beeinflussen, zum anderen Hemmeffekte auf die Schadstoff abbauenden Bodenorganismen ausüben (z. B. bei Vorliegen von Schwermetallen mit hoher Toxizität).

4.1.2 Hydrogeologische Standortparameter

Grundwasser-Flurabstand

Der Grundwasser-Flurabstand entspricht der Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone und ist eine Kenngröße zur Beurteilung der potenziellen Grundwassergefährdung durch den vertikalen Austrag von Kontaminanten mit dem Sickerwasser. Große Grundwasserflurabstände führen zu einer längeren Aufenthaltszeit und damit erhöhten Reaktionszeit der Kontaminanten im Boden. Bei geringen Mächtigkeiten der ungesättigten Zone ist mit verstärktem Schadstoffaustrag in das Grundwasser zu rechnen. Damit kann sich je nach Grundwasserflurabstand der Anteil des biologischen Abbaus gegenüber dem des Sickerwasseraustrages verschieben. Angaben über eine Quantifizierung des Effektes liegen nicht vor [2].

Bei einem Schadstoffherd an der Bodenoberfläche oder oberhalb des Grundwasserspiegels kann der Grundwasser-Flurabstand in Zusammenwirken mit der Sickerwasserrate, Bodenart, Horizontierung etc. als Parameter dienen, um die Aufenthaltszeit und damit den überwiegend aeroben Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Zone bis zum Übergang in das Grundwasser abzuschätzen.

Erfahrungen mit Abbau- und Rückhalteprozessen in der ungesättigten Bodenzone liegen überwiegend bei Grundwasser-Flurabständen bis zu 10 m vor [1, 2]. Werden Schichtmächtigkeiten über 10 m angetroffen, sollte unter dem Aspekt des Beprobungsaufwandes im Einzelfall geprüft werden, ob bei diesen Standortgegebenheiten ein Monitoring der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse sinnvoll ist.

Sickerwasserrate und Grundwasserneubildungsrate

Die Sickerwasserrate fungiert als wichtiger Indikator für die Kontaminationsverteilung in der ungesättigten Bodenzone und den Austrag der Schadstoffe in den Aquifer. Je geringer die Sickerwasserrate ist, desto länger ist auch die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone und desto stärker können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und den Schadstoffeintrag ins Grundwasser verringern. Andererseits können extrem

niedrige Sickerwasserraten über einen niedrigen Bodenwassergehalt die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone einschränken. Die Datenlage über die komplexen Zusammenhänge zwischen der Sickerwasserrate und natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen in der ungesättigten Bodenzone beschränkt sich bislang auf wenige Arbeiten.

Bei separater Betrachtung des Austrags von Schadstoffen in das Grundwasser (ohne Berücksichtigung der Kontaminationsverteilung innerhalb der ungesättigten Bodenzone) ist die Grundwasserneubildungsrate von Bedeutung, die direkt (durch den Einsatz von Lysimetern) oder indirekt (über die Bodenwasserhaushaltsgleichung oder im Rahmen von Grundwassermodellierungen) ermittelt werden kann.

Kapillarkraft

Die von der Kapillarkraft des Bodens aufwärts gerichtete Wasserbewegung nimmt Einfluss auf den Transport des Wassers in den Poren und damit auf die Schadstoffverteilung in der ungesättigten Bodenzone. Als Maß für die Kapillarkraft in ungesättigten Böden gilt das Matrixpotenzial, das sich mit Tensiometern bestimmen lässt. Dieses hat laut Literaturdaten Einfluss auf die Abbauraten von leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen im Boden [2]. Kapillarkräfte spielen insbesondere im Kapillarsaum eine Rolle und beeinflussen die Verteilung und biologische Verfügbarkeit von Mineralölkontaminationen im Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone. Sie stehen offensichtlich mit dem Befund in Zusammenhang, dass schwankende Grundwasserspiegel zu erhöhten Abbauraten von Dieselölen führen.

4.1.3 Bodenparameter

Bodenart / Korngröße

Bei der Bodenart wirken sich vor allem die Korngröße und die organischen Anteile (Humusgehalt) auf die Verteilung von Schadstoffen und deren Bioverfügbarkeit aus, d. h. diese Parameter beeinflussen einerseits den Schadstoffrückhalt, andererseits den biologischen Schadstoffabbau.

Die Literaturdaten [2] bestätigen, dass feinkörnige Böden (mit hohem Tonmineralgehalt) i. d. R. eine höhere Sorption von Schadstoffen und damit einen stärkeren Rückhalt als grobkörnige Böden aufweisen. Für den mikrobiellen Abbau ist dagegen die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, Sauerstoff oder anderen Elektronenakzeptoren und Nährstoffen entscheidend, die in feinkörnigen Böden aufgrund des geringeren Porenvolumens eingeschränkt ist. Gute Ausgangsvoraussetzungen für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse bieten mittelkörnige Böden.

Schichtaufbau, -mächtigkeit

Die Transportwege des Sickerwassers und der Bodenluft und damit die Verteilung der Schadstoffe im Boden werden durch den Schichtaufbau und die Schichtmächtigkeit der ungesättigten Bodenzone beeinflusst. Während bei wechselndem geologischem oder pedologischem Bodenaufbau die Mächtigkeiten der jeweiligen Schichten von Bedeutung sind, ist bei einheitlicher Bodenart die Gesamtmächtigkeit der ungesättigten Zone zu berücksichtigen.

Die Literaturdaten bestätigen, dass für das Monitoring von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen die Schichtmächtigkeiten eine wichtige Angabe zur Kalkulation des potenziellen Schadstoffaustrages bzw. der Schadstoffverlagerung in andere Bodenschichten darstellen. Der Austrag von Kontaminationen mit dem Sickerwasser oder der Bodenluft kann sich, je nach zu durchdringenden Schichten und Standortgegebenheiten Grundwasser gefährdend oder auf die Verflüchtigung toxischer Stoffe an der Bodenoberfläche auswirken.

Gefüge

Das Bodengefüge, welches neben der Korngröße (s.o.) durch die Art der Zusammenlagerung verschiedener Bodenteilchen und deren räumliche Anordnung charakterisiert wird, kann kleinräumig sehr heterogen ausgeprägt sein und physiko-chemische Vorgänge im Boden und damit auch natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse beeinflussen.

Bei festem Gesteinsverband bestimmen vor allem geologische Gefügeelemente wie Schichtflächen, Schieferungsflächen, Kluffflächen und Störungen das Gefüge. Diese Trennflächengefüge stellen potenzielle Transportbahnen für das Sickerwasser und damit auch für einen Schadstofftransport dar. Für die meisten Untersuchungen in den obersten Bodenschichten spielt das Trennflächengefüge nur eine untergeordnete Rolle.

Über diese allgemeinen Zusammenhänge hinausgehende Literaturdaten zum Einfluss des Bodengefüges auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse liegen nicht vor [2].

Porenanteil

Der Porenanteil im Boden, der abhängig ist von der Korngröße, -form, -verteilung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenentwicklung (z. B. Gefügebildung), nimmt Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone. Für die mikrobielle Aktivität im Boden ist der Porendurchmesser relevant, da Mittelporen (Durchmesser 10 bis 0,2 μm) nur bedingt und Feinporen (Durchmesser $< 0,2 \mu\text{m}$) gar nicht für Bodenmikroorganismen zugänglich sind. Die Abbaubedingungen werden durch das Verhältnis wassergefüllter Poren zum Gesamtporenanteil des Bodens (Porensättigungszahl) bestimmt.

Aus den Literaturdaten lässt sich ableiten, dass in dicht gelagerten Böden, d.h. mit geringem Porenvolumen auf der einen Seite eine verringerte Mobilität von Schadstoffen vorliegt, die den mikrobiellen Abbau begünstigt. Auf der anderen Seite ist aber die Verfügbarkeit abbaustimulierender Stoffe wie z.B. Sauerstoff oder Nährstoffe begrenzt, was dazu führt, dass in Feinporen und Mittelporen der mikrobielle Schadstoffabbau stark eingeschränkt ist [2].

Durchlässigkeitsbeiwert

Der Durchlässigkeitsbeiwert stellt einen wichtigen Parameter zur Beurteilung der potenziellen Wasserbewegung und damit des Stofftransportes im Boden dar. Je durchlässiger ein Boden ist, desto geringer ist auch die Verweilzeit des Sickerwassers in einer Bodenschicht und damit auch die Abbau- und Rückhaltewirkung gegenüber Kontaminanten.

Trotz der Bedeutung liefert die Literatur nur wenige Angaben über den Zusammenhang dieses Parameters mit natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen [2]. Für die Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwertes bietet sich bei relativ homogenen Böden eine Berechnung aus der Korngrößenverteilungskurve an.

Humusgehalt

Der Humusgehalt nimmt Einfluss auf den Grad der (reversiblen) Sorption von Schadstoffen. Durch die Anlagerung an die natürlichen organischen Bestandteile wird i. d. R. die Aufenthaltszeit von Kontaminanten in den entsprechenden Bodenschichten erhöht und damit sowohl der Austrag in das Grundwasser vermindert als auch der biologische Abbau begünstigt. Andererseits muss die eingeschränkte Verfügbarkeit mit zunehmender Sorption berücksichtigt werden. Hemmeffekte des natürlichen organischen Anteils gegenüber dem biologischen Schadstoffabbau sind in der Literatur nicht dokumentiert [2].

Tonmineralgehalt

Der in Verbindung mit der Bodenart bestimmte Tonmineralgehalt nimmt Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen im Boden. Die charakteristische Adsorptionskapazität der Tonminerale durch Bildung von Kohlenwasserstoff-Tonmineral-Verbindungen führt in Kombination mit der geringen hydraulischen Leitfähigkeit in tonigen Böden zu längeren Verweilzeiten im Boden. Dadurch wird der mikrobiologische Abbau begünstigt und insbesondere bei geringen Grundwasser-Flurabständen eine Gefährdung des Grundwassers durch Schadstoffeintrag über den Sickerwasserpfad stark minimiert. Andererseits ist mit der geringen Sickerwasserrate auch die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, Nährstoffen und Elektronenakzeptoren eingeschränkt.

Vergleichende Literaturdaten zur Anlagerung/Sorption von Kohlenwasserstoffen an unterschiedliche Tonminerale bzw. zu den Auswirkungen auf den Abbau von MKW- und BTEX-Kontaminationen liegen nicht vor [2].

Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden

Oxide und Hydroxide von Aluminium (Al), Eisen (Fe) und Mangan (Mn) als typische Verwitterungsneubildungen lagern sich wegen ihrer hohen Oberflächenaktivität häufig in feinst verteilter Form auf den Oberflächen der Bodenmineral Körner ab. Diese meist hüllenförmigen Abscheidungen von z.B. Eisen- und Aluminiumoxidhydraten können die Sorptionseigenschaften des Bodens – und damit Rückhalteprozesse – wesentlich verändern. Über quantitative Auswirkungen der Sorptionsprozesse durch Fe-, Al- und Mn-Oxide auf den Rückhalt einzelner Schadstoffgruppen wie MKW oder BTEX liegen keine Literaturdaten vor [2].

Kationenaustauschkapazität

Die Kationenaustauschkapazität wird durch Art und Gehalt von Tonmineralen, den Humusgehalt und den pH-Wert bestimmt. Sie wirkt sich vor allem auf den Austausch und die Fixierung von wichtigen Nährstoffen wie Ammonium, Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium aus, die für den mikrobiellen Schadstoffabbau relevant sind. Literaturangaben, die sich unmittelbar mit dem Einfluss der Kationenaustauschkapazität auf den Abbau kohlenwasserstoffhaltiger Verbindungen beschäftigen, liegen nicht vor [2].

Salinität

Prinzipiell kann die Salinität von Böden Einfluss auf Stoffaustauschprozesse und mikrobiologische Milieubedingungen nehmen. In Mitteleuropa ist die Salinität als Gesamtparameter allerdings auf Grund der zu erwartenden fast vollständigen Entsalzung ungedüngter Böden und des humiden Klimas wenig relevant. Eine Ausnahme bilden anstehende Salz-Gesteine wie Karbonate oder Gips, die sich je nach Mächtigkeit der Bodendecke erheblich auf die Salinität (und damit auf die Gehalte von Nitrat, Sulfat, Karbonat etc.) im Boden oder im Grundwasser auswirken können. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit und wichtiger Einzelparameter (Nitrat, Sulfat, Karbonat) kann die Bestimmung der Salinität ersetzen.

Wassergehalt

Der Wassergehalt des Bodens nimmt großen Einfluss auf physikalische, chemische und biologische Prozesse in der ungesättigten Bodenzone und damit auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Der Bodenwassergehalt bestimmt unter anderem die Bodenkonsistenz sowie die Mobilität von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen.

Unter aeroben Bedingungen sind bei einer geringen Bodenfeuchte und damit einem hohem Bodenluftanteil in den Poren die mikrobiologischen Abbauaktivitäten trotz guter Sauerstoffverhältnisse stark eingeschränkt, da keine zusammenhängenden Flüssigkeitsfilme vorliegen und somit die Bioverfügbarkeit der abzubauenen (Schad-)Stoffe eingeschränkt ist [2]. Bei einer zu hohen Bodenfeuchte limitiert dagegen die schlechte Sauerstoffversorgung die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen. Der Wassergehalt im Boden nimmt im Allgemeinen mit abnehmender Korngröße zu. Für den Abbau optimale Wassergehalte liegen unabhängig von der Bodenart bei ca. 40-60 % der maximalen Wasserhaltekapazität.

4.1.4 Physiko-chemische Parameter

Temperatur

Der Parameter Temperatur (Luft-, Boden-, Grundwassertemperatur) nimmt Einfluss auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse. Einerseits beeinflusst die Temperatur im Boden das Verteilungsgleichgewicht von Schadstoffen zwischen Feststoffmatrix, Flüssig- und Gasphase, was z. B. bei Temperaturzunahme zu einer verstärkten Ausgasung flüchtiger Substanzen über die Bodenluft führt. Andererseits erhöhen sich die mikrobiellen Aktivitäten im Boden und damit auch die Abbauraten von Schadstoffen bei zunehmender Temperatur. Diese Zusammenhänge wurden in Feld- und Laboruntersuchungen bestätigt [2].

Die Lufttemperatur sollte zur allgemeinen Charakterisierung der klimatischen Standortbedingungen grundsätzlich angegeben werden. Weiterhin werden mit der Temperatur des Bodens (Temperaturfühler) bzw. des Grundwassers (DIN 38404-C 4) Randbedingungen abgesteckt, in denen sowohl physiko-chemische als auch biologische Transformations- und Abbauprozesse ablaufen. Der Abbau von MKW ist i. d. R. bei Temperaturen zwischen 5°C und 40°C gewährleistet. Klimatische und jahreszeitliche Temperaturschwankungen können sich auf die biologischen Abbauraten auswirken.

Luftdruck

Der Luftdruck wirkt sich in erster Linie physikalisch auf den Gasaustausch im Boden und damit auf die potenzielle Verflüchtigung von Schadstoffen über die gasförmige Phase aus. Dieser Zusammenhang wird durch einzelne Literaturdaten bestätigt, insgesamt ist die Datenlage allerdings gering [2]. Je nach Luftdruck und Witterungsverhältnissen (z. B. bei Sturmereignissen) kann sich der Gasaustausch im Boden auf mehrere Meter Tiefe ausdehnen. Luftdruckschwankungen können sich bei Vorliegen geringer Schadstoffkonzentrationen auf die Messwerte in der Bodenluft auswirken, so dass Luftdruckmessungen für die Beurteilung der Messdaten herangezogen werden sollten. Bei extremen Luftdruckbedingungen sollten Bodenluftuntersuchungen vermieden werden, da die Messwerte verfälscht sein können.

Niederschlagsmenge

Die Menge der atmosphärischen Niederschläge (Regen, Schnee, Tau, Nebel etc.) wirkt sich auf den Wasserhaushalt in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone aus und stellt damit einen entscheidenden Parameter zur Quantifizierung von Schadstoffausträgen über das Sicker- und Grundwasser dar. Die Quantifizierung wird dadurch erschwert, dass insbesondere bei Starkregen-Ereignissen das Sickerwasser bevorzugte Fließwege im Untergrund ausbildet [6].

Mit zunehmender Bodenfeuchte durch Niederschläge wird nicht nur die Auswaschung von Schadstoffen über den Sickerwasserpfad erhöht, sondern auch der Luftporenraum in der ungesättigten Bodenzone verringert. Dadurch kann zum einen eine Verdrängung der Bodenluft aus den Poren und damit eine verstärkte Verflüchtigung von Schadstoffen mit der Gasphase ('Volatilization-Flux') stattfinden, zum anderen das Eindringen von atmosphärischem Sauerstoff in die Bodenmatrix gehemmt werden [2]. Zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone sollten die Niederschlagsmengen am Standort bekannt sein (Vor-Ort-Messungen, Daten einer vergleichbaren Wetterstation).

Leitfähigkeit

Die chemischen bzw. physikalischen Vorgänge im Untergrund werden durch die Element- bzw. Ionenkonzentrationen in wässriger Lösung beeinflusst. Die elektrische Leitfähigkeit dient als direkte Angabe über die Gesamtkonzentration der Ionen im Grund- und Sickerwasser bzw. im Bodeneluat. Obwohl der Parameter einen einfach und schnell messbaren Parameter für Veränderungen der Ionenkonzentrationen in wässrigen Proben darstellt, sind die Zusammenhänge zwischen der elektrischen Leitfähigkeit wässriger Medien der ungesättigten Bodenzone (Bodeneluat, Sickerwasser) und natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen wenig untersucht [2]. Detaillierte Zusammenhänge ergeben sich erst nach Bestimmung der Anionen und Kationen (s. Abschnitt Nitrat, Sulfat, Eisen u.a.).

pH-Wert und Pufferkapazität

Der pH-Wert des Bodens bestimmt sowohl biologische Schadstoff-Abbauprozesse (durch die physiologische Eignung des pH-Milieus für die beteiligten Organismen) als auch Rückhalteprozesse (durch Protonierungs- bzw. Deprotonierungsprozesse und / oder Ladungsveränderungen und -verschiebungen).

Die Auswirkungen des pH-Wertes auf den biologischen Schadstoffabbau sind gut untersucht. Für die meisten Bakterien ist ein neutraler bis schwach alkalischer pH-Bereich optimal (pH 6 – 8), viele Pilze hingegen bevorzugen ein saures Milieu (pH 4 – 6). Da am Abbau von Kohlenwasserstoffen in natürlich gelagerten Böden überwiegend Bakterien beteiligt sind, gilt ein Optimalbereich von pH 6 – 8 [2].

Der pH-Wert steht im Zusammenhang mit der Pufferkapazität, d. h. der Fähigkeit des Bodens bzw. des Grundwassers, pH-Wert-Schwankungen abzupuffern. Die Pufferkapazität des Bodens wirkt sich bei stark karbonatgepufferten Bodenschichten positiv auf die Biodegradation organischer Schadstoffe aus. Bei der Mineralisation organischer Substanzen nimmt der pH-Wert infolge der Lösung gebildeten Kohlenstoffdioxids ab, was allerdings nur bei schwach gepufferten Böden zur Einschränkung des mikrobiellen Abbaus führt. Als Indikator für die Pufferkapazität kann die Säurekapazität (Alkalinität) gemessen werden, die aus der Anwesenheit von Hydroxiden, Karbonaten und Bikarbonaten in einem System resultiert.

Redoxpotenzial

Das Redoxpotenzial spiegelt das Verhältnis aller oxidierten und reduzierten Stoffe in einem wässrigen System wider und ist unter anderem vom Sauerstoffgehalt und damit indirekt vom Wassergehalt, dem pH-Wert, der Temperatur und dem Gehalt an abbaubarer organischer Substanz abhängig. Während in kontaminierten Grundwässern der Zusammenhang zwischen dem Redoxpotenzial und den Bedingungen für einen biologischen Schadstoffabbau gut untersucht ist, liegen für die ungesättigte Bodenzone (Kompartiment Sickerwasser) keine Literaturdaten vor [2]. Die Messung des Redoxpotenzials in Sickerwasserproben ist allerdings – bedingt durch Probennahmeeinflüsse – auch nicht sinnvoll.

Sauerstoff

Sauerstoff ist insbesondere für die ungesättigte Bodenzone der wichtigste Elektronenakzeptor beim Abbau organischer Substanzen. Gemeinsam mit der Kohlendioxidproduktion lässt der Sauerstoffverbrauch Rückschlüsse auf den mikrobiellen Schadstoffabbau zu. Der Transport von Sauerstoff in der ungesättigten Bodenzone erfolgt fast ausschließlich diffusiv und wird unter anderem durch die Einflussgrößen Partikel-/ Porengröße, Wassergehalt und Lagerungsdichte bestimmt.

Aufgrund der Modellierung biologischer Abbauraten über den Sauerstoffverbrauch in Respirationstests sowie durch den Einsatz von Sauerstoff in aktiven Sanierungsmaßnahmen ("bioventing") steht zu diesem Parameter umfangreiches Datenmaterial für den Boden, das Grundwasser und die Bodenluft zur Verfügung [2]. Es konnte in Labor- und Felduntersuchungen nachgewiesen werden, dass der Sauerstoffverbrauch mit dem Abbau von Kohlenwasserstoffen korreliert und die tiefenabhängige Verteilung von Sauerstoff und BTEX-Aromaten in umgekehrt proportionalem Zusammenhang steht. Die Literaturdaten belegen, dass zunehmende Sauerstoffgehalte im Boden zu einer Steigerung biologischer Abbauraten von Kohlenwasserstoffen führen.

Eine Indikation für einen Schadstoffabbau liegt dann vor, wenn die Sauerstoffkonzentrationen in der Bodenluft mindestens 5 Vol. % niedriger als an einem unkontaminierten Referenzstandort liegen [1]. Liegen in der Bodenluft Sauerstoffkonzentrationen < 1 Vol. % vor, so weist dieser Befund bei Vorliegen einer Kontamination auf

einen fortgeschrittenen Schadstoffabbau hin, der bereits zu einer Sauerstofflimitation geführt hat.

Kohlendioxid

Als Produkt des vollständigen Abbaus organischer Schadstoffe (Mineralisation) steht Kohlendioxid in kontaminierten Böden direkt mit dem natürlichen Schadstoffabbau in Zusammenhang. Die Korrelation zwischen Kohlendioxidgehalten und biologischen Abbauraten kann allerdings durch abiotische Kohlendioxid-Bildung in karbonatischen Mineralen oder durch natürliche Karbonat-Puffersysteme als Kohlendioxid-Senke verfälscht werden. Bei der Beurteilung mikrobieller Abbauraten ist somit der karbonatische Anteil im Boden zu berücksichtigen. Kohlendioxid kann direkt in der Bodenluft oder indirekt über die Parameter Säurekapazität und Karbonathärte in wässrigen Systemen (Sickerwasser, Grundwasser) bestimmt werden, da gelöstes Kohlendioxid zu einer Aufhärtung führt.

In der Literatur werden Kohlendioxidkonzentrationen aufgrund der mit Sauerstoff gekoppelten Messung in Respirationstests häufig als Parameter angegeben. In Labor- und Feldversuchen wurde der zu erwartende Kohlendioxidanstieg bei gleichzeitigem Sauerstoffverbrauch beim Abbau von Kontaminanten beobachtet [2].

Je nach Schadstoffbelastung können Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft von bis zu 20 Vol. % gemessen werden [1]. Eine Indikation für einen Schadstoffabbau liegt dann vor, wenn die Kohlendioxidgehalte in der Bodenluft mindestens 5 Vol. % höher als an einem unkontaminierten Referenzstandort liegen.

Nitrat

Im Hinblick auf natürliche Abbauprozesse fungiert Nitrat zum einen als Stickstoffquelle, zum anderen als Elektronenakzeptor für die beteiligten Mikroorganismen. Unter anaeroben Bedingungen können Kohlenwasserstoffe unter Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff mikrobiell abgebaut werden (Denitrifikation).

Der Zusammenhang von Nitratgehalten und Abbauraten von Schadstoffen ist im Hinblick auf das Grundwasser gut untersucht, während die Datenlage für die ungesättigte Bodenzone eher gering ist [2]. Es lässt sich allerdings ein Zusammenhang zwischen Schadstoffgehalten im Boden und den Nitratkonzentrationen in den korrespondierenden Sickerwasserproben nachweisen [1]. Bei geringer Sauerstoffverfügbarkeit in der ungesättigten Bodenzone, z. B. in gering permeablen Böden, nimmt die Bedeutung von Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor zu. Die besondere Bedeutung von Nitrat im Vergleich zu anderen anaeroben Elektronenakzeptoren liegt darin, dass strikt anaerobe Bedingungen (die in der ungesättigten Bodenzone i. d. R. nicht anzutreffen sind) für eine Denitrifikation nicht notwendig sind.

Die Bestimmung der Nitratgehalte in Bodenproben und im Sickerwasser ist somit von Bedeutung für die Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus in der ungesättigten Bodenzone.

Eisen

Eisen fungiert bei biologischen Abbauprozessen als anaerober Elektronenakzeptor, indem Eisen(III)-hydroxide reduziert und als leicht lösliches Eisen(II) freigesetzt werden. Während Eisen reduzierende Prozesse beim Schadstoffabbau im Grundwasser gut untersucht sind und dort zu einer Ausbildung einer charakteristischen Abbauzone führen, liegen über den Zusammenhang der Eisengehalte in der ungesättigten Bodenzone bzw. im Sickerwasser mit dem natürlichen Schadstoffabbau im Boden keine Literaturdaten vor [2].

Sulfat

Im Hinblick auf einen natürlichen Schadstoffabbau kann Sulfat von strikt anaeroben Mikroorganismen im Boden als Elektronenakzeptor genutzt werden, wobei reduzierte Schwefelverbindungen bzw. Schwefelwasserstoff entstehen. Auch hier ist der Prozess im Grundwasser gut untersucht, während für die ungesättigte Bodenzone wenige Daten vorliegen [2].

Grundsätzlich ist auch für die ungesättigte Bodenzone von einem (gegenläufigen) Zusammenhang zwischen Schadstoff- und Sulfatgehalten auszugehen, was durch Sickerwasseruntersuchungen bestätigt wird [1]. Allerdings stellen Veränderungen der Sulfatgehalte in der ungesättigten Bodenzone keinen eindeutigen Indikator für mikrobiologische Abbauvorgänge dar, weil die Gehalte zusätzlich durch folgende Prozesse beeinflusst werden: (i) chemische oder biologische Oxidation schwefelhaltiger Komponenten der Mineralölprodukte zu Sulfat, (ii) Freisetzung von Sulfat aus sulfathaltigen Mineralen im Boden und (iii) Zufuhr von oxidierten Schwefelverbindungen über den Niederschlag.

Stickstoffquellen / Ammonium

Stickstoffhaltige Nährstoffe sind für die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen und damit auch für den biologischen Abbau von Kontaminanten von essentieller Bedeutung. Stickstoff wird gemeinsam mit Phosphor in vergleichsweise hohen Gehalten benötigt und gilt deshalb als Makroelement. Die benötigten Stickstoffgehalte orientieren sich an den Gehalten der Kohlenstoffquellen (z. B. Schadstoffe). Als optimal wird ein C:N-Verhältnis von 100:15 bis 100:10 angesehen [17], wobei in Einzelfällen auch davon abweichende C:N Verhältnisse zu hohen Abbauraten führen können.

Ein nicht gedeckter Nährstoffbedarf kann sich limitierend auf den Schadstoffabbau auswirken, notwendige Mindestgehalte für Stickstoffverbindungen können allerdings je nach Boden und Schadstoffbelastung variieren. In zahlreichen Untersuchungen wurde eine

Stimulierung des MKW- und BTEX-Abbaus durch die Zugabe von Stickstoffverbindungen nachgewiesen [2]. Zu hohe Stickstoffgehalte können ggf. Hemmeffekte verursachen. Als natürliche Nährstoffquellen für die Stickstoffversorgung von Schadstoff abbauenden Mikroorganismen fungieren neben organischen Stickstoffquellen insbesondere Ammonium und Nitrat. Es liegen Literaturdaten vor, nach denen der Abbau von Mineralölen nicht nur von der Konzentration der Stickstoffverbindungen, sondern auch von der Art der Stickstoffquelle abhängt. Um die gesamte Stickstoffversorgung in einem Boden zu erfassen, sollte sowohl der Gesamtstickstoffgehalt als auch der Gehalt anorganischer Stickstoffverbindungen (Nitrat-N, Ammonium-N) erfasst werden.

Phosphor / Phosphat

Phosphor als weiteres essentielles Makroelement liegt im Boden nahezu ausschließlich in Form von Phosphaten vor. Die benötigten Phosphatgehalte orientieren sich an den Gehalten der Kohlenstoffquellen (z. B. Schadstoffe) und Stickstoffquellen, als optimal wird ein C:N:P-Verhältnis von 100:15:2 bis 100:10:1 angesehen [17].

Über den Einfluss von verfügbarem Phosphor auf den Abbau von Schadstoffen liegen kaum Literaturdaten vor. Wirkungen von kombinierten N- und P-Zusätzen in Böden werden i. d. R. nicht getrennt untersucht [2]. Inhibitorische Effekte durch zu hohe Phosphatgehalte sind nicht bekannt, allerdings auch nicht auszuschließen. Für die Bestimmung der Phosphorversorgung im Boden wird i. d. R. das verfügbare Phosphat bestimmt.

TOC / DOC

Der Gesamtkohlenstoffgehalt im Boden (TOC = total organic carbon) bzw. der Gehalt an gelöstem Kohlenstoff (DOC = dissolved organic carbon) bezieht sich auf organische Kohlenstoffquellen im Boden, die sich aus natürlichen Kohlenstoffverbindungen und Fremdstoffen (Schadstoffen) zusammensetzen können. Die C-Quellen fungieren als Elektronendonator für die abbauenden Mikroorganismen.

Der organische Kohlenstoffgehalt ist ein entscheidender Parameter für Adsorptionsvorgänge im Boden. Je höher der TOC-Gehalt ist, umso deutlicher beeinflussen die Adsorptionsvorgänge auch die mikrobiellen Abbauprozesse [2]. Auf der einen Seite werden durch die Anlagerung von Schadstoffen an die natürlichen organischen Bodensubstanzen die Verweilzeiten im Boden erhöht und damit Abbauprozesse begünstigt, andererseits aber auch die Verfügbarkeit und Mobilität der Schadstoffe herabgesetzt.

Da natürliche Kohlenstoffverbindungen im Zuge eines Co-Metabolismus Einfluss auf den Schadstoffabbau nehmen können, stellen der TOC- bzw. DOC-Gehalt für Boden- und Wasserproben einen wichtigen Indikator für den cometabolischen Abbau und die potenzielle Adsorption der Kontaminanten an die natürliche organische Substanz dar.

Molekularer Wasserstoff

Molekularer Wasserstoff entsteht beim Abbau organischer Substanzen (z. B. auch von Schadstoffen) unter anaeroben Bedingungen. Im Boden auftretender molekularer Wasserstoff wird i. d. R. rasch mikrobiell oxidiert.

Im Grundwasser dient die Konzentration an gelöstem Wasserstoff der Feststellung der für natürliche Rückhalte- und Abbauvorgänge wichtigen Redoxbedingungen. Für den Prozess der Denitrifikation werden Wasserstoffgehalte von $< 0,1$ nmol/l, für die Eisenreduktion von $0,2-0,8$ nmol/l, für die Sulfatreduktion von $1,0-4,0$ nmol/l und für die Methanogenese von $> 5,0$ nmol/l angegeben. In der ungesättigten, i. d. R. aeroben Bodenzone ist der Parameter Wasserstoff von untergeordneter Bedeutung [2].

Schwefelwasserstoff

Schwefelwasserstoff entsteht im Zuge der mikrobiellen Sulfatreduktion unter strikt anaeroben Bedingungen und ist damit Indikator für entsprechende Milieubedingungen. Als weitere Quelle von Schwefelwasserstoff kommen in kontaminierten Böden schwefelhaltige Substanzen in Mineralölprodukten in Frage. Im Boden auftretender Schwefelwasserstoff wird bei Anwesenheit von Sauerstoff mikrobiell oxidiert. Der Nachweis von Schwefelwasserstoff in der Bodenluft ungesättigter Böden lässt deshalb auf eine anaerobe Quelle und eine unzureichende Sauerstoffversorgung schließen. Von Bedeutung als Schwefelwasserstoff-Quelle kann eine Kontamination im Grundwasserschwankungsbereich sein [2].

Methan

Methan wird im Zuge der Methanogenese unter strikt anaeroben Bedingungen aus Kohlendioxid als Elektronenakzeptor gebildet, wenn keine anderen energetisch günstigeren Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat, Eisen, Sulfat) zur Verfügung stehen. Darüber hinaus kann Methan von Mikroorganismen aus Essigsäure gebildet werden. Methangehalte über dem natürlichen Hintergrundwert geben bei Mineralölkontaminationen im Grundwasser einen eindeutigen Hinweis auf den mikrobiellen Abbau der Kohlenwasserstoffe. Erhöhte Methangehalte in der Bodenluft kontaminierter Standorte lassen auf einen anaeroben Abbau von Kontaminanten im Boden oder Grundwasser schließen, wie am Beispiel einer BTEX-Kontamination gezeigt wurde. Neuere Literaturquellen geben Hinweise auf das zumindest temporäre Abfließen methanogener Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone [2].

4.1.5 Biologische Parameter

Biologische Parameter stehen mit natürlichen Abbauprozessen von Schadstoffen im Zusammenhang, indem sie einerseits direkte Messgrößen für die Stoffwechselaktivität der Schadstoff abbauenden Bodenorganismen darstellen, andererseits Indikatoren für ökotoxische Wirkungen einer Kontamination (Ausgangsverbindungen, Metaboliten) sind.

Bakterienzellzahl / mikrobielle Biomasse

Bakterienzellzahlen sind ein direkter Parameter zur Charakterisierung der mikrobiologischen Besiedlung eines Bodens. Es lassen sich Gesamtzellzahlen und Lebendzellzahlen ermitteln, wobei beide Messgrößen sehr fehlerbehaftet sein können und i. d. R. nur einen Bruchteil der gesamten (bzw. lebenden) Mikroorganismen im Boden erfassen. Sie dienen deshalb primär als relative Kenngrößen, um die mikrobiologische Besiedlung verschiedener Böden miteinander zu vergleichen. Der Parameter ‚mikrobielle Biomasse‘ lässt sich von den Zellzahldaten ableiten.

Obwohl für einen mikrobiologischen Schadstoffabbau eine ausreichende Zellzahl bzw. mikrobielle Biomasse im Boden vorhanden sein muss, führt eine Erhöhung der Zellzahl/Biomasse nicht zwangsläufig zu höheren Abbauraten [2]. Neben dem Schadstoffabbau beeinflusst die mikrobielle Biomasse auch natürliche Rückhalteprozesse: Grundsätzlich wird in Böden mit biotischem Milieu gegenüber sterilen Böden ein stärkeres Rückhaltvermögen für Öl festgestellt.

Für die meisten Böden ist von einer den Standortbedingungen angepassten Mikroflora mit Zellzahlen auszugehen, die ausreichend sind, um Mineralöl-Kontaminanten abzubauen. Eine Messung als Parameter z. B. durch Quantifizierung MKW abbauender Bakterien ist sehr aufwändig und hinreichend über den Parameter Bodenatmung abgedeckt.

Bodenatmung

Der Parameter Bodenatmung kann als basale und substratinduzierte Atmung bestimmt werden. Die Basalatmung spiegelt den in Respirationstests gemessenen Sauerstoffverbrauch bzw. die Kohlendioxidbildung beim Umsatz der organischen Substanz im Boden wider und ist somit ein Maß für die aktuell im Boden vorhandene mikrobielle Biomasse. Die substratinduzierte Atmung wird dagegen nach Versetzen des Bodens mit zusätzlichen Substraten wie z.B. Glucose ermittelt und ist ein Maß für die potenziell im Boden vorhandene Biomasse (bei optimaler Substratversorgung). Für die Beurteilung natürlicher Abbauprozesse ist primär die Basalatmung von Bedeutung.

Der Parameter Bodenatmung lässt sich zur Abschätzung biologischer Abbauraten von MKW unter der Voraussetzung heranziehen, dass der Abbau natürlicher organischer Kohlenstoffverbindungen gegenüber dem MKW-Abbau vernachlässigbar ist. Wird in Respirationstests ausschließlich die Kohlendioxidbildung als Maß für die Bodenatmung herangezogen, kann diese durch abiotische CO₂-Bildung in karbonathaltigen Böden oder pH-Pufferung verfälscht sein (vgl. Abschnitt ‚Kohlendioxid‘). Deshalb ist ein sicherer Nachweis der Atmungsaktivität ausschließlich über den Sauerstoff-Verbrauch möglich.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Bodenproben über die Bodenatmung stellt aufgrund des direkten Zusammenhanges mit biologischen Abbauprozessen von MKW und BTEX einen wichtigen Parameter dar und sollte zusätzlich zur Bestimmung der physiko-chemischen Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid erfolgen.

Dehydrogenase-Aktivität

Die Dehydrogenase-Aktivität ist ein Indikator für biologische Redoxsysteme und ein Maß für die mikrobielle Aktivität im Boden. Allerdings ist die Datenlage in der Literatur mangelhaft [2]. Der Bestimmungstest, der mit einem artifiziellen Elektronenakzeptor (Triphenyltetrazolium) funktioniert, ist fehleranfällig und nur eingeschränkt reproduzierbar [1].

Potenzielle Nitrifikation

Die potenzielle Nitrifikation in einem Boden fungiert einerseits als Parameter für aerobe mikrobielle Aktivitäten und andererseits als Indikator für ökotoxische Effekte, da die beteiligten Mikroorganismen (Nitrifikanten) eine hohe Sensitivität gegenüber Schadstoffen aufweisen.

Bei der Mineralisierung stickstoffhaltiger Verbindungen freiwerdende Ammonium-Ionen werden durch Nitrifikanten rasch oxidiert. Diese Reaktion bewirkt eine Ansäuerung des Bodens und damit eine Steigerung der Löslichkeit der Mineralien wie Kalium, Calcium, Magnesium und Phosphat. Die Anforderung an den pH-Bereich ist stark eingeschränkt und liegt bei pH 7-8 [2].

Eine Reduzierung der Oxidationsaktivität von Nitrifikanten muss nicht zwangsläufig signifikante Konsequenzen für das Ökosystem nach sich ziehen, kann jedoch als sensibler Indikator für toxische Substanzen im Boden herangezogen werden. Liegt die Nitrifikation unter einem Richtwert von $100 \text{ ng NO}_2\text{-N/ 5h}^*\text{g TS}$, deutet dies auf eine Beeinträchtigung der Bodenorganismen hin.

Eine Messung des Parameters ‚potenzielle Nitrifikation‘ gibt in Kombination mit den Nitratgehalten wichtige Hinweise auf den Anteil nitrifizierender bzw. denitrifizierender Prozesse im Boden.

4.1.6 Untersuchung der relevanten Parameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser

In diesem Abschnitt ist am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX tabellarisch dargestellt, welche Parameter in Boden (einschließlich Bodeneluat), Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser in die Untersuchung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse einbezogen werden sollten und welche Kennzahlen und Informationen den Parametern zugrunde liegen (Bandbreite, Bestimmungsgrenze, Bedeutung, Referenzen).

In Tabelle 4.1.6-1 sind die relevanten Parameter für den Boden und für die aus Bodenproben gewonnenen wässrigen Eluate (Bodeneluate) zusammengefasst.

Tab. 4.1.6-1: Relevante Parameter für den Boden (einschließlich Bodeneluat) am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungsgrenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Kontaminanten / Metaboliten				
Kohlenwasserstoffe	bis 20.000 mg / kg TS	100 mg / kg TS 0,1 mg / l (BE)	Charakterisierung der Belastungssituation Hemmeffekte ab 50.000 mg / kg TS	L, 56
KW-Identifizierung	bis C35	n. z.	Charakterisierung der stofflichen Zusammensetzung und metabolischer Umsetzungen Verhältnis von aliphatischen zu aromatischen KW von Bedeutung Kein Abbau von iso-Alkanen unter anaeroben Bedingungen	U, V-BAY, L, 68
BTEX u.a. Alkylbenzole	bis 450 mg / kg TS	0,1 mg / kg TS	Charakterisierung der Belastungssituation	U
Benzoessäure	k. A.	0,4 mg / kg TS	Charakterisierung des biologischen Abbaus; Metabolit von Toluol Untersuchung weiterer Abbauprodukte sinnvoll	U
Begleitkontaminationen	k. A.	div.	Physiko-chemischer Einfluss auf Hauptkontamination; Hemmeffekte auf biol. Abbau	L
Hydrogeologische Parameter				
Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone	bis 10 m (Mächtigkeit > 10 m ist unter Aufwands Gesichtspunkten zu prüfen)	n. z.	Einfluss auf Ausdehnung und Austrag der Kontamination abhängig von der Lage der Schadstoffquelle	L, 82
Kapillarkraft	bis – 0,5 MPa	k. A.	Einfluss auf Verteilung der Kontamination im Boden indirekte Bestimmung über Bodenart möglich	L, 77
Bodenparameter				
Bodenart / Korngrößenverteilung	Im Allgemeinen mittelkörnige Böden optimal	n. z.	Beeinflussung von Schadstoffsorption und –transport sowie Bioverfügbarkeit aus Parameter kann Kapillarkraft, Porenanteil und Tonmineralgehalt abgeleitet werden	L
Schichtenaufbau, -mächtigkeit, -gefüge	k. A.	n. z.	In feinkörnigen Schichten Akkumulation von Schadstoffen möglich; an Schicht-/ Klufthorizonten lateraler Transport möglich	L
Porenanteil	Grobporen und ggf. Feinporen erforderlich (s. Bemerkungen)	n. z.	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer Anteil der Grobporen (> 10 µm) entscheidend für Abbau, Anteil der Feinporen (< 0,2 µm) entscheidend für Rückhalt indirekte Bestimmung über Bodenart möglich	L
Durchlässigkeitsbeiwert	$K_f > 10^{-4}$	k. A.	Einfluss auf Belüftung und Massentransfer Bandbreite resultiert aus Erfahrungen bei <i>in situ</i> -Sanierungen	L
Humusgehalt	k. A.	k. A.	Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen	L
Tonmineralgehalt	k. A.	k. A.	Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen Vollständiger Abbau von Schadstoffen selbst bei hohen Tongehalten möglich indirekte Bestimmung über Bodenart möglich	L, 27
Gehalt an Fe-, Al-, Mn-Oxiden	k. A.	div.	Einfluss auf den Sorptionsgrad von Schadstoffen	L
Karbonatgehalt	k. A.	10 mg / kg TS	Milieufaktor mit Einfluss auf Pufferkapazität und pH-Wert des Bodens	U, L
Kationenaustauschkapazität	k. A.	k. A.	Maß für die Resorptionskapazität von Böden (pH-abhängig)	L
Salinität	k. A.	div.	Einfluss auf Abbau- und Rückhalteprozesse Bestimmung über Gehalte von Sulfat, Nitrat, Karbonat u ggf. weiteren Einzelionen	L
Trockensubstanz / Bodenfeuchte	optimal 50 % WHK	0,1 Gew. %	Milieufaktor mit Einfluss auf biologischen Abbau in der ungesättigten Bodenzone vorwiegend aerober Abbau (bei 50 % WHK)	L

Tab. 4.1.6-1: (Forts.)

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungs- grenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Physiko-chemische Parameter				
Bodentemperatur	5 bis 40 °C (mind. 10°C im Jahresmittel)	0,1 °C	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse in gemäßigten Klimazonen i. A. gewährleistet	U, L
pH- Wert	pH 5 - 9	0,1 pH-Einheiten	Milieufaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse pH < 5 ist als Ausschlusskriterium anzusehen	U, A-HLUG, A-ITVA, L, 51
Nitrat	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:N-Verhältnis = 100 : 10-15	2 mg/kg TS (als N)	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe Abbauprozesse Indikator für N-Versorgung	L
Eisen	k. A.	4 mg / kg TS	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse unter aeroben Bedingungen Eisenhydroxidfällung möglich	U, L
Gesamtstickstoff	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:N-Verhältnis = 100 : 10-15	50 mg N / kg TS	Nährstoff; Indikator für N-Versorgung	L
Ammonium	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:N-Verhältnis = 100 : 10-1	2 mg / kg TS (als N)	Nährstoff; Indikator für N-Versorgung	L
Verfügbares Phosphat	abhängig vom C-Gehalt; optimales C:P-Verhältnis = 100 : 2	30 mg / kg TS (als P ₂ O ₅)	Nährstoff; Indikator für P-Versorgung	L
TOC / DOC	k. A.	4 mg / kg TS bzw. 0,3 mg / l	Indikator für C-Versorgung im Boden; Elektronendonator Abnahme weist auf biologische Abbauprozesse hin Bei hohem TOC Einflussnahme auf biol. Parameter Bodenatmung	A-HLUG
Biologische Parameter				
Bodenatmung (Basalatmung)	> 20 mg CO ₂ / kg TS * d	10 mg CO ₂ / kg TS * d	Parameter für die Stoffwechselaktivität von Bodenmikroorganismen In karbonatreichen Sandböden ist abiotische CO ₂ - Bildung zu berücksichtigen	U, L
Dehydrogenase-Aktivität	k. A.	4 ng TPF / g TS * 16 h	Indikator für metabolische Enzymaktivitäten der Bodenmikroorganismen Nicht in allen Fällen aussagekräftig und reproduzierbar	L, 72
Potenzielle Nitrifikation	keine absoluten Angaben Beschränkung auf tolerierbare Abweichungen von unkont. Kontrollböden	2,5 mg / kg TS (als N)	Ökotoxikologischer Indikator für die Lebensraumfunktion von Bodenmikroorganismen	D, L
Mikrobielle Biomasse	k. A.	k. A.	Charakterisierung der mikrobiellen Besiedlung bzw. mikrobiellen Aktivität Indirekte Bestimmung über Bodenatmung möglich, allerdings auf aerobe und fakultativ anaerobe Organismen beschränkt	L

- 1) gibt den Messwert-, Konzentrations- bzw. Verteilungsbereich an, innerhalb dessen natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ablaufen können
BE: Angaben für Bodeneluat; k. A.: keine Angaben
- 2) die angegebenen Werte beziehen sich auf die in Abschnitt 5.1.3 aufgeführten Bestimmungsmethoden bzw. Messgenauigkeiten; k. A.: keine Angaben; n. z.: nicht zutreffend; div.: divers
- 3) die Angaben wurden abgeleitet aus
 - dem Forschungsprojekt ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone‘ des Umweltbundesamtes [1] (U)
 - dem Bayerischen Verbundvorhaben ‚Nachhaltige Altlastenbewältigung unter Einbeziehung des natürlichen Reinigungsvermögens‘ (V-BAY)
 - der Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation) des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie [5] (A-HLUG)
 - der Arbeitshilfe Monitored Natural Attenuation – H 1 –12 des Ingenieurtechnischen Verbandes Altlasten e.V. [4] (A-ITVA)
 - dem Bericht ‚Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial‘ der DECHEMA-Arbeitsgruppe ‚Validierung biologischer Testmethoden für Böden‘ [19] (D)
 - der Literaturstudie [2] (L) zum o.a. Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes
 - Daten der für die Literaturstudie herangezogenen Originalarbeiten. Die Nummerierungen (1, 2, 3, ...) der einzelnen Originalarbeiten wurden aus der Literaturstudie übernommen und sind dort im Anhang auf S. 29 bis 31 aufgelistet.

Tabelle 4.1.6-2 fasst die relevanten Parameter für die Bodenluft zusammen.

Tab. 4.1.6-2: Relevante Parameter für die Bodenluft am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungsgrenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Kontaminanten / Metaboliten				
Organischer Gesamtkohlenstoff	> 100 mg/m ³	1 mg/m ³	Summenparameter für Charakterisierung der Kontaminationssituation	U
n-Alkane	> 10 mg/m ³	1 mg/m ³	Charakterisierung / Austrag flüchtiger KW-Komponenten	U
KW-Identifizierung	C4 – C10	n. z.	Identifizierung flüchtiger KW-Komponenten Parameter nur sinnvoll, wenn Verhältnis n-Alkane / iso-Alkane von Interesse	U
BTEX u.a. Alkylbenzole	> 1 mg/m ³	0,1 mg/m ³	Charakterisierung der Kontaminationssituation	U
Physiko-chemische Parameter				
Sauerstoff	mindestens 5 Vol. % niedriger als in vergleichbaren unkontaminierten Böden < 1 Vol.% deutliche Indikation für fortgeschrittenen Schadstoffabbau	0,1 Vol. %	Elektronenakzeptor für aerobe biologische Abbauprozesse	U, A-HLUG L
Kohlendioxid	mindestens 5 Vol. % höher als in vergleichbaren unkontaminierten Böden	0,1 Vol. %	Endprodukt bei aeroben biologischen Abbauprozessen nur bei MKW > 1.000 mg/kg aussagekräftig In karbonathaltigen Böden ist abiotische CO ₂ -Bildung zu berücksichtigen	L, 42
Methan	k. A.	0,1 Vol. %	Endprodukt des anaeroben Abbaus, Elektronendonator für biol. Abbauprozesse Anstieg gegenüber unkontaminierten Böden weist auf anaerobe Abbauprozesse hin	30, 51, 108, 110, 122
Molekularer Wasserstoff	k. A.	k. A.	Indikator für Anaerobiose; Elektronendonator für biologische Abbauprozesse Anstieg gegenüber unkontaminierten Böden weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L
Schwefelwasserstoff	k. A.	k. A.	Endprodukt des anaeroben biol. Abbaus; Elektronendonator für biologische Abbauprozesse Anstieg gegenüber unkontaminierten Böden weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

Die relevanten Parameter für das Sickerwasser sind in Tabelle 4.1.6-3 zusammengestellt. Schadstoffe gehören aus den in Abschnitt 5.1.2 dargestellten Gründen (standzeitbedingte Messwertverfälschungen, Ausgasungsverluste) nicht zu den relevanten Parametern des Sickerwassers.

Tab. 4.1.6-3: Relevante Parameter für das Sickerwasser am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungsgrenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Physiko-chemische Parameter				
Leitfähigkeit	k. A.	1 µS / cm	Indikator für Ionen, Einfluss auf Milieubedingungen	85
pH- Wert	pH 5 - 9	0,1 pH-Einheiten	Milieufaktor mit Einfluss auf biologische Abba- und chem. Transformationsprozesse	U, A-HLUG, A-ITVA, L, 51
Nitrat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse (Wert abgeleitet vom Grundwasser)	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe Abbauprozesse, Abnahme zeigt Denitrifikation an Indikator für N-Versorgung	V-BAY, A-HLUG
Eisen	Fe(II) > 5 mg / l deutliche Indikation für natürliche Abbauprozesse (Wert abgeleitet vom Grundwasser)	0,02 mg / l	Fe(II) Endprodukt anaerober Abbauprozesse Zunahme von Fe(II) zeigt mikrobiologischen Abbau an	V-BAY, A-HLUG
Sulfat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse (Wert abgeleitet vom Grundwasser)	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse, Abnahme zeigt Sulfat-Atmung an	V-BAY, A-HLUG
Verfügbares Phosphat	abhängig von der C-Konzentration; optimales C:P-Verhältnis = 100 : 2	0,1 mg / l	Nährstoff; Indikator für P-Versorgung	L
Hydrogenkarbonat / Säurekapazität	k. A.	k. A.	Milieufaktor mit Einfluss auf Pufferkapazität und pH-Wert Erhöhung weist auf biologischen Abbau hin	A-HLUG
TOC / DOC	k. A.	0,3 mg / l	Indikator für C-Versorgung in wässrigen Medien; Elektronendonator Abnahme weist auf biologische Abbauprozesse hin	A-HLUG

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

In Tabelle 4.1.6-4 sind die relevanten Parameter für das Grundwasser im Hinblick auf dessen Funktion als Austragspfad bzw. Reaktionsraum für den Abbau ausgetragener Schadstoffe zusammengestellt.

Tab. 4.1.6-4: Relevante Parameter für das Grundwasser am Beispiel eines MKW / BTEX-Schadensfalles

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungsgrenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Kontaminanten / Metaboliten				
Kohlenwasserstoffe	< 5mg / l (entspricht 50fachem Prüfwert nach A-HLUG)	0,1 mg / l	Charakterisierung der Kontaminationssituation	U, A-HLUG
KW-Identifizierung	bis C35	n. z.	Charakterisierung der stofflichen Zusammensetzung und metabolischer Umsetzungen Verhältnis von aliphatischen zu aromatischen KW von Bedeutung Relative Abnahme der n-Alkane gegenüber Phytan / Pristan als Indikator für natürliche Abbauprozesse Identifizierung der KW-Komponenten von C10 bis C40 wird empfohlen	U, V-BAY, A-HLUG, L, 68

Tab. 4.1.6-4: (Forts.)

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungsgrenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Kontaminanten / Metaboliten				
BTEX u.a. Alkylbenzole	< 1 mg / l (entspricht 50fachem Prüfwert nach A-HLUG) bis 0,2 mg / l je Einzelkomponente	1 µg / l	Charakterisierung der Kontaminationssituation	L, A-HLUG
Benzoessäure	k. A.	0,01 mg / l	Charakterisierung des biologischen Abbaus; Metabolit von Toluol Untersuchung weiterer Abbauprodukte sinnvoll	U
Hydrogeologische Parameter				
GW-Spiegel	n. z.	1 cm	Einfluss auf Austrag der Kontamination Schwankungen beeinflussen Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser	U
GW-Neubildungsrate	200 – 350 mm / a	k. A.	Einfluss auf Kontaminationsverteilung und -austrag	U
Physiko-chemische Parameter				
Temperatur	5 – 25 °C	0,1 °C	Miliefaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse	L
Leitfähigkeit	k. A.	1 µS / cm	Indikator für Ionen, Einfluss auf Milieubedingungen	85
pH-Wert	pH 5 - 9	0,1 pH-Einheiten	Miliefaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse	U, A-HLUG, A-ITVA, L, 51
Redoxpotenzial	< -100 mV deutliche Indikation für anaerobe Abbauprozesse	1 mV	Miliefaktor mit Einfluss auf biol. Abbau- und chem. Transformationsprozesse Parameter differenziert zwischen aeroben und anaeroben Abbaubedingungen	V-BAY, L
Sauerstoff	> 2 mg / l < 0,5 mg / l deutliche Indikation für Sauerstoffzehrung und -limitierung durch natürliche Abbauprozesse	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für aerobe biologische Abbauprozesse	V-BAY L
Nitrat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse 50 mg / l Grenzwert nach TrinkwV	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für fakultativ anaerobe biol. Abbauprozesse, Abnahme zeigt Denitrifikation an Indikator für N-Versorgung	V-BAY, A-HLUG
Ammonium	k. A. 0,5 mg / l Grenzwert nach TrinkwV	< 0,03 mg / l	Nährstoff; Indikator für N-Versorgung, Anzeiger für sauerstoffarmes Milieu	L
Eisen	Fe(II) > 5 mg / l deutliche Indikation für natürliche Abbauprozesse	0,02 mg / l	Fe(II) Endprodukt anaerober Abbauprozesse Zunahme von Fe(II) zeigt biologischen Abbau an	V-BAY, A-HLUG
Sulfat	< 5 mg / l Indikation für natürliche Abbauprozesse	0,1 mg / l	Elektronenakzeptor für anaerobe Abbauprozesse, Abnahme zeigt Sulfat-Atmung an	V-BAY, A-HLUG
Verfügbares Phosphat	abhängig von der C-Konzentration; optimales C:P-Verhältnis = 100 : 2	0,1 mg / l	Nährstoff; Indikator für P-Versorgung	L
Hydrogenkarbonat / Säurekapazität	k. A.	k. A.	Miliefaktor mit Einfluss auf Pufferkapazität und pH-Wert Erhöhung weist auf biologischen Abbau hin	A-HLUG
TOC / DOC	k. A.	0,3 mg / l	Indikator für C-Versorgung in wässrigen Medien; Elektronendonator Abnahme weist auf biologische Abbauprozesse hin	A-HLUG
Schwefelwasserstoff	k. A.	k. A.	Endprodukt des anaeroben Abbaus; Elektronendonator für biol. Abbauprozesse Anstieg gegenüber dem Anstrom weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L
Methan	k. A.	< 10 µg / l	Endprodukt des anaeroben Abbaus, Elektronendonator für biol. Abbauprozesse Anstieg gegenüber dem Anstrom weist auf anaerobe biol. Abbauprozesse hin	L, 54 [11]

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

Klimatische Parameter, die für die Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone relevant sind, sind in Tabelle 4.1.6-5 dargestellt.

Tab. 4.1.6-5: Relevante klimatische Parameter für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse

Parameter	Bandbreite ¹⁾	Bestimmungsgrenze ²⁾	Bedeutung / Bemerkungen	Referenz ³⁾
Lufttemperatur	5 – 40 °C	0,1 °C	Einfluss auf Bodenmilieu Bodenluft-Probennahme sollte nicht unter 5 °C Lufttemperatur erfolgen	U, L
Niederschlagsmenge	500 – 1.000 mm (für ausreichende Sickerwassermenge)	0,1 mm	Einfluss auf Schadstoffverteilung und –austrag je nach Bodenart Niederschlagsmenge mindestens 550 mm (Sandboden) oder mindestens 850 mm (Lehmboden)	L
Luftdruck	ca. 1.000 hPa	0,1 hPa	Einfluss auf Massentransfer in Bodenluft / Einfluss auf Oberflächenemission Auswirkungen extremer Luftdruckschwankungen auf Probennahme möglich	L

1), 2) und 3) siehe Fußnoten Tabelle 4.1.6-1

4.2 Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone

Wechselwirkungen zwischen der wasserungesättigten und der wassergesättigten Bodenzone treten im Übergangsbereich, dem Kapillarsaum, auf. Über den Kapillarsaum finden zwischen beiden Bodenzone Stoffaustauschprozesse statt. Bedingt durch Kapillarwirkungen des Bodens im Bereich des Kapillarsaums ist nicht nur ein Stofftransport von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone, sondern auch umgekehrt möglich. Für die Stoffaustauschprozesse ist einerseits das Transportmedium (Sickerwasser, Bodenluft), andererseits die Beschaffenheit des Bodenkörpers im Übergangsbereich (Porensysteme, Klüfte) von Bedeutung.

Für Wechselwirkungen zwischen der ungesättigten und der gesättigten Bodenzone sind insbesondere Schwankungen des Grundwasserspiegels von Bedeutung. Durch wechselnde Grundwasserstände können Inhaltsstoffe des Grundwassers (z. B. Anionen und Kationen) in die ungesättigte Bodenzone eingetragen werden. Umgekehrt können an die Feststoffmatrix der ungesättigten Bodenzone sorbierte Stoffe durch Lösung in das Grundwasser gelangen. Weiterhin können Schwankungen des Grundwasserspiegels zu temporären Veränderungen des Wassergehaltes sowie zu Änderungen des Luftporenraumes in den angrenzenden Schichten der ungesättigten Bodenzone und damit zu veränderten Milieubedingungen im Übergangsbereich führen.

An kontaminierten Standorten nehmen die Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone großen Einfluss auf den natürlichen Abbau und Rückhalt von Schadstoffen. Sie beeinflussen die Schadstoffverteilung und –ausbreitung, die

Abbaubedingungen und das durch Mikroorganismen bestimmte Abbaupotenzial für die Schadstoffe.

Für die Schadstoffausbreitung sind folgende Transport- und Eintragswege von der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser von Bedeutung:

- (i) Vertikaltransport nicht wässriger Flüssigkeiten (Non Aqueous Phase Liquids - NAPLs), z. B. MKW oder LCKW,
- (ii) Transport gelöster Stoffe über den Sickerwasserpfad,
- (iii) Radialtransport flüchtiger Stoffe über den Bodenluftpfad und
- (iv) stoffliche Verlagerungen durch Schwankungen des Grundwasserspiegels, wie oben dargestellt. Die Transport- und Eintragswege der Schadstoffe werden wesentlich durch deren physiko-chemische Eigenschaften bestimmt. Bei den nicht wässrigen Schadstoffen wie MKW sind dies insbesondere die Viskosität und die Dichte der Stoffe. Als Leichtphase schwimmen MKW auf der Grundwasseroberfläche, bewegen sich als zusammenhängende Phase analog dem Grundwasserstand und hinterlassen dabei einen Bereich der Restsättigung.

Natürliche Abbauprozesse im Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone werden durch die dort herrschenden Milieubedingungen bestimmt, die durch Wechselwirkungen zwischen den beiden Bodenzonen durch folgende Faktoren verändert werden können:

- (i) Änderungen der Nährstoffgehalte, die entweder zu einer Limitierung von Abbauprozessen oder umgekehrt der Aufhebung einer bestehenden Nährstofflimitierung führen,
- (ii) Änderungen des Bodenwassergehaltes und
- (iii) Änderungen der Sauerstoffversorgung mit Auswirkungen auf aerobe bzw. anaerobe Abbauprozesse. Bei Schadstoffen wie z. B. MKW, deren Abbau überwiegend im Kapillarsaum stattfindet, haben wechselnde aerobe und anaerobe Milieubedingungen einen stimulierenden Effekt auf den biologischen Abbau [2].

Spiegelschwankungen des Grundwasserstandes können außerdem zu einem Eintrag von Mikroorganismen aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser (und umgekehrt) führen und damit zu einer räumlichen Ausweitung des biologischen Abbaupotenzials an einem Standort beitragen.

Besondere Beachtung verdient der Einfluss von Wechselwirkungen zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone auf das Monitoring natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse im Grundwasser. Im Forschungsprojekt ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone‘ [1] konnte gezeigt werden, dass Schwankungen des Grundwasserspiegels einen starken Einfluss auf den Austrag von BTEX-Aromaten in den Aquifer und auf die Konzentrationsprofile der Verbindungen im Grundwasser haben. Der Einfluss war nicht nur am Ort des Austrages

nachweisbar, sondern auch im weiteren Abstrom des Grundwassers entlang der Kontaminationsfahne mit zeitlicher Verzögerung entsprechend der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers. Die Bestimmung der Konzentrationsabnahme von Schadstoffen entlang einer Kontaminationsfahne (die i. d. R. durch zeitgleiche Messungen vorgenommen wird) ist also für den Nachweis natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse nicht ausreichend. Vielmehr ist es zwingend erforderlich, den zeitlichen Verlauf des Schadstoffaustrages von der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser zu berücksichtigen und die Monitoringdaten danach zu bewerten.

Die durch Schwankungen des Grundwasserstandes hervorgerufenen Konzentrationsänderungen der in den Aquifer ausgetragenen Schadstoffe sind abhängig von der Schadstoffverteilung im Grundwasserschwankungsbereich. So kann z. B. ein Grundwasseranstieg entweder zu einer Konzentrationserhöhung der Schadstoffe im Grundwasser führen (bei Vorliegen eines Schadstoffherdes im Schwankungsbereich) oder eine Konzentrationserniedrigung der Schadstoffe im Grundwasser zur Folge haben (Verdünnungseffekt durch größere Wassermenge). Voraussagen über den Verlauf der Schadstoffkonzentrationen sind deshalb schwer zu treffen, so dass auf ein Monitoring der Schadstoffkonzentrationen keinesfalls verzichtet werden kann.

5 Standortuntersuchungsprogramm zum Nachweis der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone und zur analytischen Kontrolle der Konzentrationsabnahme am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX

In diesem Abschnitt ist dargestellt, wie die Untersuchungsstrategie und ein davon abgeleitetes Standortuntersuchungsprogramm zum Nachweis der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone beschaffen sein können und welche Mindestanforderungen an das Programm im Hinblick auf den Umfang und die Qualitätssicherung der Untersuchungen bestehen. Ein Standortuntersuchungsprogramm kommt unter der Prämisse zum Tragen, dass die Möglichkeit natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse im Rahmen einer Sanierungsstrategie behördlich akzeptiert worden ist und die standortspezifischen Gegebenheiten dafür geeignet sind.

Als Beispiel ist das Untersuchungsprogramm für ein Testfeld auf dem Standort des ehemaligen Tanklagers (TL) Schäferhof-Süd bei Nienburg (Niedersachsen) dargestellt, das im Rahmen des Forschungsprojektes ‚Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone‘ durchgeführt wurde [1]. Der Umfang und ggf. auch die Art der Untersuchungen können in anderen Fällen – in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortgegebenheiten und Sanierungszielen – deutlich davon abweichen.

5.1 Qualitätssicherung im Hinblick auf ein Standortuntersuchungsprogramm

Für die Untersuchungen am Standort TL Schäferhof-Süd erfolgte eine Qualitätssicherung auf der Grundlage

- der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), insbesondere des Anhangs 1 ‚Anforderungen an die Probennahme, Analytik und Qualitätssicherung bei der Untersuchung‘ [7],
- der Arbeitshilfe zur Qualitätssicherung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz [9],
- der Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemischen Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften [12],
- von Normen, Technischen Regeln und sonstigen allgemein akzeptierten Methoden.

Für die Bestimmung von Parametern, für die keine der genannten Grundlagen vorliegt, wurden von den Forschungsnehmern bewährte Methoden (Hausmethoden) verwendet und beschrieben [1].

Im Hinblick auf die Durchführung von Standortuntersuchungen umfasst die Qualitätssicherung folgende Arbeitsschritte:

- Untersuchungsstrategie und Untersuchungsprogramm,
- Probengewinnung Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser,
- Probenbehandlung,
- Vor-Ort-Analytik,
- Chemisch-analytische Untersuchungen – Laborverfahren,
- Interpretation und Beurteilung der Analyseergebnisse.

Für die Qualitätssicherung analytischer Untersuchungen ist die Vor-Ort-Analytik besonders hervorzuheben, da sie nicht durch Probenlagerung und –behandlung verfälscht werden kann und i. d. R. einfach durchführbar und vielfach bewährt ist.

5.1.1 Mindestanforderungen an das Untersuchungsprogramm

Nachfolgend werden die Mindestanforderungen an ein Untersuchungsprogramm dargelegt, das dazu dienen soll, die Eignung der standortspezifischen Rahmenbedingungen im Hinblick auf eine Einbeziehung natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in eine Sanierungsstrategie zu prüfen. Gemäß den in Abschnitt 4 dargestellten fachlichen Grundlagen sollten die in Tab. 5.1.1-1 dargestellten Parameter in die Untersuchung von Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser einbezogen werden.

In Abhängigkeit von den konkreten Standortgegebenheiten sind ggf. als weitere Parameter Begleitkontaminationen, Gefüge, Humus- und Tonmineralgehalt sowie die Erstellung von Schichtenverzeichnissen erforderlich.

Tab. 5.1.1-1: Relevante Parameter zum Nachweis natürlicher Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone am Beispiel eines Schadensfalles mit MKW und BTEX

Einteilung	Parameter	Medien¹⁾
Kontaminanten / Metaboliten	Kohlenwasserstoffe (KW)	B, GW
	KW-Identifizierung	B
	n-Alkane	BL
	BTEX u.a. Alkylbenzole	B, BL, GW
	Benzoessäuren	GW
Hydrogeologische Standortparameter	Grundwasserflurabstand	GW / B
	Sickerwasserrate	NW (SW, GW)
Bodenparameter	Bodenart / Korngrößenverteilung	B
	Schichtaufbau, -mächtigkeit	B
	Porenanteil	B
	Durchlässigkeitsbeiwert	B
	Bodenfeuchte / Trockensubstanz	B
Physiko-chemische Parameter	Temperatur	B, L, GW
	Luftdruck	L
	Niederschlagsmenge	NW
	Leitfähigkeit	SW, GW
	pH-Wert	B, SW, GW
	Redoxpotenzial	GW
	Sauerstoff	BL, GW
	Kohlendioxid	BL
	Nitrat	B, SW, GW
	Gesamtstickstoff / Ammonium	B
	verfügbares Phosphat	B
	Eisen	B, SW, GW
	Sulfat	GW
	TOC	B, SW, GW
	DOC	B
Karbonatgehalt, Karbonathärte	B, SW, GW	
Biologische Parameter	Bodenatmung	B
	Potenzielle Nitrifikation	B

1) B= Boden, BL= Bodenluft, L= Luft, GW= Grundwasser, NW= Niederschlagswasser, SW= Sickerwasser

Die Mindestanforderungen an die Einrichtung von Messstellen, die Probenanzahl und das Zeitraster für Probennahmen sind im Folgenden dargelegt. Die tatsächlichen Anforderungen können im Einzelfall in Abhängigkeit von den Standortgegebenheiten und der Kontaminationssituation erheblich darüber hinausgehen. Weiterhin können sich die Anforderungen an die Messstellenzahl, Probenzahl und Zeitintervalle – in Abhängigkeit von den gewonnenen Ergebnissen – im Laufe der Untersuchung verändern, so dass das Untersuchungsprogramm entsprechend anzupassen ist.

Messstellen und Bohrareale

- **Boden:** Bei Kontaminationen, die tiefer als 1 m unter GOK reichen, erfolgt die Gewinnung von Bodenproben über Rammkernsondierungen. Die Bohrungen sollten innerhalb von Bohrarealen vorgenommen werden, die zu Beginn der Untersuchung festgelegt worden sind. Pro Untersuchungszeitpunkt sollten innerhalb des Bohrareals mindestens zwei Einzelbohrungen mit einem Mindestabstand von 1 m durchgeführt werden. Bohrungen zu späteren Untersuchungszeitpunkten sollten ebenfalls einen Mindestabstand von 1 m zueinander und zu den bereits vorhandenen Bohrlöchern aufweisen, um zum einen sich nicht gegenseitig zu beeinflussen, zum anderen, um eine Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse zu gewährleisten. Die Anzahl und Anordnung der Bohrareale hängt von der horizontalen Ausdehnung und Verteilung der Kontamination am Standort ab. Pro Kontaminationsherd sollten mindestens zwei Bohrareale vorgesehen werden, wobei die Anzahl der Bohrareale je nach Standortgegebenheiten auch deutlich höher liegen kann. Vertikal sollten die Bohrungen die gesamte Tiefe der Kontamination in der ungesättigten Bodenzone erfassen und im Falle einer bis in den Aquifer hineinreichenden Kontamination auch den Kapillarsaum und die obere Grundwasser führende Schicht einschließen.
- **Bodenluft:** Zur Gewinnung von Bodenluft wird die Installation stationärer Entnahmestellen mit ausgebauten Pegeln gemäß VDI-Richtlinie 3865 empfohlen. Die Ausbautiefe der Pegel richtet sich nach der vertikalen Schadstoffverteilung, bei tief reichenden Kontaminationen können Bodenluftpegel in zwei oder mehreren Tiefen notwendig sein, wobei wegen möglicher Schwankungen des Grundwasserspiegels ein Mindestabstand von 2 m zwischen verfiltertem Pegelbereich und dem Grundwasserspiegel eingehalten werden sollte. Pro Kontaminationsherd sollte mindestens eine Bodenluft-Messstelle vorgesehen werden.
- **Sickerwasser:** Für die Beurteilung der natürlichen Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse ist die Zusammensetzung des Sickerwassers prinzipiell von großer Bedeutung. Allerdings ist die Gewinnung von Sickerwasser durch Saugkerzen – wie in Abschnitt 5.1.2 dargestellt – mit technischen Schwierigkeiten und Einschränkungen der Aussagekraft der Untersuchungsergebnisse verbunden. Deshalb sind Sickerwasseruntersuchungen nur als mögliche Ergänzung zu empfehlen, wenn relevante Parameter über die Untersuchung anderer Medien nicht erfassbar sind.

Für den Ausbau von Sickerwassermessstellen liegen keine genormten Methoden vor. Es wird empfohlen, die Saugkerzen mittels Rammkernsondierung und Führungsschiene in einem Winkel (z. B. 30°-Winkel zum Lot) in den Boden einzubringen, um Sickerwasser aus einer möglichst ungestörten Bodenzone zu erhalten. Aufgrund der geringen Schadstoffsorption und der hohen Stabilität sollte als Saugkerzenmaterial vorzugsweise Edelstahl zum Einsatz kommen. Da für die Funktionstüchtigkeit der Übergangsbereich von der Saugkerze zum Boden von großer Bedeutung ist, empfiehlt es sich, eine Ummantelung der Kerze mit Quarzmehl vorzunehmen. Die Saugkerzen sind über Schläuche aus nicht sorbierfähigem Material (z. B. Teflon) mit einer Sammelflasche zu verbinden, die an eine Vakuumpumpe zur Erzeugung eines kontinuierlichen Unterdruckes angeschlossen ist. Das Bohrloch ist mit Bohrgut und oberhalb der Saugkerzenspitze und an der Geländeoberkante mit einer Tonabdichtung zu verfüllen. Für die Anzahl und die Ausbautiefe der Messstellen gelten die gleichen Mindestanforderungen wie bei der Bodenluft, d. h. es sollte pro Kontaminationsherd mindestens eine Messstelle vorgesehen werden. Auch ein Mindestabstand von 2 m zum Grundwasserspiegel sollte eingehalten werden, damit die Ergebnisse bei einem Grundwasseranstieg nicht verfälscht werden.

- Grundwasser: Grundwassermessstellen sollten unter der Voraussetzung eingerichtet werden, dass am Standort ein Austrag von Schadstoffen in die gesättigte Bodenzone gegeben oder nicht auszuschließen ist. Der Ausbau der Grundwassermessstellen sollte gemäß LABO (2002) erfolgen [9]. In Abhängigkeit von der vorhandenen oder zu erwartenden vertikalen Schadstoffverteilung im Grundwasser, die aufgrund bereits erhobener Daten bekannt ist oder sich aus den physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe ergibt, sind bevorzugt Messstellengruppen mit zwei (ggf. auch mehreren) Filterstellungen zur Erfassung verschiedener Tiefen vorzusehen. Es sollten mindestens eine Messstelle im Bereich des Kontaminationsherdes, eine Messstelle im Anstrom (außerhalb des kontaminierten Bereiches) und eine bis mehrere Messstellen im Abstrom entlang der Schadstoffausbreitung (je nach Länge einer ggf. vorhandenen Schadstofffahne) eingerichtet werden. Im Falle unklarer hydrogeologischer Standortverhältnisse und bei Vorliegen einer Schadstofffahne im Aquifer sollten darüber hinaus mindestens zwei weitere Messstellen zur Erfassung der lateralen Fahnenausdehnung eingerichtet werden.
- Meteorologische Messstation: Zur Erfassung der für natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse relevanten Klimafaktoren (Lufttemperatur, Luftdruck, Niederschlagswasser) können i. d. R. Daten der nächstgelegenen Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) herangezogen werden. Eine mobile Messstation am Standort wird nur dann für notwendig erachtet, wenn Gründe gegen eine Übertragbarkeit der Daten des DWD auf den Standort vorliegen.

Probenanzahl

Die Anzahl der zu gewinnenden Bodenproben pro Bohrung richtet sich nach der jeweiligen Bohrtiefe. Pro Meter Bohrtiefe sollte mindestens eine Bodenprobe gezogen werden. Bei

Änderung geologischer oder organoleptischer Merkmale und im Übergangsbereich zur wassergesättigten Bodenzone ist innerhalb eines Bohrmeters jede Schicht getrennt zu beproben. Eine Mindestabsicherung der Untersuchungsergebnisse in den jeweiligen Bohrtiefen ist dadurch gegeben, dass pro Bohrareal und Beprobungszeitpunkt zwei Einzelbohrungen durchgeführt werden (siehe ‚Messstellen und Bohrareale‘).

Die Gewinnung der Bodenluft sollte gemäß LABO (2002) durchgeführt werden [9]. Pro Messstelle und Beprobungszeitpunkt sollte mindestens eine Bodenluftprobe entnommen bzw. durch die Vor-Ort- Analytik untersucht werden.

Nach Auffangen des Sickerwassers in Sammelflaschen über einen Zeitraum von maximal vier Wochen ist deren Inhalt zu entnehmen, einzufrieren und später zur Herstellung einer Mischprobe zu verwenden. Die Mischprobe sollte aus höchstens drei Einzelproben hergestellt werden.

Die Probennahme des Grundwassers sollte nach LABO (2002) bis zur Temperatur-, pH- und Leitfähigkeitskonstanz bzw. bis zum Erreichen konstanter Sauerstoffgehalte erfolgen [9]. Pro Messstelle bzw. Filterstellung (bei Messstellengruppen) und Probennahmezeitpunkt sollte für die Analytik mindestens eine Grundwasserprobe entnommen werden.

Zeitraster für die Probennahmen

Bei der nachfolgenden Darstellung der Mindestanforderungen an das Zeitraster für die Probennahmen ist zu beachten, dass sich der Gesamtzeitrahmen für die Untersuchungen an den Erfordernissen der jeweiligen Bearbeitungsstufe orientiert.

Die Gewinnung von Bodenproben sollte in längerfristigen Zeitabständen erfolgen. In Abhängigkeit vom Gesamtzeitraum des Untersuchungsprogrammes sollten mindestens eine Start- und Abschlussuntersuchung, höchstens aber einmal pro Jahr Bodenuntersuchungen erfolgen. Häufigere mit Sondierungen verbundene Beprobungen können zu starken Störungen des Bodenkörpers im Beprobungsbereich (Bohrareal) führen und sind zudem mit einem i. d. R. unverhältnismäßigen Aufwand verbunden.

Die Gewinnung von Bodenluftproben sollte mindestens vierteljährlich erfolgen, um jahreszeitlichen Einflüssen Rechnung zu tragen.

Ebenso sollte die Herstellung von Mischproben des Sickerwassers, wie unter dem Abschnitt ‚Probenanzahl‘ dargestellt, mindestens vierteljährlich erfolgen.

Auch die Entnahme von Grundwasserproben sollte zu Beginn des Untersuchungsprogrammes mindestens einmal pro Vierteljahr durchgeführt werden und kann – in Abhängigkeit von den Untersuchungsergebnissen – im weiteren Verlauf in einem mindestens halbjährlichen Turnus erfolgen.

5.1.2 Methoden der Probengewinnung und Probenbehandlung

Die in diesem Abschnitt dargelegten Methoden der Probengewinnung und Probenbehandlung sind im Rahmen der Untersuchungen am Standort TL Schäferhof-Süd zur Anwendung gekommen.

Qualitätssicherung bei der Probengewinnung

Als allgemeine Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Probengewinnung wurden folgende qualitätssichernde Maßnahmen nach LABO (2002) angewendet [9]:

- Reinigungsvorschriften für das Probennahmegerät,
- Qualitätssicherungsproben (Blindwerte, Doppelbestimmungen, etc.),
- Probenbeschriftung (vorbereitete Etiketten),
- Festlegung der zu füllenden Probennahmegefäße,
- ggf. Vor-Ort-Aufbereitung und / oder Stabilisierung,
- Lagerbedingungen der Proben bis zum Abtransport,
- Festlegung der Lagerzeiten von der Probennahme bis zur Messung,
- Transportbedingungen für die Proben,
- Dokumentation der Probennahme.

Gewinnung von Bodenproben

Die Gewinnung von Bodenproben erfolgte durch Rammkernsondierungen (DN 100) bis zu einer Tiefe von 6 m oder 8 m u. GOK. Die Bohrlöcher wurden direkt nach den Bohrarbeiten mit Ton-Pellets verfüllt. Für die Bohrungen wurden Bohrareale mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt. Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen zum Zeitpunkt der Start- und Endbeprobung durchgeführt. Die Bohrungen innerhalb der festgelegten Bohrareale sollten einerseits einen genügenden Abstand aufweisen, um sich nicht gegenseitig zu beeinflussen. Andererseits sollten eine Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse der parallel entnommenen Proben sowie der Ergebnisse der Start- und Endbeprobung in einem Bohrareal gewährleistet sein.

Zur Vermeidung von Sauerstoffzutritt und Ausgasungsverlusten leicht flüchtiger Substanzen wurden Schlauchkern-Bohrungen (DIN 4021) mit Kunststofflinern durchgeführt. Die Entnahme der Proben aus den Linern erfolgte gemäß LABO (2002) [9] und BAM (2001) [12]. Die Liner (Länge 1 m) wurden an der Untersuchungsstelle mittels einer Tischkreissäge an zwei gegenüberliegenden Stellen durch Längsschnitte bis auf eine verbleibende Wandstärke

von ca. 1 mm eingeschnitten. Anschließend wurde mit Hilfe eines Messers die restliche Wandung zerschnitten, der Liner mit dünnen Edelstahlplatten in zwei Hälften geteilt und eine der Bohrkernhälften sofort in einen 10 Liter Eimer überführt, mit einem Deckel verschlossen, zur Homogenisierung mehrmals geschüttelt (Dauer max. 10 Sekunden) und beprobt. Diese Vorgehensweise wurde als Intervallbeprobung bezeichnet und diente der Homogenisierung kleinräumiger Unterschiede der Schadstoffgehalte. Direkt im Anschluss an die Probennahme erfolgte die Probeneinwaage für die Schadstoffanalytik. Die zweite Bohrkernhälfte diente zur Aufnahme der Schichtenverzeichnisse und Bohrprofile nach DIN 4022-1/ DIN 4023.

Wie unter 5.4.2 dargestellt, ergaben sich bei der Intervallbeprobung im Vergleich zur Gewinnung von Einzelproben (ohne Homogenisierung) keine zusätzlichen Ausgasungsverluste. Dieser Befund beschränkt sich allerdings auf die vorliegenden Boden- und Kontaminationsverhältnisse am Untersuchungsstandort TL Schäferhof-Süd und ist deshalb nicht verallgemeinerungsfähig.

Gewinnung von Bodenluftproben

Die Beprobung der Bodenluftpegel wurde i. d. R. vierteljährlich durchgeführt. Der Start der jeweiligen Probennahme erfolgte nach Absaugen des doppelten Pegel-Totvolumens gemäß LABO (2002) [9]. Zur Qualitätssicherung der Daten wurde eine gesonderte Beprobungskampagne über einen Zeitraum von drei Monaten mit Messterminen im Abstand von zwei Wochen durchgeführt. Die Bodenluft wurde entweder direkt mit einer Vor-Ort Analytik untersucht oder in 10 ml-Headspace-Flaschen als Gassammler aufgefangen. Für Laboruntersuchungen wurden ausschließlich Originalluftproben verwendet, da Anreicherungsverfahren für die Bodenluft (z. B. über Aktivkohle) aufgrund der nachfolgenden Probenbehandlung (Desorption) gemäß BAM (2001) als fehlerträchtig einzustufen sind [12]. Auf eine Beprobung der Bodenluftpegel bei Außentemperaturen unter 5°C wurde verzichtet, da bei niedrigen Temperaturen mit einer Kondensation der Schadstoffe an den Probennahmegeräten zu rechnen ist.

Gewinnung von Sickerwasserproben

Die Gewinnung von Sickerwasserproben erfolgte mittels Edelstahlsaugkerzen (\varnothing 20 mm, Länge des porösen Körpers 63 mm), die über Teflonschläuche mit kunststoffummantelten Sammelflaschen verbunden waren. Über eine an die Sammelflaschen angeschlossene Vakuumpumpe wurde für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte (2 m / 4 m u. GOK) ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 mbar bzw. 350 mbar angelegt. Auf diese Weise wurden kontinuierlich Wasserproben gezogen.

Die erste Probennahme erfolgte gemäß DVWK (1990) [13] vier Wochen nach Einbau. Anschließend wurden in Zeitabständen von maximal vier Wochen die Sickerwasserproben entnommen und bis zur Analytik der Mischprobe eines Probennahme-Intervalls von drei Monaten eingefroren. In drei Probennahme-Intervallen pro Jahr (Frühjahr, Sommer, Herbst) konnte Sickerwasser gewonnen werden (in einer Menge von 100 ml bis 4.000 ml pro Messstelle, abhängig von der Niederschlagssituation).

Die Probengewinnung von Sickerwasser war mit technischen Schwierigkeiten verbunden, die teilweise zu einem Ausfall von Messstellen führten und nur durch einen Aus- und Wiedereinbau der Saugkerzen behoben werden konnten. Die Schwierigkeiten waren auf eine Ausfällung von Metallhydroxiden, insbesondere Eisenhydroxid, aus der Bodenlösung zurückzuführen, die durch Verockerung der Edelstahlkerze und Verstopfen der Teflonschläuche zu einem teilweisen oder vollständigen Funktionsverlust der jeweiligen Messstelle führte. Erst durch Verwendung von Teflonschläuchen mit einem Innendurchmesser von 4 mm (anstelle von 1 mm) konnte das Verstopfen der Schläuche vermieden werden. Untersuchungen der Zusammensetzung der Ausfällungen legten nahe, dass die Metallhydroxide nicht aus dem Edelstahlmaterial der Saugkerzen, sondern ganz überwiegend aus dem Boden stammten. Ausfällungen von Eisenhydroxiden traten teilweise auch in den Sammelflaschen auf, die daraufhin ausgetauscht wurden, um Adsorptionen von Sickerwasser-Inhaltsstoffen an den Belägen zu vermeiden.

In einer zusätzlich zur Routinebeprobung durchgeführten Untersuchung konnte mittels Dotierung von deuteriertem Toluol bestätigt werden, dass die Probennahmetechnik mit Sammelflaschen unter Unterdruck für die Bestimmung leicht flüchtiger Substanzen wie BTEX oder Alkylbenzole – bedingt durch hohe Ausgasungsverluste – ungeeignet ist.

In einem weiteren Zusatzversuch wurde der Einfluss der Probennahmetechnik auf wichtige physiko-chemische Parameter des Sickerwassers untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass es innerhalb eines vierwöchigen Zeitraumes, in dem Sickerwasser in den Sammelflaschen aufgefangen wurde, zu einer Veränderung von Messergebnissen – sowohl bedingt durch die Standzeit als auch durch den angelegten Unterdruck – kam. Während die Veränderung des Parameters Leitfähigkeit nahezu vernachlässigbar ist, wurden bei den Parametern pH-Wert, Nitrat- und Sulfatkonzentration deutliche Veränderungen festgestellt. Der pH-Wert stieg während der vierwöchigen Standzeit um 0,2 bis 0,6 Einheiten, offensichtlich bedingt durch die Ausgasung von Kohlendioxid und eine Verschiebung des Kohlensäuregleichgewichts. Die Nitratkonzentration stieg bis etwa 60 % (möglicherweise bedingt durch eine Nitrifizierung von Ammonium im Sickerwasser), die Sulfatkonzentration stieg ebenfalls bis etwa 60 % während der Standzeit. Aus den Ergebnissen wurde der Schluss gezogen, dass sich die Probennahmetechnik von Sickerwasser mittels Saugkerzen für die Bestimmung physiko-chemischer Parameter nur bedingt eignet.

Gewinnung von Grundwasserproben

Die Beprobung der Grundwassermessstellen bzw. Messstellengruppen wurde vierteljährlich durch Abpumpen des Grundwassers mit Hilfe einer über Aufsatzrohre in die Messstelle eingeführten Tauchpumpe durchgeführt. Die Probennahme erfolgte nach LABO (2002) bei konstanten Messwerten der Leitparameter Temperatur ($\pm 0,1^\circ\text{C}$), pH-Wert ($\pm 0,1$), Leitfähigkeit ($\pm 10\%$) und Sauerstoffgehalt ($\pm 0,2\text{ mg/l}$) über eine Messzeit von 10 Minuten [9]. Um sicherzustellen, dass das geförderte Wasser dem des umgebenden Grundwasserkörpers entspricht, wurde das Grundwasser vor der Probennahme ca. 20 Minuten gefördert und dadurch etwa das 3-fache Wasservolumen im Filterbereich der Messstelle ausgetauscht. Das abgepumpte Wasser wurde in ausreichender Entfernung zur Messstelle in den Unterstrom abgeleitet. In Abhängigkeit von den Analysenparametern

wurden die Wasserproben entweder vor Ort in Braunglasflaschen abgefüllt oder in Headspace-Gefäße abgefüllt und luftdicht verschlossen. Die entnommenen Wasserproben wurden gekühlt (4°C), lichtgeschützt gelagert und umgehend ins Labor zur Analyse gebracht, wo sie innerhalb einer Woche bearbeitet wurden.

5.1.3 Methoden der Vor-Ort-Analytik und chemisch-analytische Untersuchungsmethoden

Nachfolgend sind die im Rahmen des Vorhabens am Standort TL Schäferhof-Süd angewendeten Bestimmungsmethoden der Vor-Ort- und Laboranalytik für die relevanten Parameter dargelegt.

Qualitätssicherung bei der Analytik

Als allgemeine Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Vor-Ort-Analytik und Laboranalytik wurden folgende qualitätssichernde Maßnahmen nach LABO (2002) angewendet [9]:

- Probeneingang (Zustand, Temperatur, Stabilisierung),
- Dokumentation der Probenvorbereitung,
- Dokumentation der Abweichung von den Prüfvorschriften,
- Überprüfung des Gerätes,
- Ermittlung der Bestimmungsgrenze,
- Kalibrierung,
- Dokumentation der Messergebnisse,
- Blindwertbestimmungen,
- Doppelbestimmungen.

Bodenanalytik

Die für die Bodenanalytik verwendeten Normen und Methoden sind in Tabelle 5.1.3-1 zusammengefasst. Für die Bestimmung der MKW wurde die Methode nach DIN ISO 16703 (E 03.2002) und zusätzlich bei der Startbeprobung die Methode nach ISO TR 11046 (06.1994) eingesetzt.

Tab. 5.1.3-1: Verwendete Methoden und Normen für die Untersuchung von Bodenproben

Parameter	Norm / Methode	Bestimmungsgrenze
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN ISO 16703 (E 03.2002) und ISO TR 11046 (06.1994)	100 mg/kg TS
KW-Identifizierung	Hausmethode Forschungsnehmer	
KW-Eluat	DIN 38414 -S4 (10.1984)	0,1 mg/l
BTEX u. a. Alkylbenzole	DIN 38407- F9 (05.1991)	100 µg/kg TS
Benzoessäure	Hausmethode Forschungsnehmer (HPLC-Verfahren)	0,4 mg/kg TS
Bodenart	DIN 4022-1/ 3, DIN 18196 (10.1988)	
Korngrößenverteilung	DIN 18123 (04.1983)	
Schlammkornanalyse	DIN 18123 (04.1983)	
Schichtaufbau, -mächtigkeit	DIN 4022-1/3 (09.1987)	
Porenanteil	DIN 19683 Bl. 13 (03.1997)	
Durchlässigkeitsbeiwert	DVGW Merkbl. W113 (1983)	
Bodenfeuchte / TS	DIN ISO 11465 (12.1996)	
Temperatur	Messfühler	
pH-Wert	DIN ISO 10390 (05.1997)	
Nitrat, Ammonium	DIN-38409-H28 / VD Lufa-Methodenb. Bd. 1 (04.1992)	2 mg/kg TS (als N)
Gesamtstickstoff	DIN ISO 11261 (05.1997)	50 mg/kg TS (als N)
verfügbares Phosphat	PMB(Blau-)Meth., VD Lufa-Methodenb. Bd. 1 (1991)	30 mg/kg TS (als P ₂ O ₅)
Eisen	DIN EN ISO 11885 (04.1998)	4 mg/kg TS
TOC / DOC	DIN ISO 10694 (08.1996)	4 mg/kg TS
Karbonatgehalt	DIN ISO 10694 (08.1996)	10 mg/kg TS
Bodenatmung	DIN 19737 (04.2001)	10 mg CO ₂ /kg TS* d
Dehydrogenase-Aktivität	DIN 19733-1 (07.1998)	0,004 TPF/g*TS*16h
Potenzielle Nitrifikation	DIN ISO 14238 (10.1999)	2,5 mg/kg TS

Bodenluftanalytik

Die für die Bodenluftanalytik verwendeten Methoden gehen aus Tabelle 5.1.3-2 hervor. Es wurden Vor-Ort-Messungen von Sauerstoff, Kohlendioxid und Methan in der Bodenluft mittels tragbarem GC-PID durchgeführt. Die Messung von BTEX, Alkylbenzolen und n-Alkanen erfolgte im Labor mittels GC/MSD. Um aussagekräftige Daten zur Schadstoffsituation auch in den geringer kontaminierten Arealen zu erhalten, wurde neben der Bestimmung von MKW, BTEX und Alkylbenzolen der Parameter 'Gesamtkohlenstoff' in

der Bodenluft ermittelt. Die Messung erfolgte vor Ort über GC-FID. Ein genormtes Verfahren liegt nicht vor.

Tab. 5.1.3-2: Verwendete Methoden für die Untersuchung von Bodenluftproben

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze
n-Alkane	VDI 3865 Blatt 2 und 3 (01.1998/11.1996)	1 mg/m ³
BTEX u.a. Alkylbenzole	VDI 3865 Blatt 2/3 (01.1998/11.1996)	0,1 mg/m ³
Gesamtkohlenstoff	VDI 3481 Blatt 1 (08.1075)	1 mg/m ³
Sauerstoff	VDI 3865 Blatt 2 (01.1998)	0,1 Vol.%
Kohlendioxid	VDI 3865 Blatt 2 (01.1998)	0,1 Vol.%
Methan	VDI 3865 Blatt 2 (01.1998)	0,1 Vol.%

Sickerwasser- und Grundwasseranalytik

Die Analytik der Sickerwasser- und Grundwasserproben erfolgte gemäß den in Tabelle 5.1.3-3 aufgeführten Normen und Methoden.

Tab. 5.1.3-3: Verwendete Normen und Methoden für die Untersuchung von Sickerwasser- und Grundwasserproben

Parameter	Norm / Methode	Bestimmungsgrenze
Kohlenwasserstoffe (KW)	DIN EN ISO 9377-2 (07.2001)	0,1 mg/l
BTEX u. a. Alkylbenzole	DIN 38407 -F9 (05.1991)	1 µg/l
Benzoessäure	Hausmethode Forschungsnehmer (HPLC-Verfahren)	0,01 mg/l
Temperatur	DIN 38404-C4 (12.1976)	
Leitfähigkeit	DIN EN 27 888 (11.1993)	
pH-Wert	DIN 38404- C5 (01.1984)	
Redoxpotenzial	DIN 38404- C6 (05.1084)	
Sauerstoff	DIN EN 25814 (11.1992)	
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1/2 (04.1995/11.1996)	1 mg/l
verfügbares Phosphat	DIN EN ISO 10304-1/2 (04.1995/11.1996)	1 mg/l
Eisen	DIN EN ISO 11885 (04.1998)	0,02 mg/l
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1/2 (04.1995/11.1996)	1 mg/l
TOC / DOC	DIN EN 1484 (08.1997)	1 mg/l
Säurekapazität / Karbonathärte	DIN 38409- H7/DIN 38405-D8 (05.1979/1971)	

Grundwasserproben wurden zusätzlich auf BTEX-Metabolite (Benzoessäure sowie Methyl-, C2- und C3-Benzoessäuren) gemäß der Hausmethode der Forschungsnehmer sowie auf Methan gemäß der Hausmethode Dr. Weßling Laboratorien GmbH, Altenberge, untersucht.

5.2 Ablauf der Langzeituntersuchungen

Nachfolgend wird eine Vorgehensweise zum Nachweis des natürlichen Schadstoffabbaus und -rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone und zur analytischen Kontrolle der zeitlichen Schadstoffentwicklung vorgeschlagen. Dazu wird beispielhaft der Untersuchungsablauf am Standort TL Schäferhof in Form einer kurzen Übersicht vorgestellt. Detaillierte Informationen sind dem Abschlussbericht zum Forschungsprojekt zu entnehmen [1]. Der Ablauf der Untersuchungen mit den wichtigsten Handlungssträngen und Arbeitspaketen ist in Abbildung 5.2-1 dargestellt.

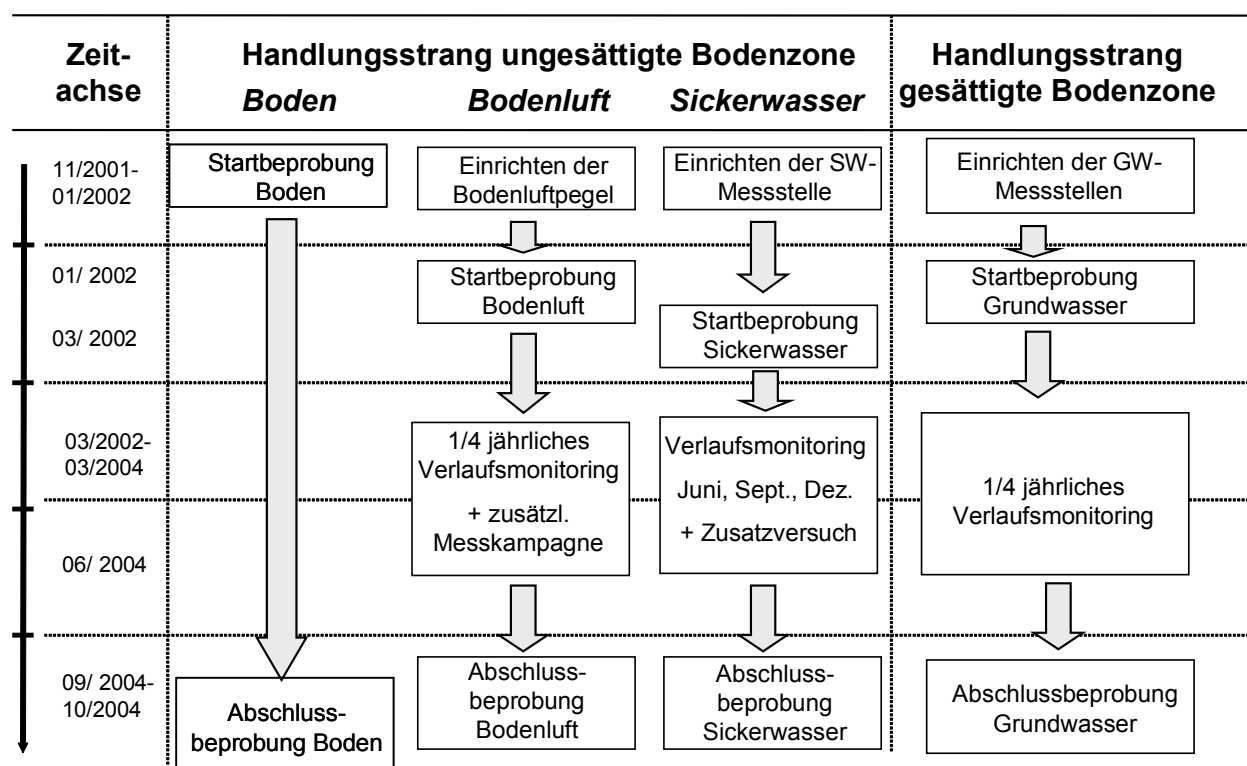


Abb. 5.2-1: Ablauf der Langzeituntersuchungen am Standort Tanklager Schäferhof-Süd

5.2.1 Startuntersuchung

Zur Ermittlung des Schadstoffniveaus in der ungesättigten Bodenzone, im Kapillarsaum und in der gesättigten Bodenzone erfolgte eine Startbeprobung an 8 Bohrarealen (Durchmesser jeweils 1 m) auf einem Testfeld der Größe 7,5 m x 15 m sowie an zwei Bohrarealen in einem geringer kontaminierten und in einem unkontaminierten Vergleichsareal (ebenfalls Durchmesser 1 m). Pro Bohrareal wurden zur Probennahme zwei Bohrungen durchgeführt,

wie in Abschnitt 5.1.2 beschrieben. An jeweils einem Bohrpunkt im Testfeld und in den Vergleichsarealen wurden zusätzlich zu den Schadstoffgehalten weitere bodenphysikalische, physiko-chemische und biologische Parameter untersucht (s. Abschnitt 5.4).

5.2.2 Verlaufsmonitoring

Um den Austrag von Schadstoffen über die mobilen Medien Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser zu bestimmen und die Entwicklung von Parametern, die zum Nachweis von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen dienen, in diesen Medien zu verfolgen, wurden im Testfeld und in den Vergleichsarealen stationäre Bodenluft-, Sickerwasser- und Grundwassermessstellen eingerichtet, wie in Abschnitt 5.3.2 dargestellt. In einem vierteljährlichen Messzyklus wurden die Bodenluft und das Grundwasser beprobt bzw. Vor-Ort-Messungen durchgeführt (s. Abb. 5.2-1). Von jeweils März bis Dezember wurden monatlich die angefallenen Sickerwasserproben vom Standort abgeholt und nach einem Probennahme-Intervall von drei Monaten als Sammelprobe analysiert. Die untersuchten Parameter in den verschiedenen Medien gehen aus dem Analysenplan in Abschnitt 5.4.1 hervor. Um die klimatischen Parameter kontinuierlich zu erfassen, wurden eine Wetterstation am Standort aufgestellt und Temperatursonden im Boden eingebaut. Die Daten wurden alle vier bis acht Wochen ausgelesen.

5.2.3 Abschlussuntersuchung

Analog der Startbeprobung wurden nach einer Projektlaufzeit von drei Jahren erneut die Schadstoffkonzentrationen und stofflichen Veränderungen im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal ermittelt. Die umfangreichen Daten wurden statistisch ausgewertet und unter dem Aspekt der Schadstoffminderung durch biologischen Abbau, Auswaschung mit dem Sickerwasser und Verflüchtigung über die Bodenluft beurteilt.

5.3 Probennahmeplan

Dieser Abschnitt enthält Angaben zu den Untersuchungsparametern, den Messstellen und der Probennahme in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser am Standort TL Schäferhof-Süd sowie zur Probenbehandlung.

5.3.1 Untersuchungsparameter in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser

Die Untersuchungsparameter in den einzelnen Medien einschließlich ihrer Bestimmungsgrenzen gehen aus den Tabellen 5.1.3-1 bis 5.1.3-3 sowie aus dem Analysenplan in Abschnitt 5.4.1 hervor. In Abhängigkeit von den jeweiligen Standort-

gegebenheiten ist der Parameterumfang zu erweitern, z. B. um die Bestimmung von Methyl-tertiär-butylether (MTBE), da bei Schadensfällen mit Mineralölprodukten die Möglichkeit einer Begleitkontamination durch MTBE besteht.

5.3.2 Messstellen in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser

Die Lage der Messstellen und Bohrpunkte im Testfeld und dem angrenzenden geringer kontaminierten Vergleichsareal am Standort TL Schäferhof-Süd geht aus Abbildung 5.3.2-1 hervor. Das weiter entfernt liegende unkontaminierte Vergleichsareal ist nicht dargestellt.

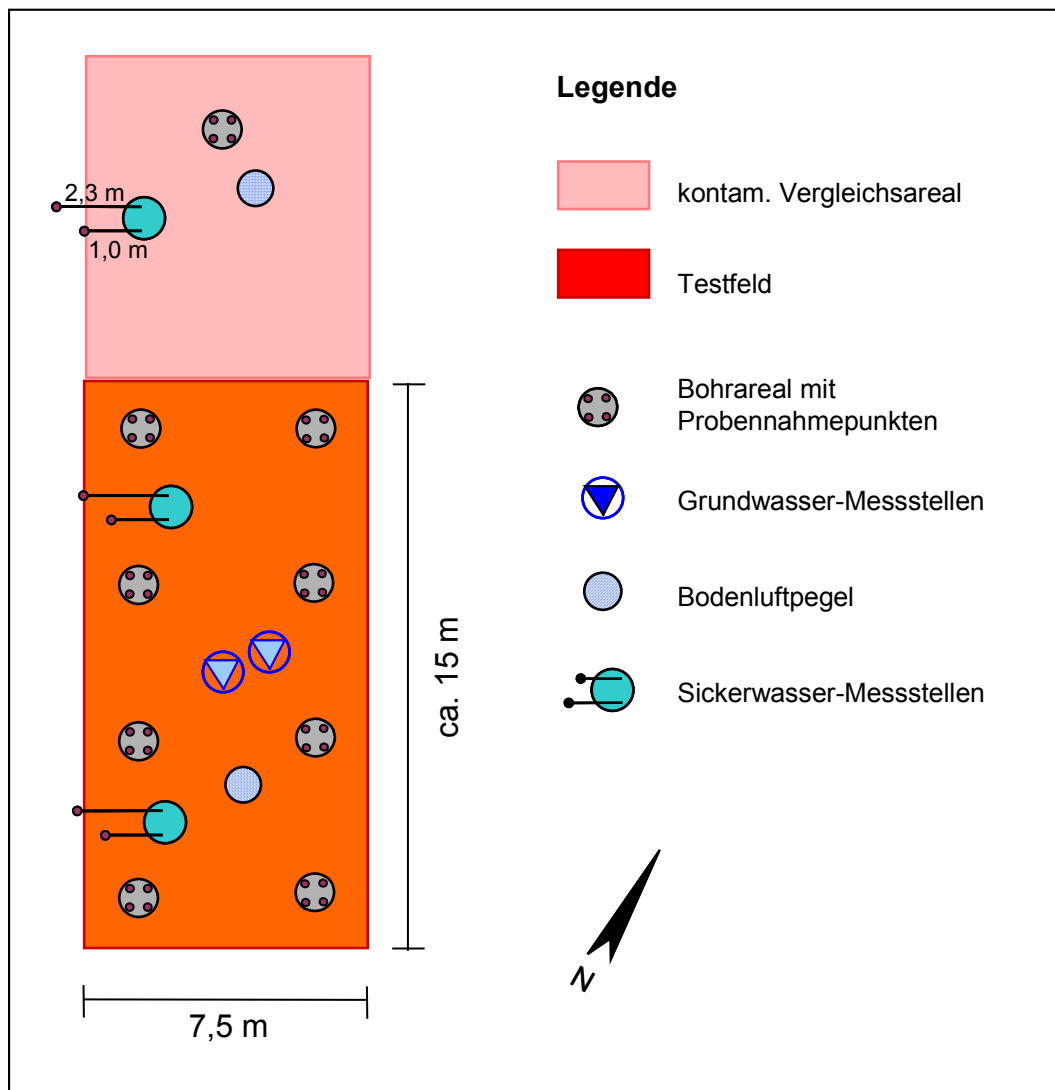


Abb. 5.3.2-1: Lageskizze der Messstellen und Bohrpunkte im Testfeld und im kontaminierten Vergleichsareal am Standort TL Schäferhof-Süd. Messstellen und Bohrreale sind überdimensional dargestellt.

Zur Entnahme der Bodenproben wurden im Testfeld acht Bohrareale und in den Vergleichsarealen jeweils ein Bohrareal mit einem Durchmesser von 1 m festgelegt. Pro Bohrareal wurden jeweils zwei gegenüberliegende Einzelbohrungen zum Zeitpunkt der Start- und Endbeprobung durchgeführt (vgl. Abschnitt 5.1.2).

Zur Entnahme der Bodenluftproben wurden drei stationäre Entnahmestellen mit ausgebautem Pegel in 4 m u. GOK (Testfeld, kontaminiertes Vergleichsareal) bzw. 3,5 m u. GOK (unkontaminiertes Vergleichsareal) errichtet. Der Ausbau der Messstellen erfolgte gemäß VDI-Richtlinie 3865. Um die Schadstoffsituation am Punkt des Messstellenausbaus abzuschätzen, waren zuvor durch Rammkernsondierungen bzw. Schneckenbohrungen Bodenproben entnommen und auf MKW, BTEX und Alkylbenzole analysiert worden.

Zur Gewinnung von Sickerwasser wurden im Testfeld zwei und in den Vergleichsarealen jeweils eine Messstelle eingerichtet (vgl. Lageskizze in Abb. 5.3.2-1). An den Messstellen im Testfeld und kontaminierten Vergleichsareal wurden hierfür Edelstahl-saugkerzen in ca. 2 m und 3,5 m u. GOK, im unkontaminierten Vergleichsareal in 1,7 m u. GOK eingebaut. Um Sickerwasser aus einer möglichst ungestörten Bodenzone zu erhalten, wurde die durch einen Kunststoffschacht verlängerte Kerze in einem Winkel von ca. 30° gegenüber dem Lot in den Boden eingesetzt.

Da für den Ausbau der Sickerwassermessstellen kein genormtes Verfahren zur Verfügung steht, wird die angewendete Methode im Folgenden näher beschrieben. Die Bohrlöcher (\varnothing 50 mm) wurden durch Rammkernsondierung unter Zuhilfenahme einer Führungsschiene (30°-Winkel zum Lot) vorbereitet und, um Nachfall zu verhindern, mit einem Hüllrohr (\varnothing 50 mm) abgestützt. Um den Übergangsbereich von der Saugkerze zum Boden durch eine "Ummantelung" mit Quarzmehl zu optimieren, wurden für den Einsatz der Saugkerzenspitze die tiefsten 10 cm mit reduziertem Durchmesser vorgebohrt und die Saugkerze in der vorgesehenen Tiefe zunächst locker eingesetzt. Die "Quarzmehlpackung" wurde mit Druckluft durch einen Schlauch direkt an der Saugkerze in das Bohrloch eingepresst. Vor dem Ziehen des Hüllrohres und dem endgültigen Verfüllen erfolgte eine Kontrolle der Saugkerzen auf ihre Funktionstüchtigkeit (Ansaugen des Einschlämmwassers). Danach wurde das Bohrloch mit Bohrgut verfüllt und dabei oberhalb der Saugkerzenspitze und an der Geländeoberkante eine Tonabdichtung eingebaut, um ein direktes Abfließen von Niederschlagswasser am Schaft der Kerze zu verhindern. Die Saugkerzen (\varnothing 20 mm, Länge des porösen Körpers 63 mm) wurden über Teflonschläuche mit jeweils einer kunststoffummantelten Schottflasche verbunden. Über eine Vakuum-Regel-einheit wurde für die unterschiedlichen Beprobungshorizonte (2 m / 4 m u. GOK) ein kontinuierlicher Unterdruck von 200 mbar bzw. 350 mbar angelegt.

Die beim Betrieb der Saugkerzenanlage aufgetretenen technischen Schwierigkeiten sind in Abschnitt 5.1.2 beschrieben.

Zur Beprobung von Grundwasser wurden zusätzlich zu vier bereits bestehenden durchgehend verfilterten Grundwassermessstellen fünf Messstellengruppen (eine Gruppe im Anstrom, eine im Testfeld, drei im Abstrom des Testfeldes entlang der zentralen Strömungslinie der Schadstofffahne) gemäß LABO (2002) eingerichtet [9]. Für jede Messstellengruppe wurden zwei Einzelbohrungen bis in 7 m u. GOK bzw. 10 m u. GOK

abgeteuft und diese mit Filterstrecken in 4 m -7 m bzw. 9 m -10 m Tiefe ausgebaut, um auch die vertikale Schadstoffverteilung im Aquifer zu erfassen.

5.3.3 Probennahme in Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser sowie Probenbehandlung

Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes im Forschungsprojekt [1] wurden detaillierte Probennahmepläne erstellt, die folgende Angaben enthielten:

- **Boden:** Probennahmepunkt (Bezeichnung Bohrareal und Bohrpunkt), Probenbezeichnung, Probennahmezeitpunkt
- **Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser:** Bezeichnung der Messstelle, Probenbezeichnung, Probennahmezeitpunkt, Parameter für die Vor-Ort-Analytik

Die Probennahmetermine und -zeitpunkte gehen aus dem in Tabelle 5.3.3-1 dargestellten Zeitplan hervor.

Tab. 5.3.3-1: Zeitplan für die Installation der Messstellen und Probennahmen am Standort TL Schäferhof-Süd

Messstelle	Jahr / Quartal															
	2001		2002				2003				2004				2005	
	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2
Testfeld																
Boden		S	A												E	A
Bodenluft		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		
Sickerwasser		I	S	V	V	V		V	V	V		V	E	A		
Vegleichsareal kontaminiert																
Boden		S	A												E	A
Bodenluft		I	S	V	V	V	V	V	V	V		V	E	A		
Sickerwasser		I	S	V	V	V		V	V	V		V	E	A		
Vegleichsareal unkont.																
Boden		S	A												E	A
Bodenluft		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		
Sickerwasser		I	S	V	V	V		V	V	V		V	E	A		
Grundwassermessstellen																
Anstrom		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		
GW-Messstelle Testfeld		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		
Abstrom 1		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		
Abstrom 2		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		
Abstrom 3		I	S	V	V	V	V	V	V	V	V	V	E	A		

I = Installation der Messeinrichtungen; S = Startuntersuchungen; V = Verlaufskontrolle; E = Endbeprobung; A = Auswertung

Der Probenumfang ist den Analysenplänen für Boden, Bodenluft, Sickerwasser und Grundwasser in Abschnitt 5.4-1 zu entnehmen. Die Probenvorbereitung für die Bestimmung der einzelnen Parameter richtet sich nach den jeweiligen Bestimmungsmethoden und Prüfanweisungen, die ebenfalls in den Analysenplänen angegeben sind.

5.4 Analysenplan und Datenqualität

Der Analysenplan für die Untersuchungen am Standort TL Schäferhof-Süd umfasst Angaben zur Herkunft und Anzahl der analysierten Proben, zur Anzahl der Analysen sowie Verweise zu den analytischen Methoden und Prüfanweisungen. Im Verlauf der Langzeituntersuchung wurde der Analysenplan entsprechend den Untersuchungsergebnissen und gewonnenen Erfahrungen mehrfach modifiziert [1].

5.4.1 Untersuchungsmethoden (Vor-Ort- und Laboranalytik)

Die im Forschungsprojekt [1] verwendeten analytischen Untersuchungsmethoden sind in Abschnitt 5.1.3 beschrieben und werden nachfolgend in Form von Analysenplänen für den Boden, die Bodenluft, das Sickerwasser und das Grundwasser wiedergegeben.

Tab. 5.4.1-1: Analysenplan für den Boden am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Summe der Analysen	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Testfeld				kont. V.-Areal				unkont. V.-Areal						
	B* ¹	P/B ²	Summe	DB ³	B* ¹	P/B ²	Summe	DB ³	B* ¹	P/B ²	Summe	DB ³	Startb.	Endbepr.	
Kohlenwasserstoffe (KW)	16	6	96	16	2	6	12	2	2	6	12	2	140	140	ISO/DIS 16703
Kohlenwasserstoffe (KW)	8	1	8		1	1	1		1	1	1		10	10	ISO TR 11046
KW-Identifizierung	1	6	6		1	6	6						12	12	Hausverfahren
KW-Eluat	1	6	6		1	6	6						12	12	DIN 38414 -S4
BTEX u. a. Alkylbenzole	16	6	96	16	2	6	12	2	2	6	12	2	140	140	DIN 38407- F9
Benzoessäure	2	6	12		1	6	6						18	18	Hausverfahren
Bodenart/	16	6	96		2	6	12		2	6	12		120	120	DIN 4022-1/ 3
Schichtenaufbau, -mächtigkeit	16	1	16		2	1	2		2	1	2		20	20	DIN 4022-1/3
Korngrößenverteilung	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	DIN 18123
Schlammkornanalyse	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	zu geringer Schlammkornanteil
Porenanteil	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	DIN 19683 Bl. 13
Durchlässigkeitsbeiwert	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	0	DVGW Merkbl. W113
Bodenfeuchte/Trockensubstanz	16	6	96		2	6	12		2	6	12		120	120	DIN ISO 11465
Temperatur	4	1	4										kont.	kont.	Meßfühler
pH-Wert	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN ISO 10390
Nitrat	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN-38409-H28 und VD Lufa-Methodenb. Bd. 1
Ammonium	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	
Gesamtstickstoff	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN ISO 11261
verfügbares Phosphat	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	PMB(Blau-) Methode, VD Lufa-Methodenb.
Eisen	1	6	6		1	6	6							12	DIN EN ISO 11885
TOC/ DOC	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN ISO 10694
Karbonat	1	6	6		1	6	6		1	6	6			18	DIN ISO 10694
Bodenatmung	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN 19737
Dehydrogenase- Aktivität	1	6	6		1	6	6		1	6	6		18	18	DIN 19733-1
Potenzielle Nitrifikation	1	4	4		1	4	4		1	4	4		12	12	DIN ISO 14238

*¹ M = Anzahl der Messstellen, *² Probenanzahl (P) pro Messstelle, *³ Anzahl der Doppelbestimmungen

Tab. 5.4.1-2: Analysenplan für die Bodenluft am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Analysen je PN	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Testfeld				kont. V.-Areal				unkont. V.-Areal						
	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³			
n-Alkane	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2 und 3
GC -Screening	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	6	
BTEX	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2/3
Alkylbenzole	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	
Gesamtkohlenstoff	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	Hausverfahren
Sauerstoff	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2
Kohlendioxid	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	VDI 3865 Blatt 2
Methan	1	1	1		1	1	1		1	1	1		3	30	

*¹ M = Anzahl der Messstellen, *² Probenanzahl (P) pro Messstelle, *³ Anzahl der Doppelbestimmungen

Tab. 5.4.1-3: Analysenplan für das Sickerwasser am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Analysen je PN	Summe der Analysen	Methoden/ Prüfanweisungen
	Testfeld				kont. V.-Areal				unkont. V.-Areal						
	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³			
Leitfähigkeit	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN 27 888
pH-Wert	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN 38404- C5
Sauerstoff	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN 25814
Nitrat	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN ISO 10304-1
Sulfat	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN ISO 10304-1
Eisen-Gesamt	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN ISO 11885
TOC	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN EN 1484
Säurekapazität, Karbonathärte	2	2	4		1	2	2		1	1	1		7	70	DIN 38409- H7

*¹ M = Anzahl der Messstellen, *² Probenanzahl (P) pro Messstelle, *³ Anzahl der Doppelbestimmungen

Tab. 5.4.1-4: Analysenplan für das Grundwasser am Standort TL Schäferhof-Süd

Parameter	Probenherkunft/ Anzahl												Analysen je PN	Summe der Analysen 4 verbleib. PN	Methoden/ Prüfanweisungen
	Anstrom MP1				Testfeld MP 2				Abstrom MP 3-5						
	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³	M* ¹	P/M* ²	Summe	DB* ³			
Kohlenwasserstoffe (KW)	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 9377-2
BTEX	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38407 -F9
Grundwasserflurabstand	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	
Temperatur	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38404-C4
Leitfähigkeit	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN 27 888
pH-Wert	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38404- C5
Redoxpotential	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38404- C6
Sauerstoff	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN 25814
Nitrat	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 10304-1
Eisen	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 11885
Sulfat	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN ISO 10304-1
TOC	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN EN 1484
Säurekapazität, Karbonath.	1	2	2		1	2	2		3	2	6		10	40	DIN 38409- H7

*¹ M = Anzahl der Messstellen, *² Probenanzahl (P) pro Messstelle, *³ Anzahl der Doppelbestimmungen

Alle angegebenen Methoden und Prüfanweisungen sind geeignete und für die Vollzugspraxis zu empfehlende und – mit Ausnahmen der Hausverfahren – allgemein akzeptierte Untersuchungsmethoden (Normen) für die jeweiligen Medien. In den Fällen, wo Abweichungen zwischen der Zielstellung eines Vorhabens und der Zielstellung einer Norm bestehen, kann eine Abweichung von der normierten Methode toleriert werden. In diesem Fall ist die modifizierte Methode rechtzeitig zu testen und zu beschreiben.

5.4.2 Beurteilung der Datenqualität

Im Rahmen des Forschungsprojektes am Standort TL Schäferhof-Süd ergaben sich folgende Erkenntnisse hinsichtlich der Qualität der analytischen Daten:

Bodenanalytik

Zur internen Qualitätskontrolle erfolgte bei der MKW-Analytik nach DIN ISO 16703 und bei der BTEX-Analytik nach DIN 38407-F9 eine Doppelbestimmung mit Proben aus einer ausgewählten Tiefe pro Bohrung. Die Standardabweichungen der Proben (Intervallproben, s. Abschnitt 5.1.2) vom Mittelwert lagen für MKW < 10 %, für BTEX und Alkylbenzole < 25 %, vielfach sogar deutlich darunter (< 5 %). Für die externe Qualitätskontrolle wurden bei der Startbeprobung zusätzlich MKW- und BTEX- Analysen von jeder 10. bis 20. Probe, d.h. einer Probe pro Bohrareal, in einem unabhängigen Labor durchgeführt. Die zum Teil deutlichen Abweichungen der Ergebnisse zwischen Untersuchungs- und Vergleichslabor bestätigten die Erfahrungen aus einem früheren Ringversuch mit MKW-kontaminierten Böden [14].

Zur Überprüfung der Datenqualität bei der Bestimmung leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe (BTEX u.a. Alkylbenzole) in Intervallproben wurden Bohrkerne aus der ungesättigten und der gesättigten Bodenzone untersucht. Unmittelbar nach Öffnen des Liners, der die Bohrkerne enthielt, wurden jeweils 10 Einzelproben (ohne Homogenisierung) - verteilt über die Länge des Bohrkerns (1 m) - und 10 Intervallproben (mit Homogenisierung, vgl. Abschnitt 5.1.2) entnommen und analysiert. Im Mittel ergaben sich gegenüber der Intervallbeprobung Minderbefunde in den Einzelproben, in der ungesättigten Bodenzone bis zu 17 % und in der gesättigten Bodenzone bis zu 50 %. Die Standardabweichungen vom Mittelwert betrugen bei den Intervallproben 6-17 % in der ungesättigten Bodenzone und < 25 % in gesättigten Bodenzone und waren damit deutlich geringer als die bei den Einzelproben ermittelten Standardabweichungen (ca. 50 % in der ungesättigten Bodenzone, über 100 % in der gesättigten Bodenzone). Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bei den vorliegenden Boden- und Kontaminationsverhältnissen am TL Schäferhof-Süd die Intervallbeprobung gegenüber der Einzelbeprobung von Bohrkernen deutliche Vorteile hinsichtlich der Datenqualität aufweist.

Bodenluftanalytik

Die Qualität der Daten bei Bodenluftuntersuchungen wird bestimmt durch das Probennahmeverfahren und die eingesetzte Analytik. Für die Messung wurden

Originalluftproben verwendet (vgl. Abschnitt 5.1.2), da eine Anreicherung der Bodenluft an Aktivkohle aufgrund der höheren Zahl an Bearbeitungsschritten fehlerträchtiger als eine Beprobung über Gassammler (Headspace-Flaschen) ist [12]. Die Messung von BTEX u.a. Alkylbenzolen sowie n-Alkanen erfolgte im Labor mittels GC/MSD. Diese Messmethode bietet gegenüber einer Vor-Ort-Analytik mittels tragbarem GC mit PID-Detektor durch die Selektivität des massenselektiven Detektors (MSD) den Vorteil der sicheren Identifikation der einzelnen Parameter, was im Forschungsprojekt bestätigt werden konnte [1].

Um Messwertschwankungen bei der Bodenluftanalytik zu ermitteln, wurde eine Messkampagne über etwa drei Monate mit Probennahmezeitpunkten im Abstand von jeweils zwei Wochen durchgeführt. Untersucht wurden alle Parameter des Analysenplanes für Bodenluft (s. Abschnitt 5.3.1) sowie zusätzlich der Gehalt an Methan sowie das Spektrum der Kohlenwasserstoffe durch ein GC/MS-Screening. Insgesamt ergaben sich geringe Schwankungen der Messwerte zwischen zwei benachbarten Probennahmezeitpunkten mit Ausnahme der BTEX- und Alkylbenzolkonzentrationen, deren Schwankungsbreite auf einen Eintritt von kontaminiertem Grundwasser in die Bodenluftpegel – bedingt durch einen Anstieg des Grundwasserspiegels – zurückzuführen war. Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass Messungen an ungestörten Bodenluftpegeln unter Berücksichtigung geeigneter Probennahme- und Analyseverfahren zu verlässlichen Daten führen.

Sickerwasseranalytik

Die Datenqualität der Sickerwasseranalytik im Rahmen des Forschungsprojektes war durch die Art der Probengewinnung beeinträchtigt [1]. Wie in Abschnitt 5.1.2 dargestellt, traten Ausfällungen von Eisenhydroxid an den Edelstahlkerzen, in den Schläuchen und in den Sammelflaschen auf, die zu Adsorptionen von Inhaltsstoffen aus dem Sickerwasser und damit zu Minderbefunden in der Analytik führen. Weiterhin wurden Ausgasungsverluste leicht flüchtiger Kontaminanten (BTEX u.a. Alkylbenzole) – bedingt durch die Probennahmetechnik – nachgewiesen. Während der Standzeit des Sickerwassers zwischen den Probennahmeterminen wurden außerdem die Messwerte einiger physiko-chemischer Parameter (pH-Wert, Nitrat, Sulfat) deutlich verändert (vgl. Abschnitt 5.1.2).

Aufgrund dieser Befunde sollte auf eine Bestimmung leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe im Sickerwasser verzichtet werden. Bei der Beurteilung der physiko-chemischen Parameter des Sickerwassers sollten standzeitbedingte Messwertveränderungen berücksichtigt werden.

Grundwasseranalytik

Die Grundwasseranalytik im Forschungsprojekt erfolgte gemäß LABO (2002) [9] und lieferte keine Hinweise auf Einschränkungen der Datenqualität [1].

5.5 Beurteilung der Untersuchungsergebnisse

Für die Beurteilung der Ergebnisse eines Standortuntersuchungsprogrammes zur analytischen Kontrolle der Konzentrationsabnahme von Schadstoffen durch natürliche Schadstoffabbau- und -rückhalteprozesse werden die für die verschiedenen Medien gewonnenen analytischen Daten zueinander in Beziehung gesetzt. Beurteilt werden zum einen die Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Untersuchungszeitraum, zum anderen die Milieubedingungen und -veränderungen, die den Schadstoffabbau und -rückhalt an einem Standort bestimmen. Die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse stellt die Basis für eine Prognostizierung der Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen über den Untersuchungszeitraum hinaus dar (vgl. Abschnitt 3.3.3).

Im Forschungsprojekt erfolgte bereits während des Untersuchungszeitraumes eine kontinuierliche Beurteilung der Ergebnisse [1]. Die Beurteilung nahm Einfluss auf den weiteren Ablauf des Untersuchungsprogrammes. Zum einen wurden die Probennahme- und Analysenpläne für den Boden, die Bodenluft, das Sickerwasser und das Grundwasser (vgl. Abschnitte 5.3.3 und 5.4.1) entsprechend den bis dahin vorliegenden Ergebnissen modifiziert, z. B. wurde der Analysenplan für das Sickerwasser im Verlauf der Langzeituntersuchung auf die Parameter mit reproduzierbaren und aussagekräftigen Ergebnissen reduziert. Zum anderen wurde das Programm durch Zusatzuntersuchungen erweitert, die zum Ziel hatten, die Eignung einiger Probennahmetechniken und Parameter zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse zu überprüfen.

In horizontalen und vertikalen Teilbereichen der Untersuchungsareale konnte eine Konzentrationsabnahme der Schadstoffe MKW, BTEX und Alkylbenzole analytisch nachgewiesen werden. Der Nachweis einer Konzentrationsabnahme wurde durch statistische Methoden abgesichert (vgl. Abschnitt 3.3.7). Ein mikrobiologischer Abbau der Schadstoffe am Standort konnte qualitativ nachgewiesen werden, eine quantitative Bilanzierung der Prozesse Abbau, Auswaschung und Verflüchtigung war nicht möglich. Für die Beurteilung der Ergebnisse eigneten sich die Untersuchungen des Bodens, der Bodenluft und des Grundwassers, während Sickerwasseruntersuchungen nur bedingt aussagekräftig waren (vgl. Abschnitte 5.1.1 und 5.1.2).

6 Charakterisierung des am Standort vorhandenen natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials

Die Bewertung des natürlichen Schadstoffabbau- und –rückhaltepotenzials in der ungesättigten Bodenzone eines kontaminierten Standortes wird als Einzelfallentscheidung von der zuständigen Behörde vorgenommen. Die vorliegende Handlungsempfehlung soll dazu eine Hilfestellung bieten. Nachfolgend ist anhand von Hinweisen dargestellt, wie natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse im Boden qualitativ und quantitativ beurteilt werden können.

Eine qualitative Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes an einem Standort beschränkt sich nicht auf die Betrachtung eines einzelnen Parameters, sondern es werden i. d. R. mehrere Parameter und Medien einbezogen.

Im Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd konnte durch den Vergleich von Schadstoffanalysen des Bodens und der Bodenluft gezeigt werden, dass sich die Zusammensetzung der Kontamination über den Untersuchungszeitraum deutlich veränderte (Abnahme des Anteils leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe) und auf einen mikrobiologischen Abbau in der ungesättigten Bodenzone schließen ließ [1]. In analoger Weise lässt sich durch Schadstoffuntersuchungen im Boden (Parameter: Kohlenwasserstoffe, KW-Identifizierung, KW-Eluat, BTEX, Alkylbenzole, ggf. weitere Kontaminanten) und in der Bodenluft (Parameter: organischer Gesamtkohlenstoff, n-Alkane, BTEX, Alkylbenzole, ggf. GC/MS-Screening) ein qualitativer Nachweis von Abbauprozessen an Mineralöl-kontaminierten Standorten führen. Auch selektive Abbauprozesse sind durch eine KW-Identifizierung erfassbar (z. B. ein selektiver Abbau von Alkanen in anaeroben Bodenbereichen) und lassen auf das verbleibende, nicht abbaubare Schadstoffspektrum schließen. Ein Nachweis des Schadstoffabbaus über die Identifizierung von Metaboliten in der ungesättigten Bodenzone (Boden, Bodeneluat, Bodenluft, Sickerwasser) ist nach den Erkenntnissen des Vorhabens nicht zielführend. Mögliche toxische Wirkungen von Metaboliten sollten allerdings durch das Untersuchungsprogramm über biologische Parameter erfasst werden.

Qualitative Rückschlüsse auf natürliche Abbauprozesse ergeben sich weiterhin aus den Parametern Sauerstoff und Kohlendioxid in der Bodenluft. Am Standort TL Schäferhof-Süd zeigten geringe Sauerstoffkonzentrationen (bis etwa 6 mg/m^3) bei gleichzeitig hohen Kohlendioxidkonzentrationen (ab etwa 12 mg/m^3) in der Bodenluft einen mikrobiologischen Schadstoffabbau an. Der Vergleich verschieden stark kontaminierter Bereiche (Testfeld, geringer kontaminiertes Vergleichsareal) ließ sogar quantitative Rückschlüsse auf das Ausmaß der Abbauprozesse zu. Weiterhin lassen sich über die Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen der Bodenluft die aufgrund von Temperaturveränderungen zu erwartenden jahreszeitlichen Schwankungen mikrobieller Aktivitäten identifizieren. Dieser Jahreszeiteffekt ist allerdings nicht in sehr gering kontaminierten Bodenbereichen (organischer Gesamtkohlenstoff $< 100 \text{ mg/m}^3$, n-Alkane $< 10 \text{ mg/m}^3$, BTEX $< 1 \text{ mg/m}^3$) nachweisbar. Die Erfahrungen des Forschungsprojektes haben gezeigt, dass die Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid in Verbindung mit den Schadstoffkonzentrationen in der

Bodenluft insgesamt betrachtet gut geeignete Indikatoren für einen mikrobiologischen Schadstoffabbau sind. Sie sind dem Parameter Bodenatmung in Bodenproben vorzuziehen, zumal die mikrobielle Aktivität durch Bodenuntersuchungen nur punktuell, durch Bodenluftuntersuchungen jedoch weiträumiger abgebildet wird.

Neben aeroben Abbauprozessen ist auch ein anaerober Schadstoffabbau in der ungesättigten Bodenzone nicht auszuschließen. Das Forschungsprojekt am TL Schäferhof-Süd hat gezeigt, dass im Bereich hoher Schadstoffgehalte im Boden ($> 1.000 \text{ mg MKW/kg}$) eine vollständige Nitratzehrung vorliegt. Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb der Nachweisgrenze können somit auf einen Schadstoffabbau durch fakultativ anaerobe Mikroorganismen im Boden hinweisen. Dagegen eignen sich die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser aus verschiedenen Gründen (Verfälschung durch sulfathaltige Minerale im Boden und durch Oxidation schwefelhaltiger Verbindungen aus Mineralölkontaminationen) nicht als Indikator für anaerobe Abbauprozesse. Grundsätzlich sind bei Sickerwasserparametern Nutzen und Grenzen (technischer Aufwand, Schwierigkeiten bei der Probennahmetechnik, Messwertverschiebungen, vgl. Abschnitte 5.1.1 und 5.1.2) abzuwägen. Wird auf eine Sickerwassergewinnung verzichtet, kann der Nachweis von Methan in der Bodenluft als Indikator für anaerobe Abbauprozesse herangezogen werden.

Zur Beurteilung von natürlichen Abbauprozessen an einem Standort eignen sich biologische Parameter als Indikatoren für ökotoxische Wirkungen einer Kontamination (Ausgangsverbindungen, Metaboliten) auf die am Schadstoffabbau beteiligten Bodenorganismen nur bedingt, wie das Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd gezeigt hat [1]. Während der Parameter Bodenatmung prinzipiell als Anzeiger mikrobieller Aktivitäten und ökotoxischer Wirkungen der Kontamination am Standort geeignet ist, konnte eine Eignung des Parameters Dehydrogenase-Aktivität nicht nachgewiesen werden. Der Parameter potenzielle Nitrifikation schließlich ist zwar als Indikator geeignet, seine Bestimmung aber mit einem hohen Aufwand verbunden. Hier ist zwischen Nutzen und Kosten abzuwägen.

Für eine qualitative Beurteilung des Schadstoffabbaus und -rückhaltes ist die Kenntnis der am Standort herrschenden Milieubedingungen unerlässlich. Hinweise zu den relevanten Bodenparametern und physiko-chemischen Parametern gibt die vorliegende Handlungsempfehlung in den Abschnitten 4.1.3 und 4.1.4 sowie in den Tabellen des Abschnitts 4.1.6. Insbesondere der pH-Wert in den betroffenen Bodenbereichen ist von großer Bedeutung, wie im Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd gezeigt wurde. So zeigt ein pH-Wert < 5 Milieubedingungen an, unter denen der Ablauf natürlicher Abbauprozesse gehemmt ist (vgl. Tabelle 4.1.6-1). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich Milieubedingungen an einem Standort verändern können, so dass die davon betroffenen Parameter im Untersuchungszeitraum wiederholt gemessen werden sollten. Dies konnte am Beispiel des pH-Wertes, der sich während des Untersuchungszeitraumes in Richtung eines neutralen Milieus veränderte, demonstriert werden. Gründe für sich verändernde Milieubedingungen an einem Standort können (Nutzungs-) Änderungen auf der Standortfläche (z. B. Versiegelung oder Entsigelung und damit Einfluss auf Stoffeinträge), Änderung der hydrogeologischen Verhältnisse (z. B. Schwankungen des Grundwasserspiegels, vgl. Abschnitt 4.2) und stoffliche Änderungen durch einen fortschreitenden Schadstoffabbau (z. B. Auftreten von Abbauprodukten, Verbrauch von Elektronenakzeptoren) sein.

Eine quantitative Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone ist – bedingt durch mehr oder weniger ausgeprägte Heterogenitäten der Standortgegebenheiten (Geologie, Hydrogeologie, Milieubedingungen, Schadstoffverteilung) – nur mit Einschränkungen möglich. Zur Datenerfassung sollten sowohl punktuelle als auch räumlich-integrative Probenahmen bzw. Messverfahren kommen. Während kleinräumige Heterogenitäten wie z. B. lokale Schadstoffherde (innerhalb derer die Schadstoffe in der Regel ebenfalls ungleichmäßig verteilt sind) nur durch punktuelle Beprobungsverfahren (Bodensondierungen) erfassbar sind, bilden räumlich-integrative Verfahren (Bodenluft-, Sickerwasser-, Grundwasseruntersuchungen) die Untergrundverhältnisse weiträumiger ab. Die Erfahrungen am Standort TL Schäferhof-Süd haben gezeigt, dass sich beide Ansätze ergänzen und für eine Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Bodenzone benötigt werden. Sickerwasseruntersuchungen sind aufgrund der zu erwartenden technischen Schwierigkeiten und eingeschränkten Datenqualität (vgl. Abschnitt 5.4.2) allerdings nur dann als Ergänzung zu empfehlen, wenn Parameter über die Untersuchung anderer Medien nicht erfassbar sind. Einige Parameter im Sickerwasser (z. B. Konzentrationen leicht flüchtiger Kohlenwasserstoffe) können über Messwerte in der Bodenluft unter Berücksichtigung empirischer Verteilungskoeffizienten in guter Annäherung abgeschätzt werden [1].

Zur Quantifizierung des Schadstoffabbaus an einem Standort kann die Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen im Boden und in den potenziellen Austragsmedien (Bodenluft, Grundwasser) über einen mehrjährigen Untersuchungszeitraum, dessen Dauer einzelfallbezogen festzulegen ist, herangezogen werden. Aufgrund der zu erwartenden Heterogenitäten (insbesondere der Boden- und Schadstoffparameter) am Standort müssen die Daten jedoch statistisch abgesichert werden (vgl. Abschnitt 3.3.7). Theoretische Reaktionskinetiken 0. und 1. Ordnung, die häufig zur Beurteilung des Schadstoffabbaus berechnet werden, sind allerdings kritisch zu betrachten, insbesondere wenn der Berechnung Daten aus Bodenuntersuchungen zugrunde liegen [1]. Die zu erwartenden Abbauraten und –zeiträume können für Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone somit nur überschlägig kalkuliert werden. Der Zeitraum für eine Schadstoffabnahme ist unter anderem abhängig von der Ausgangsbelastung des Bodens. So konnte im Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd gezeigt werden, dass bei geringer Ausgangsbelastung der ungesättigten Bodenzone (< 400 mg MKW/kg) eine vollständige Schadstoffabnahme über den Untersuchungszeitraum von drei Jahren erfolgte, während in Arealen mit höheren Ausgangsbelastungen der ungesättigten Bodenzone keine oder eine weitaus geringere Schadstoffabnahme ermittelt wurde.

Zur quantitativen Beurteilung des Schadstoffrückhaltes an einem Standort lassen sich Frachten für den Schadstoffaustrag abschätzen. Die Abschätzung des Schadstoffaustrages aus der ungesättigten Bodenzone in die angrenzenden Medien Grundwasser und Luftatmosphäre kann die Grundlage für eine Bilanzierung der Prozesse (Abbau, Verflüchtigung, Auswaschung der Schadstoffe) sein.

Für die Abschätzung der Schadstofffracht, die in das Grundwasser ausgetragen wird, sind folgende Standortdaten notwendig:

- Schadstoffkonzentrationen im Anstrom, Kontaminationsherd und Abstrom des Grundwassers; in Abhängigkeit von der Beschaffenheit und Ausdehnung der

Schadstoffnahme sind eine bis mehrere Messstellengruppen mit Filterstellungen in verschiedenen Tiefen erforderlich,

- Mächtigkeit des Grundwasserleiters im kontaminierten Bereich,
- Porosität des Grundwasserleiters und Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers.

Ansätze für Berechnungsgrundlagen zur Abschätzung der Schadstofffracht sind einschlägigen Literaturquellen zu entnehmen; beispielhaft sei verwiesen auf [15]. Die Zusammenhänge werden detailliert im BMBF-Förderschwerpunkt ‚Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser (Sickerwasserprognose)‘ untersucht.

Eine quantitative Abschätzung des Schadstoffaustrages über die Bodenluft in die Atmosphäre ist allein durch Bodenluftuntersuchungen nicht möglich, sondern erfordert spezielle Maßnahmen am Standort zur Ermittlung der Kinetik des Stoffüberganges in die Bodenluft. Folgende Methoden stehen dafür zur Verfügung:

- Absaugen der kontaminierten Bodenluft und Austausch gegen unkontaminierte Luft (durch Nachströmen der Umgebungsluft),
- Verdrängung der kontaminierten Bodenluft durch Einbringen von chemisch inertem Edelgas in die ungesättigte Bodenzone.

Die nachfolgende Gleichgewichtseinstellung kann durch Bodenluftmessungen untersucht und für die Abschätzung des Schadstoffaustrages über die Bodenluft herangezogen werden. Die Vorgehensweise ist detailliert in [16] beschrieben.

Ein Untersuchungsprogramm zur Beurteilung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse muss nicht nur einen Status quo am Standort erfassen, sondern auch die zeitliche Dynamik der Standortgegebenheiten (hydrogeologische Verhältnisse, Milieubedingungen, Schadstoffinventar und –verteilung) berücksichtigen. Wie aus dem Forschungsprojekt am Standort TL Schäferhof-Süd abgeleitet werden kann, lassen sich einige Parameter erst durch die Auswertung von Zeitreihen beurteilen. So konnten die Parameter Sauerstoff und Kohlendioxid sowie die schadstoffspezifischen Messgrößen in der Bodenluft erst nach Kenntnis der jahreszeitlichen Verläufe, durch den Vergleich mit Vorjahresdaten und in Relation zum jeweiligen Schadstoffinventar der untersuchten Areale beurteilt werden. Bodenluftdaten eines Einzelzeitpunktes lassen dagegen kaum Rückschlüsse auf natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse am Standort zu. Wiederholungsmessungen in Form von Zeitreihen sind auch für die Beurteilung von Grundwasserdaten zur Ermittlung des Schadstoffaustrages unerlässlich. Im Forschungsprojekt konnte am Beispiel von BTEX gezeigt werden, dass der Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser starken zeitlichen Schwankungen – primär bedingt durch wechselnde Grundwasserstände – unterliegt, und sich die damit verbundenen Konzentrationsänderungen der Schadstoffe im Grundwasser über lange Distanzen in Fließrichtung „wellenförmig“, d. h. im Rhythmus der Grundwasserstände, ausbreiten [1].

Für die Charakterisierung des an einem Standort vorhandenen Schadstoffabbau- und -rückhaltepotenzials liegen Beurteilungsgrundlagen im Hinblick auf die gesättigte Bodenzone (Grundwasser) vor, die für den Umgang mit der ungesättigten Bodenzone zwar Hinweise liefern können, jedoch nicht übertragbar sind. In der gesättigten Bodenzone kommen z. B. Beurteilungsverfahren zur Anwendung, die auf einer summarischen Erfassung (Ranking) von Einzelbewertungen der relevanten Parameter beruhen [10]. Vor dem Hintergrund des derzeitigen noch lückenhaften Kenntnisstandes über natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse ist dieses Verfahren für die i. d. R. sehr viel heterogenere und komplexere ungesättigte Bodenzone nicht anwendbar. Andere Beurteilungsverfahren für die gesättigte Bodenzone beruhen auf Checklisten mit Prüfkriterien zur Gruppierung von Standorten, auf denen die Einbeziehung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse grundsätzlich möglich, begrenzt möglich oder nicht möglich ist [5]. Die Übertragung dieser Vorgehensweise auf den Umgang mit Kontaminationen der ungesättigten Bodenzone ist wegen mangelnder Praxiserfahrungen derzeit noch nicht möglich.

Quellenverzeichnis

- [1] UMWELTBUNDESAMT (2005): Langzeituntersuchungen zur Beurteilung des natürlichen Schadstoffabbaus und –rückhaltes in der ungesättigten Bodenzone, Abschlussbericht. Forschungsbericht FKZ 298 76 712/02, 163 S., Anh. <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/start.htm>
- [2] UMWELTBUNDESAMT (2004): Langzeituntersuchungen zu den Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung natürlicher Selbstreinigungsprozesse für ausgewählte Schadstoffe am Beispiel kontaminierter militärischer Liegenschaften - Literaturstudie (Teilschritt 1), Forschungsbericht FKZ 298 76 712/02, UBA-Texte 49/04, Berlin, 106 S., 31 S. Anh., ISSN 0722-186X. <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/start.htm>
- [3] LABO (2005): Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung - Positionspapier des Ad-hoc Unterausschusses „Natural Attenuation“ des Ständigen Ausschusses Altlasten (ALA) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Entwurf vom 09.03.2005
- [4] ITVA (2004): Monitored Natural Attenuation. Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V., Berlin, ITVA-Arbeitshilfe – H1-12, Stand Dezember 2004
- [5] HLOG (2004): Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA). Wiesbaden, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Handbuch Altlasten, Bd.8, T.1
- [6] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen – Natural Attenuation - Merkblatt Nr. 3.8/3 vom 05.11.2004, München, 17 S.
- [7] BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999. Bundesgesetzblatt I, G 5702, Nr. 36, 1554-1582
- [8] US-EPA, OSWER (1999): Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action and Underground Storage Tank Sites. OSWER-Directive 9200, 4-17, Washington, D.C.
- [9] LABO (2002): Arbeitshilfe Qualitätssicherung. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) - Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss "Arbeitshilfe für Qualitätsfragen bei der Altlastenbearbeitung", 471 S.
- [10] WIEDEMEIER T.H., WILSON J.T., KAMPBELL D.H., MILLER R.N., HANSEN J.E. (1995): Technical protocol for implementing intrinsic remediation with long-term monitoring for natural attenuation of fuel contamination dissolved in groundwater. – Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE)/Brooks Air Force Center, Technology Transfer Division, San Antonio, Texas. 2 vol.
- [11] KAMPBELL D.H. & VANDEGRIFT S. A. (1998): Analysis of dissolved methane, ethane, and ethylene in ground water by a standard gas chromatographic technique. J. Chromatogr. Sci. **36**, 253-256.
- [12] BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001): Anforderungen an Probennahme, Probenvorbehandlung und chemische Untersuchungsmethoden auf Bundesliegenschaften. 2001. Auf der Grundlage der Verwaltungsvereinbarung zwischen der Oberfinanzdirektion (OFD) Hannover und der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (BAM), aktualisierte Fassung: Februar 2001. Berlin, 42 S.
- [13] DVWK (1990): DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU: Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode. Merkblätter zur Wasserwirtschaft **217**, Bonn. 12 S.
- [14] BUNDESANSTALT FÜR MATERIALFORSCHUNG UND –PRÜFUNG (2001): Ringversuchsauswertung 7. BAM-Ringversuch „Altlasten“ . Organochlorpestizide, Polyzyklische Aromaten, Mineralölkohlenwasserstoffe, Schwermetalle und Cyanide in Boden. Berlin, 41 S.

- [15] WIEDEMEYER, T.H., RIFAI, H.S., NEWELL, C.J., WILSON, J.T. (1999): Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface. John Wiley & Sons, 617 S.
- [16] BATTELLE INGENIEURTECHNIK GMBH (1995): Demonstrationsvorhaben zur *in situ*-Sanierung von kontaminierten Böden bei der Bundeswehrliegenschaft Fliegerhorst Preschen mit dem Bioventing-Verfahren. Endbericht zum Vorhaben im Rahmen des Altlastenprogrammes Ost der Bundeswehr. Battelle Ingenieurtechnik GmbH, Eschborn
- [17] UMWELTBUNDESAMT (2002): Leitfaden „Biologische Verfahren zur Bodensanierung“. Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung, Förderkennzeichen 1491064. 493 S.
- [18] ITVA (2003): Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten. Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V., Berlin, ITVA-Handlungsempfehlung – H 1 – 1, Stand Dezember 2003
- [19] DECHEMA (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial, DECHEMA-Arbeitsgruppe „Validierung biologischer Testmethoden für Böden“, 7. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiotechnologie – Boden“ (IAK), 61 S.