

LABO

**Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft
Bodenschutz**

Arbeitshilfe zur Sickerwasserprognose

beschlossen auf der 66. LABO-Sitzung am 25.09.2024 in Potsdam

Ständiger Ausschuss Altlasten (ALA)

Impressum

Herausgeber:

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)
unter dem Vorsitz des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes
Brandenburg
Henning-von-Tresckow-Str. 2-13, Haus S
14467 Potsdam
Tel.: +49 331 866-7379
E-Mail: LABO@mluk.brandenburg.de
Homepage: www.labo-deutschland.de

Bearbeitung und Redaktion:

Kleingruppe Arbeitshilfe Sickerwasserprognose
bestehend aus folgenden Personen:
Dr. Yorck Adrian (NI, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen (LBEG))
Dr. Johannes Besold (BY, Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU))
Malte Hoppe (SH, Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein)
Dagmar Matter (BW, Landratsamt Ortenaukreis)
Ulrike Menzel (SN, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG))
Stefan Schroers (NW, Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-
Westfalen (Obmann))
Sebastian Wolf (NW, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
(LANUV))
Andre Wunsch (BB, Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg)
Volker Zeisberger (HE, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie)

Federführung:

LABO

Stand:

Mai 2024

Das Papier wurde durch die LABO am in beschlossen.
Die UMK hat der Veröffentlichung des Papiers im Umlaufbeschluss ... zugestimmt.
Die Bearbeitung erfolgte auf Basis des Produktdatenblattes PDB

Lizensierung:

Der Text dieses Werkes wird, wenn nicht anders vermerkt, unter der Lizenz Creative
Commons Namensnennung 4.0 International zur Verfügung gestellt.
CC BY 4.0 (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>)
Quellenangaben siehe jeweilige Abbildung, Abbildungen der LABO haben keine Angaben

Zitiervorschlag:

LABO (2024): Arbeitshilfe zur Sickerwasserprognose, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden (LABO).

Inhalt

1	Veranlassung und Arbeitsauftrag	8
2	Zielsetzung, Anwendungsbereich und Aufbau der Arbeitshilfe	9
3	Rechtliche Grundlagen	10
4	Allgemeine Vorgehensweise bei der Beurteilung des Wirkungspfad Boden-Grundwasser	16
4.1	Grundsätzlicher Bearbeitungsablauf.....	16
4.2	Verfahren und Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose	18
5	Ablauf der Sickerwasserprognose in der orientierenden Untersuchung ..	22
5.1	Standortcharakterisierung	22
5.2	Konzepterstellung und Untersuchungen.....	23
5.3	Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser und Ergebnisbeurteilung.....	23
5.3.1	Transportbetrachtungen auf Grundlage von Materialuntersuchungen und Beurteilung	24
5.3.2	Rückschlüsse aus Grundwasseruntersuchungen und Beurteilung	27
5.4	Einmischung in das Grundwasser	29
6	Ablauf der weitergehenden Sickerwasserprognose in der Detailuntersuchung	31
6.1	Konzepterstellung.....	31
6.1.1	Zielstellung	31
6.1.2	Plausibilitätsprüfung und Defizitanalyse	32
6.1.3	Ermittlung Untersuchungsbedarf (Untersuchungskonzept)	32
6.2	Untersuchungen und Auswertung	32
6.3	Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser auf Grundlage von Materialuntersuchungen	33
6.3.1	Beschreibung der Schadstoffquelle	33
6.3.2	Transportprognose	37
6.3.3	Einmischung in das Grundwasser	45
6.4	Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen und Ergebnisbeurteilung ..	49
6.4.1	Voraussetzungen.....	49
6.4.2	Berechnung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung durch Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen.....	51
6.5	Anwendung der Prüfwerte	52

Literaturverzeichnis	54
Abkürzungsverzeichnis	57
Formelzeichen	58
Glossar	61
1 Anhang: Materialuntersuchungen	I
1.1 Allgemeines	I
1.2 Freisetzung von Schadstoffen	I
1.3 Grundsätze zu den Elutionsverfahren	II
1.3.1 Validierung	III
1.3.2 Anmerkungen zur Probenvorbereitung bei Elutionsuntersuchungen	III
1.4 Beschreibung und Ablauf der Elutionsverfahren	IV
1.5 Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden	VIII
1.6 Literaturverzeichnis	VIII
2 Anhang: In-Situ-Untersuchungen	X
2.1 Saugkerzen	XI
2.2 Grundwassersondierungen (nahe OdB)	XII
2.3 Grundwassermessstellen	XII
2.4 Sensorbasierte Untersuchungen	XII
2.5 Bodenluftuntersuchungen	XIII
2.6 Vor- und Nachteile von In-Situ-Untersuchungsmethoden	XIV
2.7 Literaturverzeichnis	XVI
3 Anhang: Abbau- und Rückhaltewirkung der wasserungesättigten Zone	XVII
3.1 Allgemeines	XVII
3.2 Abbau- und Rückhaltewirkung der wasserungesättigten Zone	XVII
3.2.1 Länge der unbelasteten Sickerstrecke	XVIII
3.2.2 Durchlässigkeit der wasserungesättigten Zone	XVIII
3.2.3 Sickerwasserrate	XVIII
3.2.4 Rückhalteprozesse	XX
3.2.5 (Mikrobiologische) Umwandlungs- und Abbauprozesse	XXI
3.3 Literaturverzeichnis	XXI
4 Anhang: Grundwasseruntersuchungen	XXIII
4.1 Allgemeines	XXIII
4.2 Planung und Durchführung der Grundwasseruntersuchungen	XXIII

4.2.1	Bau von Grundwassermessstellen	XXIII
4.2.2	Vorgehensweise bei Existenz von Schadstoffphase	XXV
4.3	Literaturverzeichnis	XXV
5	Anhang: Beispiele für die Herleitung einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung und der Länge einer Schadstoffquelle in Grundwasserströmungsrichtung.....	XXVI
6	Anhang: Basisinformationen zu umweltrelevanten Schadstoffen.....	XXXIV
6.1	Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX).....	XXXIV
6.2	Chlorbenzole	XXXVI
6.3	Chlorphenole	XXXVIII
6.4	Etheroxygenate (MTBE, ETBE, TAME).....	XL
6.5	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)	XLI
6.6	Mineralölbasierte Kohlenwasserstoffe (MKW)	XLIII
6.7	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).....	XLV
6.8	NSO-Heterocyclen.....	XLVII
6.9	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	XLIX
6.10	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)	LI
6.11	Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (PSMBP)	LIII
6.12	Cyanide	LIV
6.13	Umweltrelevante Metalle und Halbmetalle	LVI
6.14	Erläuterungen physikalisch-chemischer Größen	LXII
6.15	Literaturverzeichnis	LXII
7	Anhang: Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser	LXVI
8	Anhang: Beschreibung der Schadstoffquelle, des Freisetzungsverhaltens und der Transportprognose	LXIX
8.1	Beschreibung der Schadstoffquelle	LXIX
8.1.1	Ermittlung der Schadstoffmasse.....	LXIX
8.1.2	Abschätzung der zukünftigen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser und Emissionsdauer.....	LXXI
8.2	Transportprognose	LXXIX
8.2.1	Methodik.....	LXXIX
8.2.2	Analytische Lösung der Transportgleichung.....	LXXX
8.2.3	Ermittlung der Parameter	LXXXI
8.2.4	Stofftransport in der wasserungesättigten Zone	XCII

8.2.5	Sickerwasserbewegung.....	XCIII
8.2.6	Gesamtfracht im Prognosezeitraum	XCIV
8.3	Literaturverzeichnis	XCIV

1 Veranlassung und Arbeitsauftrag

Seit Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung im Jahr 1999 (BBodSchV a. F.) bestehen bundeseinheitliche Vorschriften für die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten.

Zur Bewertung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser sah bereits die BBodSchV a. F. von 1999 die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor. Die methodische Vorgehensweise und die Bewertungsmaßstäbe wurden mit der novellierten BBodSchV von 2021 angepasst, die als Teil der Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und Gewerbeabfallverordnung (Mantelverordnung) am 1. August 2023 in Kraft getreten ist.

Vom Unterausschuss „Sickerwasserprognose“ des Altlastenausschusses (ALA) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) wurden bereits nach Inkrafttreten der BBodSchV a. F. die durch die LABO länderübergreifend abgestimmten Arbeitshilfen für die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser erarbeitet. Dabei handelt es sich um die „Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen“ (LABO 2003) und die „Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ (LABO 2008). Beide Arbeitshilfen wurden nach Beschlüssen durch die Umweltministerkonferenz den Ländern zur Anwendung empfohlen.

Die Neufassung der BBodSchV beinhaltet Ergänzungen (z. B. Einmischungsprognose) und Konkretisierungen zum Wirkungspfad Boden-Grundwasser, die eine Anpassung und Aktualisierung der o. g. Arbeitshilfen zur Sickerwasserprognose erforderlich machten.

Auf ihrer 60. Sitzung am 22./23.09.2021 hat die LABO der Gründung einer ALA-Arbeitsgruppe zur Überarbeitung der beiden o. g. Arbeitshilfen zugestimmt. Im Ergebnis des ALA-Umlaufbeschlusses 1/2021 wurden durch die ALA-Arbeitsgruppe die beiden Arbeitshilfen zur Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen und Detailuntersuchungen zu einer Arbeitshilfe in der hier vorliegenden Form zusammengeführt und inhaltlich aktualisiert und ergänzt.

2 Zielsetzung, Anwendungsbereich und Aufbau der Arbeitshilfe

Die vorliegende Arbeitshilfe zeigt einen praxisnahen Weg auf, wie im Rahmen der Altlastenbearbeitung die Vorgaben der BBodSchV zur Sickerwasserprognose umgesetzt werden können.

Der Anwendungsbereich der Arbeitshilfe erstreckt sich auf altlastverdächtige Flächen und Verdachtsflächen. Im Weiteren wird in der Arbeitshilfe jedoch nur der Begriff „altlastverdächtige Flächen“ verwendet, um die Lesbarkeit zu verbessern.

Die Arbeitshilfe berücksichtigt für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser entsprechend § 15 Abs. 7 BBodSchV

- Stoffeinträge über das Sickerwasser,
- Stoffeinträge über die Bodenluft und
- Stoffeinträge über mobile flüssige Schadstoffphasen¹.

Damit wird der Wirkungspfad Boden-Grundwasser bei der Bearbeitung altlastverdächtiger Flächen umfassend abgedeckt.

Ebenso betrachtet werden Stoffeinträge aus kontaminierten Bodenkörpern, die sich überwiegend oder vollständig im Grundwasser befinden. Nicht in der Arbeitshilfe berücksichtigt werden diffuse Schadstoffbelastungen, wie sie beispielsweise durch atmosphärische Stoffeinträge oder landwirtschaftliche Nutzung hervorgerufen werden können.

Die vorliegende Arbeitshilfe beschreibt eine gestufte Vorgehensweise für die Bearbeitungsphasen orientierende Untersuchung und Detailuntersuchung und gliedert sich im Weiteren in die grundsätzlichen Themenbereiche:

- Rechtliche Grundlagen (Kapitel 3)
- Allgemeine Vorgehensweise (Kapitel 4) und
- Ablauf der Sickerwasserprognose mit spezifischen Besonderheiten in der orientierenden Untersuchung (Kapitel 5) und in der Detailuntersuchung (Kapitel 6).

In den Anhängen werden fachliche Sachverhalte zu den einzelnen Kapiteln detailliert ausgeführt, und zwar zu Materialuntersuchungen, zur Abbau- und Rückhaltungswirkung, zu In-Situ-Untersuchungen, zu Grundwasseruntersuchungen, zu Elutionsverfahren und zur quantitativen Beschreibung der Schadstoffquelle, des Freisetzungsverhaltens und der Transportprognose.

¹ Die vorliegende Arbeitshilfe befasst sich nur am Rande mit Stoffeinträgen über mobile flüssige Schadstoffphasen, da bei Vorliegen mobiler Schadstoffphase der Stoffeintrag in das Grundwasser über Phase i. d. R. höher ist als bei einem Eintrag über das Sickerwasser. In einem solchen Fall ist der Grundwasserschaden i. d. R. bereits eingetreten.

3 Rechtliche Grundlagen

Für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser finden sich im BBodSchG und in der BBodSchV zahlreiche Regelungen, die für die Bearbeitung von altlastverdächtigen Flächen den rechtlichen Rahmen bilden.

Der Begriff **Boden** wird im Bundes-Bodenschutzgesetz wie folgt definiert:

§ 2 Abs. 1 BBodSchG:

„Boden [...] ist die obere Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der in Absatz 2 genannten Bodenfunktionen ist, einschließlich der flüssigen Bestandteile (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten.“

Im Hinblick auf den **Wirkungspfad Boden-Grundwasser** sind die natürlichen Funktionen des Bodens von Bedeutung:

§ 2 Abs. 2 Nr. 1 BBodSchG:

„Der Boden erfüllt [...]

1. natürliche Funktionen als

- a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen*
- b) Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,*
- c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers, [...].“*

Die Begriffe **schädliche Bodenveränderungen, Verdachtsflächen, Altlasten** und **altlastverdächtige Flächen** werden in § 2 Abs. 3 bis 6 BBodSchG definiert.

Gesetzliche Regelungen über die **Untersuchung und Bewertung** von schädlichen Bodenveränderungen, Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen und Altlasten finden sich in § 9 Abs. 1 und 2 BBodSchG:

§ 9 Abs. 1 BBodSchG:

„Liegen der zuständigen Behörde Anhaltspunkte dafür vor, daß eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt, so soll sie zur Ermittlung des Sachverhalts die geeigneten Maßnahmen ergreifen. Werden die in einer Rechtsverordnung nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 festgesetzten Prüfwerte überschritten, soll die zuständige Behörde die notwendigen Maßnahmen treffen, um festzustellen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Im Rahmen der Untersuchung und Bewertung sind insbesondere Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt und ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen sowie die Nutzung des Grundstücks nach § 4 Abs. 4 zu berücksichtigen. [...].“

§ 9 Abs. 2 BBodSchG:

„Besteht auf Grund konkreter Anhaltspunkte der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder einer Altlast, kann die zuständige Behörde anordnen, daß die in § 4 Abs. 3, 5 und 6 genannten Personen die notwendigen Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung durchzuführen haben. Die zuständige Behörde kann verlangen, dass Untersuchungen von Sachverständigen oder Untersuchungsstellen nach § 18 durchgeführt werden. [...]“

Die BBodSchV unterscheidet zwischen **orientierenden Untersuchungen** und **Detailuntersuchungen**. Dazu werden in der BBodSchV folgende Ziele genannt:

§ 12 Abs. 1 BBodSchV:

Orientierende Untersuchung

„Ziel der orientierenden Untersuchung ist, auf der Grundlage der Ergebnisse der Erfassung mit Hilfe örtlicher Untersuchungen, insbesondere Messungen, festzustellen, ob ein hinreichender Verdacht für das Vorliegen einer Altlast oder einer schädlichen Bodenveränderung besteht.“

§ 13 Abs. 1 BBodSchV:

Detailuntersuchung

„Ziel der Detailuntersuchung ist, mit Hilfe vertiefender und weitergehender Untersuchungen eine abschließende Gefährdungsabschätzung zu ermöglichen. Sie dient insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten im Boden, in Gewässern und in der Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen.“

§ 13 Abs. 2 BBodSchV:

„Bei Detailuntersuchungen soll festgestellt werden, ob sich aus räumlich begrenzten Anreicherungen von Schadstoffen innerhalb einer Verdachtsfläche oder altlastverdächtigen Fläche Gefahren ergeben und ob und wie eine Abgrenzung von nicht belasteten Flächen geboten ist.“

Die in § 9 Abs. 1 BBodSchG geregelten Untersuchungen sind demnach **orientierende Untersuchungen**, die zur Klärung der Voraussetzungen für eine Untersuchungsanordnung nach § 9 Abs. 2 Satz 1 erforderlich sind. Liegen die in § 9 Abs. 2 Satz 1 BBodSchG genannten Voraussetzungen für eine Untersuchungsanordnung vor, zählen alle zur abschließenden Ermittlung des Sachverhalts erforderlichen weiteren Untersuchungen zur **Detailuntersuchung**.

Erfordernis und Umfang der jeweiligen Untersuchungen richten sich nach dem im Einzelfall gegebenen Kenntnisstand zum Zeitpunkt der Entscheidung. Die vorliegende Arbeitshilfe beinhaltet folglich kein Standardprogramm für Untersuchungen, sondern beschreibt geeignete Verfahrensweisen und Verfahren, die für die Durchführung einer Sickerwasserprognose in Betracht kommen.

Von altlastverdächtigen Flächen kann eine Gefahr für das Schutzgut Grundwasser ausgehen, wenn Schadstoffe über den **Wirkungspfad Boden-Grundwasser** in das Grundwasser gelangen können.

Die zentrale Begrifflichkeit und Vorgehensweise ist dabei die Sickerwasserprognose, die in § 2 Nr. 15 BBodSchV definiert ist:

„Sickerwasserprognose: Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Ort der Beurteilung; [...]“

Die Sickerwasserprognose ermöglicht in der orientierenden Untersuchung die Bewertung hinsichtlich des Ausschlusses oder des Vorliegens eines hinreichenden Verdachts einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast und wird i. d. R. verbalargumentativ durchgeführt:

§ 10 Abs. 4 BBodSchV:

"Konkrete Anhaltspunkte, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast [...] begründen, liegen in der Regel vor, [...] wenn auf Grund einer Sickerwasserprognose eine Überschreitung von Prüfwerten nach Anlage 2 Tabelle 2 oder 3 zu erwarten ist."

Das **Bewertungsprozedere** und eventuell notwendige weiterführende Maßnahmen regeln § 12 Abs. 3 (orientierende Untersuchung) bzw. § 13 Abs. 5 BBodSchV (Detailuntersuchung):

§ 12 Abs. 3 BBodSchV:

„Wird bei Untersuchungen für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser ein Prüfwert nach Anlage 2 Tabelle 1 oder 3 am Ort der Probennahme überschritten, soll durch eine Sickerwasserprognose abgeschätzt werden, ob zu erwarten ist, dass die Konzentration dieses Schadstoffs im Sickerwasser am Ort der Beurteilung den Prüfwert nach Anlage 2 Tabelle 2 oder 3 übersteigen wird. Ergänzend kann die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser berücksichtigt werden.“

§ 13 Abs. 5 BBodSchV:

„Ergibt sich auf Grund einer Abschätzung nach § 12 Abs. 3 der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast, sollen durch eine weitergehende Sickerwasserprognose die Schadstoffeinträge in das Grundwasser abgeschätzt werden. Ergänzend kann die zuständige Behörde eine Einmischungsprognose verlangen.“

Als Bewertungsinstrument ist in § 12 Abs. 3 BBodSchV aufgeführt, dass nach Materialuntersuchungen erst bei Überschreiten von Prüfwerten am Ort der Probennahme (Abbildung 1) eine Sickerwasserprognose durchzuführen ist. Bei Unterschreiten dieser Prüfwerte ist eine Sickerwasserprognose zur Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser nicht notwendig.

Eine Sickerwasserprognose kann sowohl Bestandteil der orientierenden Untersuchung (Verdachtsausschluss/Bestätigung des hinreichenden Verdachts) als auch der Detailuntersuchung (Gefahrenausschluss/Gefahrenfeststellung) sein.

Der **Ort der Beurteilung** ist in § 2 Nr. 16 BBodSchV als Übergangsbereich von der wasserungesättigten zur wassergesättigten Zone definiert (Abbildung 1). In dieser Arbeitshilfe wird der Ort der Beurteilung mit dem mittleren Grundwasserhöchststand² gleichgesetzt, um eine praxistaugliche Vorgehensweise zu ermöglichen.

Zur Abschätzung der zu erwartenden Stoffkonzentrationen und -frachten im Sickerwasser und des Schadstoffeintrages in das Grundwasser am Ort der Beurteilung (Sickerwasserprognose) werden in § 14 BBodSchV drei Vorgehensweisen genannt, auf die eine Sickerwasserprognose gestützt werden kann.

§ 14 Abs. 1 BBodSchV:

„Die Prognose der Stoffkonzentration für einen Prüfwertvergleich am Ort der Beurteilung kann, auch unter Anwendung von Stofftransportmodellen, vorgenommen werden

1. auf der Grundlage von Materialuntersuchungen durch Elution mit Wasser in Verbindung mit einer Transportprognose,

2. durch Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung der Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, der Verdünnung, des Schadstoffverhaltens in der wasserungesättigten und der wassergesättigten Bodenzone sowie des Schadstoffinventars im Boden oder

3. auf der Grundlage von In-Situ-Untersuchungen.“

Eine Sickerwasserprognose vereinfacht sich, sofern unter günstigen Umständen die repräsentative **direkte Beprobung** von Sickerwasser am Ort der Beurteilung möglich ist und auf diesem Weg der aktuelle Stoffeintrag in das Grundwasser direkt ermittelt werden kann.

§ 14 Abs. 4 BBodSchV:

„Bei direkter Beprobung und Untersuchung von Sickerwasser und Grundwasser ist bei der Bewertung die witterungsbedingte Variabilität der ermittelten Stoffkonzentrationen zu berücksichtigen.“

Zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser können im ersten Schritt die am Ort der Probenahme ermittelten Stoffkonzentrationen mit den entsprechenden **Prüfwerten** der BBodSchV verglichen werden. Im Falle einer Überschreitung dieser Prüfwerte sind die ermittelten oder die im Rahmen der Sickerwasserprognose abgeschätzten Stoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung den Prüfwerten der BBodSchV für den Ort der Beurteilung gegenüberzustellen (§ 12 Abs. 3 BBodSchV).

² Der Grundwasserstand ist gewöhnlich jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Um den Ort der Beurteilung zu ermitteln, ist ein mittlerer Grundwasserhöchststand für den jeweiligen Standort abzuschätzen.

Die für den Abgleich mit den ermittelten bzw. abgeschätzten Stoffkonzentrationen (Ort der Probenahme bzw. Ort der Beurteilung) heranzuziehenden Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser sind in Anlage 2 in den Tabellen 1 bis 3 BBodSchV aufgeführt (siehe Anhang 7 dieser Arbeitshilfe). Prüfwerte sind wie folgt definiert:

§ 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 BBodSchG:

„Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt (Prüfwerte), [...]“

Die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser wurden nutzungsunabhängig festgelegt.

Wirkungspfadbezogene Anforderungen an die Probenahme regelt § 22 Abs. 5 BBodSchV.

In § 12 Abs. 3 und in § 13 Abs. 5 BBodSchV wird die Möglichkeit der Berücksichtigung einer Einmischung in das Grundwasser eröffnet (**Einmischungsprognose**, Kapitel 5.4 (OU) und Kapitel 6.3.3 (DU)).

Für die Einmischungsprognose ist pauschal eine Einmischungstiefe von einem Meter in das Grundwasser rechnerisch zu berücksichtigen:

§ 14 Abs. 5 BBodSchV:

„Bei der Einmischungsprognose gemäß § 12 Abs. 3 und § 13 Abs. 5 soll die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser über eine pauschale Einmischungstiefe von einem Meter rechnerisch berücksichtigt werden. Die Bezugsfläche dieses anrechenbaren Grundwasservolumens ist diejenige, auf der Prüfwertüberschreitungen im Sickerwasser festgestellt oder abgeschätzt werden.“

Die Definition der Sickerwasserprognose erfasst nur die Stoffeinträge, welche mit dem Sickerwasser aus der wasserungesättigten in die wassergesättigte Zone transportiert werden, so dass nur einer der möglichen Eintragspfade von Schadstoffen in das Grundwasser berücksichtigt wird. Entsprechend § 15 Abs. 7 BBodSchV sind bei der gutachterlichen Beurteilung und behördlichen Bewertung neben den Einträgen über das Sickerwasser auch Einträge von Schadstoffen über die Bodenluft oder über flüssige Schadstoffphasen in das Grundwasser bei der Bewertung zu berücksichtigen (Kapitel 6 und Anhang 2):

§ 15 Abs. 7 BBodSchV:

„Neben dem Eintrag über das Sickerwasser sind auch Einträge von Schadstoffen über die Bodenluft oder über flüssige Phasen in das Grundwasser bei der Bewertung zu berücksichtigen.“

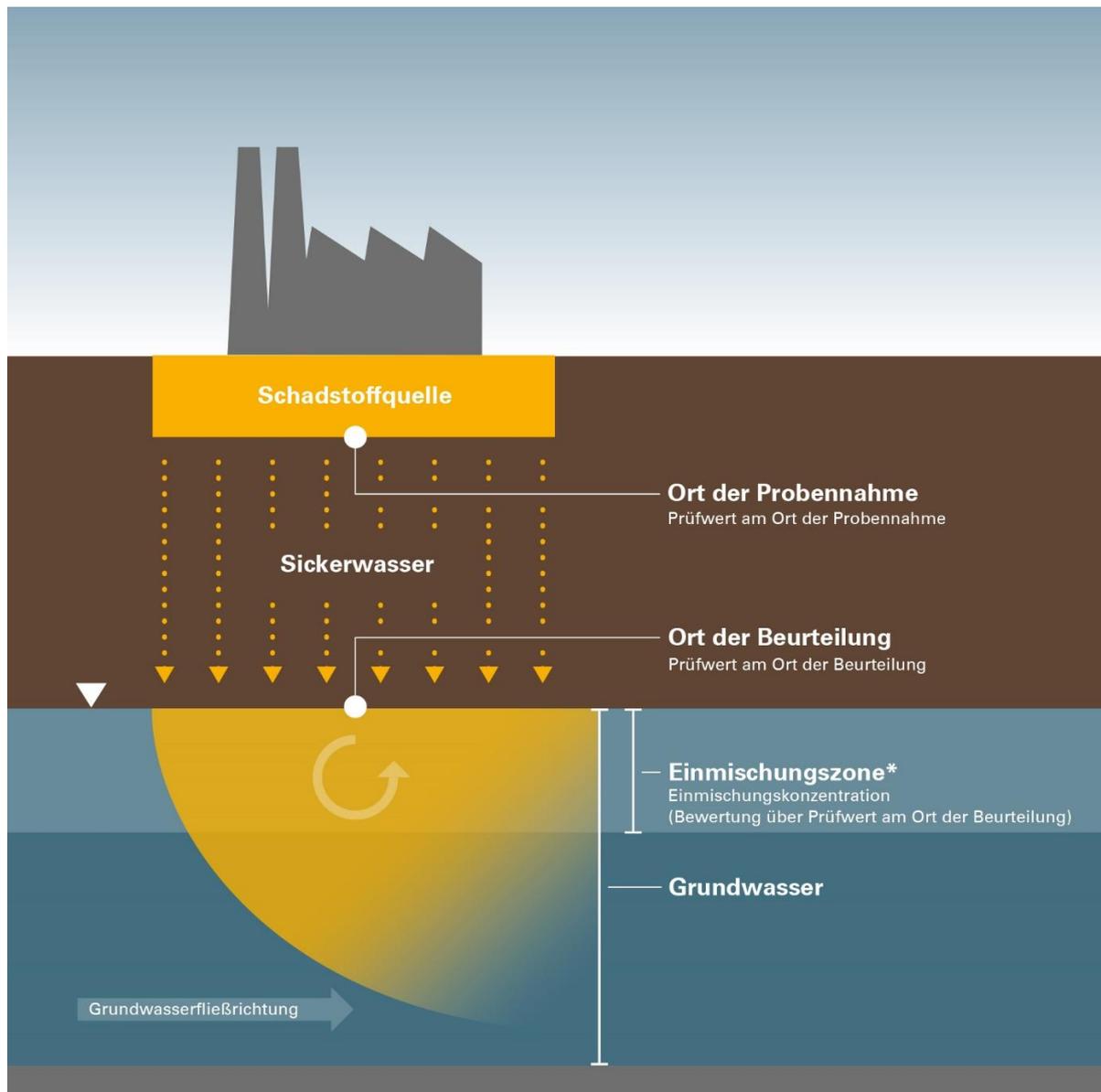


Abbildung 1: Wichtige Begriffe bei der Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser.

*) Nach § 14 Abs. 5 BBodSchV wird per Konvention eine pauschale Einmischungstiefe von einem Meter unterhalb der Grundwasseroberfläche angenommen. Quelle Abbildung: Merkblatt 3.8/1, Stand 05/2023, Bayerisches Landesamt für Umwelt, verändert.

4 Allgemeine Vorgehensweise bei der Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser

4.1 Grundsätzlicher Bearbeitungsablauf

Bei Vorliegen von Anhaltspunkten im Sinne von § 10 BBodSchV für die Betroffenheit des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser kann im Rahmen einer **orientierenden Untersuchung** der Boden aus der vermuteten Schadstoffquelle untersucht werden (Ermittlung von Eluatkonzentrationen³ und Feststoffgehalten).

Ergeben die Eluatkonzentrationen der Bodenuntersuchungen eine Unterschreitung der für den Ort der Probennahme geltenden Prüfwerte (Anlage 2, Tabelle 1 und 3 BBodSchV), ist gemäß § 12 Abs. 3 BBodSchV der Verdacht ausgeräumt. Wird dagegen eine Überschreitung der Prüfwerte festgestellt, ist dem Verdacht mittels einer Sickerwasserprognose weiter nachzugehen (Abbildung 2) und abzuschätzen, ob die Prüfwerte auch für das Sickerwasser am Ort der Beurteilung (OdB) derzeit oder erwartbar überschritten werden (Abbildung 2).

Feststoffuntersuchungen zur Ermittlung der Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden können Hinweise für eine Priorisierung von Elutionsuntersuchungen in der orientierenden Untersuchung liefern. Zudem liefern Feststoffgehalte Informationen über das Schadstoffinventar, das zur Abschätzung bzw. Ermittlung der Dauer der Freisetzung benötigt wird (OU: Kapitel 5.3, DU: Kapitel 6.3).

Alternativ sind Rückschlüsse / Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchung oder In-situ-Untersuchungen bzw. Kombinationen der Verfahrensweisen möglich.

In der orientierenden Untersuchung handelt es sich bei der Sickerwasserprognose i. d. R. um eine Abschätzung mit dem Ziel, bei zu erwartender Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung den hinreichenden Verdacht festzustellen (konkrete Anhaltspunkte vorliegend) oder den Verdacht auszuschließen (Kapitel 5).

Besteht nach § 9 Abs. 2 Satz 1 BBodSchG aufgrund konkreter Anhaltspunkte der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder einer Altlast, ist i. d. R. eine Detailuntersuchung und entsprechend § 13 Abs. 5 BBodSchV eine weitergehende Sickerwasserprognose, welche die Schadstoffeinträge in das Grundwasser abschätzt, durchzuführen (Kapitel 6). Ergänzend kann die zuständige Behörde eine Einmischungsprognose verlangen (Kapitel 5.4 (OU) und Kapitel 6.3.3 (DU)). Ergibt die weitergehende Sickerwasserprognose Überschreitungen der Prüfwerte am Ort der Beurteilung (derzeit oder zukünftig), ist die Gefahr bestätigt (Abbildung 3). Für eine abschließende Gefährdungsabschätzung sind ggf. weitere Untersuchungen zu Abgrenzung des Schadens erforderlich, um eine Entscheidung über weitere Maßnahmen treffen zu können.

³ Für flüchtige Schadstoffe stehen keine Elutionsverfahren zur Verfügung. Zur Ermittlung des Freisetzungsverhaltens flüchtiger Schadstoffe stehen Extraktionen mit organischen Lösungsmitteln (Anhang 1) und Bodenluftuntersuchungen (Anhang 2) unter Berücksichtigung der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften (Anhang 6) zur Verfügung.

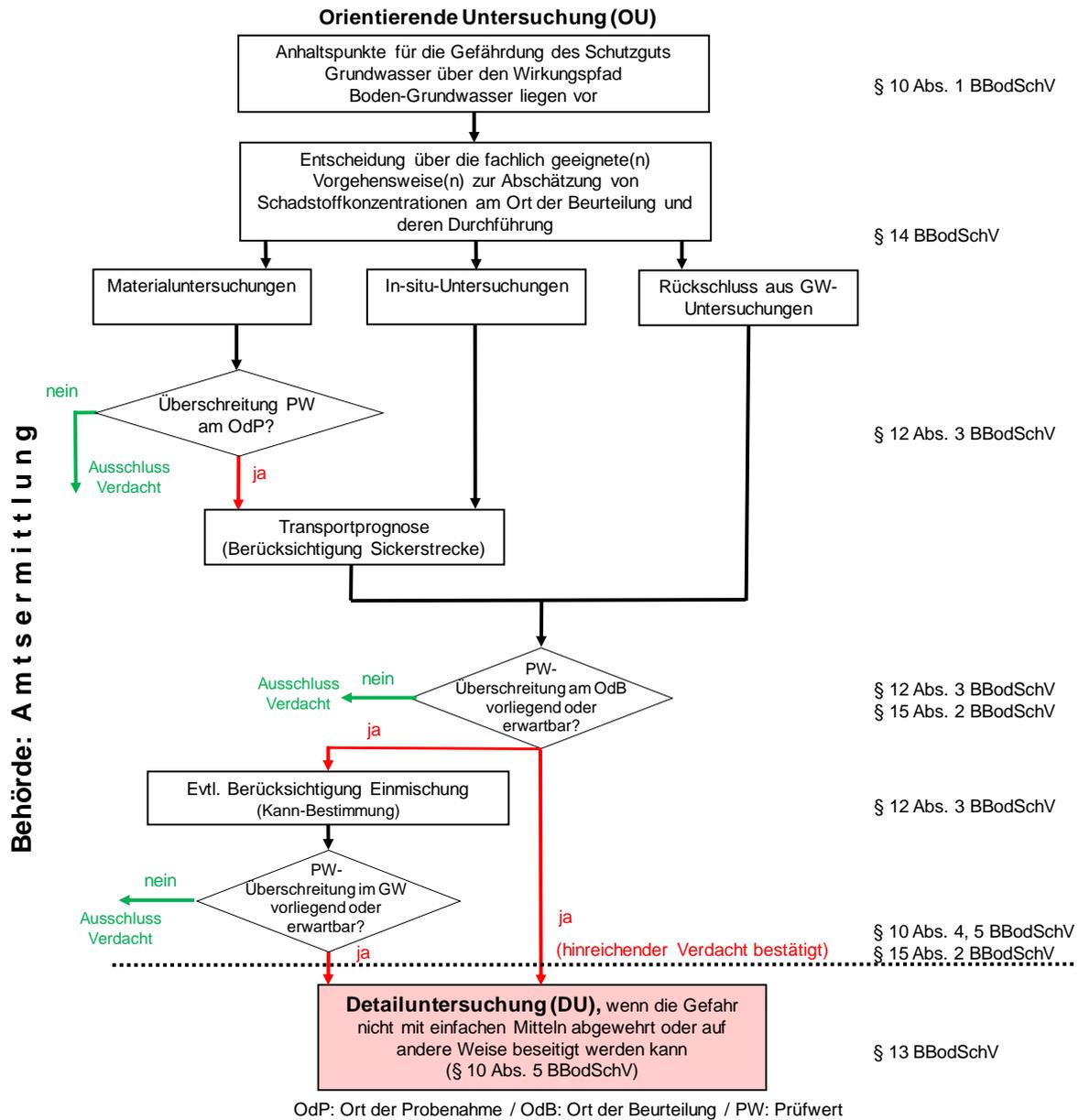


Abbildung 2: Grundsätzlicher Ablauf der Sickerwasserprognose in der orientierenden Untersuchung (Detailliertere Ausführungen zu den Arbeitsschritten befinden sich in den entsprechenden Kapiteln).

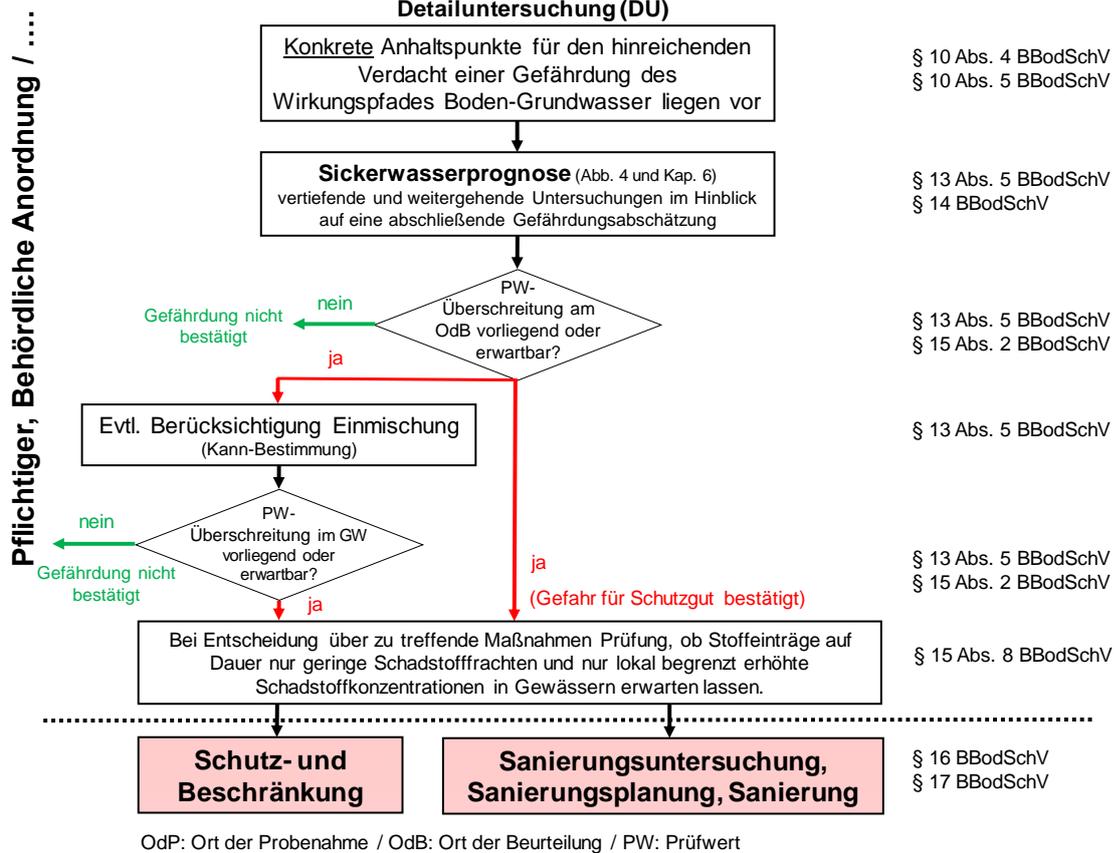


Abbildung 3: Grundsätzlicher Ablauf der Sickerwasserprognose auf der Bearbeitungsstufe einer Detailuntersuchung

4.2 Verfahren und Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose

Bei einer Gefährdungsabschätzung für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser sind stets alle im Einzelfall in Betracht kommenden Eintragspfade zu berücksichtigen. Der Stoffeintrag kann grundsätzlich über das Sickerwasser und das Kontaktgrundwasser, über mobile Schadstoffphasen und über die Bodenluft erfolgen.

Unter dem Begriff „Sickerwasserprognose“ wird die Prognose des Stoffeintrags über das Sickerwasser in das Grundwasser am Ort der Beurteilung verstanden (§ 2 Nr. 15 BBodSchV). Diese Arbeitshilfe behandelt insbesondere den Stoffeintrag über das Sickerwasser in das Grundwasser.

Eine Sickerwasserprognose kann nach § 14 Abs. 1 BBodSchV, auch unter Anwendung von Stofftransportmodellen, auf der Grundlage der nachfolgend genannten Verfahrenswesen durchgeführt werden (Abbildung 2 und Abbildung 3):

- Materialuntersuchungen (Kapitel 5.3.1, Kapitel 6.3.1, Anhang 1)
- In-Situ-Untersuchung (Anhang 2)
- Grundwasseruntersuchungen (Kapitel 5.3.2, Kapitel 6.4, Anhang 4)

Die o. g. Verfahrenswesen sind in den Anhängen zusammen mit methodischen Hinweisen beschrieben. Hierbei ist zu beachten, dass die alleinige Durchführung von Grundwasseruntersuchungen sowie Sickerwasserbeprobungen direkt am Ort der Beurteilung keine Prognose über die zukünftige Entwicklung des Schadstoffeintrags in

das Grundwasser ermöglichen. Bei Beprobungen oberhalb des Ortes der Beurteilung ist abzuschätzen, welche Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung zu erwarten ist.

Die in § 14 Abs. 1 BBodSchV genannten Verfahrensweisen (Abbildung 4) sind nicht zwangsläufig als Alternativen zueinander zu sehen. Je nach Standort- und Schadstoffsituation kann auch eine Kombination mehrerer Verfahrensweisen sinnvoll sein.

Zusätzlich wird in § 12 Abs. 3 Satz 2 und in § 13 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV die Möglichkeit der Berücksichtigung einer Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser eröffnet (Einmischungsprognose, siehe Abbildung 4 sowie Kapitel 5.4 und 6.3.3).

Die Abbildung 4 stellt die für die o.g. drei Verfahrensweisen grundsätzlichen Bearbeitungsschritte - ergänzt um Angaben zu anwendbaren Untersuchungsmethoden - dar.

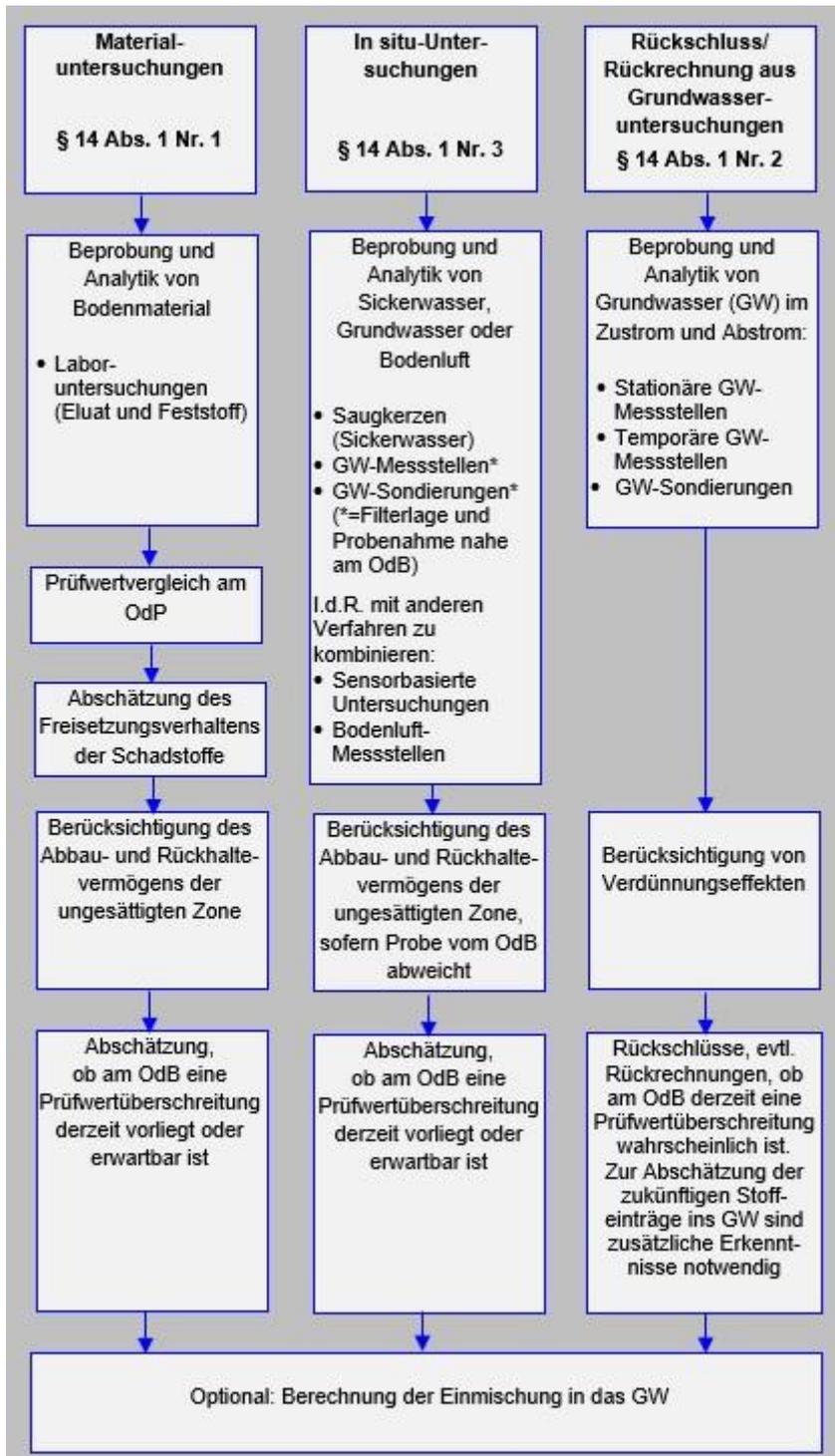


Abbildung 4: Verfahrensweisen der Sickerwasserprognose nach BBodSchV. OdP: Ort der Probennahme, OdB: Ort der Beurteilung

Die Abschätzung einer Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung kann verbal-argumentativ oder unter Zuhilfenahme von analytischen oder numerischen Berechnungsmethoden erfolgen.

Im Rahmen der orientierenden Untersuchung ist die Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser i. d. R. nur verbal-argumentativ oder ggf. auch mittels analytischer Berechnungsmethoden (z. B. ALTEX-1D) möglich. Eine verbal-argumentative Abschätzung ist immer strukturiert und nachvollziehbar zu begründen (Kapitel 5.3). Im Rahmen von orientierenden Untersuchungen ist der Einsatz von numerischen Stofftransportmodellen i. d. R. nicht möglich, da die benötigten standortspezifischen Parameter meist nicht vorliegen.

In der Detailuntersuchung ist eine Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser, bedingt durch die höhere Informations- und Datendichte (z. B. Kenntnisse zu standortspezifischen Parametern), i. d. R. mittels numerischer oder analytischer Berechnungsmethoden (Kapitel 6.3) möglich und zielführend.

Weiterführende Hinweise zur Umsetzung der Sickerwasserprognose mit den o. g. Verfahren und ihre Anwendbarkeit in den Bearbeitungsstufen der orientierenden Untersuchung und in der Detailuntersuchung geben die Kapitel 5 und 6.

Für den Fall, dass Schadstoffphase das Grundwasser bereits erreicht hat, erübrigt sich die Durchführung einer Sickerwasserprognose für diesen Schadstoff, da der Schaden in diesem Fall bereits eingetreten ist. Hinweise für Grundwasseruntersuchungen bei Vorhandensein von Schadstoffphase enthält Anhang 4.

5 Ablauf der Sickerwasserprognose in der orientierenden Untersuchung

Die Grundkonzeption und Vorgehensweise einer Sickerwasserprognose nach BBodSchV auf der Stufe der orientierenden Untersuchung lässt sich durch folgende Teilschritte beschreiben:

- Standortcharakterisierung (Kapitel 5.1)
(Informations- und Datensichtung ggf. Datenergänzung und Auswertung, Ableitung eines konzeptionellen Standortmodells für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser)
- Konzepterstellung und Ermittlung des Untersuchungsbedarfs (Kapitel 5.2)
- Durchführung der Untersuchungen (Kapitel 5.2 und Anhänge 1 - 4)
- Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser (Kapitel 5.3)

5.1 Standortcharakterisierung

Vor der Durchführung von Untersuchungen zur Sickerwasserprognose werden zuerst alle zum Standort verfügbaren Daten und Erkenntnisse zusammengestellt und ausgewertet. Dies können Daten und Erkenntnisse aus der Erfassung, historischen Erkundung⁴, Ortsbegehungen oder sonstigen Unterlagen sein. Hierzu sind auch aus regionalen Kartenwerken die bodenkundlichen, geologischen und hydrogeologischen Daten für die Fläche zusammenzustellen (i. d. R. bei den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesländer zu beziehen). Weiterhin sind Aussagen über die vermutete Schadstoffquelle sowie das angenommene Schadstoffinventar zu treffen (Kontaminationshypothese).

Die Kontaminationshypothese bezieht sich unter anderem auf die vermuteten Schadstoffeintragsbereiche und das prognostizierte Schadstoffspektrum unter Berücksichtigung der entsprechenden physikalisch-chemischen Eigenschaften der jeweiligen Schadstoffe.

Auf Grundlage dieser Informationen ist eine Standortcharakterisierung zu erstellen und eine erste Einschätzung über den potenziellen Schadstoffaustrag aus der vermuteten Schadstoffquelle, den möglichen Schadstoffeintrag in das Grundwasser und das Schadstoffverhalten in der wasserungesättigten Zone am Standort zu treffen. Dabei handelt es sich um ein vorläufiges konzeptionelles Standortmodell für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser. Dieses wird nach Vorliegen von Untersuchungsergebnissen oder bei Vorliegen neuer Erkenntnisse stetig fortgeschrieben.

⁴ In den Bundesländern werden z. T. unterschiedliche Begriffe/Bearbeitungsumfänge für diese Bearbeitungsstufe angewendet.

5.2 Konzepterstellung und Untersuchungen

Auf der Basis der Standortcharakterisierung (konzeptionelles Standortmodell) ist durch die zuständige Behörde oder durch den Gutachter bzw. Sachverständigen ein standortspezifisches, gestuftes Untersuchungskonzept zu erstellen, in dem die erforderlichen Maßnahmen (Aufschluss-, Probennahme-, Analysen- und Zeitplanung) beschrieben und begründet sind.

Für die sachgerechte Planung und Durchführung von Untersuchungen wird auf verfügbare Arbeitshilfen von Bund und Ländern sowie Regelwerke hingewiesen. Arbeitshilfen des Bundes und der Länder sind über das „Informationssystem zur Qualitätssicherung bei der Altlastenbearbeitung (ISQAB)“ verfügbar.

In Abhängigkeit der Auswahl der Untersuchungsverfahren bzw. der Verfahrenskombinationen werden zur Ermittlung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung Materialuntersuchungen (Anhang 1), Grundwasseruntersuchungen (Anhang 4) oder In-Situ-Untersuchungen (Anhang 2) durchgeführt. Inhaltliche Hinweise zur Durchführung der Untersuchungen sind in den genannten Anhängen enthalten.

Für die ergänzende mögliche Berücksichtigung einer Einmischung in das Grundwasser wird auf Kapitel 5.4 (orientierende Untersuchung) und 6.3.3 (Detailuntersuchung) verwiesen.

5.3 Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser und Ergebnisbeurteilung

Vorgehensweise bei Altstandorten

Bei Altstandorten bietet es sich an, die Sickerwasserprognose in der orientierenden Untersuchung mit Materialuntersuchungen im Bereich der potentiellen Schadstoffeinträge zu beginnen. Dazu müssen diese Eintragsbereiche durch eine historische Erkundung lokalisiert sein. Die Bewertung des Wirkungspfades Boden - Grundwasser kann frühzeitig abgeschlossen werden, wenn die Ergebnisse der durchgeführten Materialuntersuchungen in Bezug auf die Eluatkonzentrationen eine Unterschreitung der für den Ort der Probennahme geltenden Prüfwerte (Anlage 2, Tabelle 1 und 3 BBodSchV) gemäß § 12 Abs. 3 BBodSchV ergibt oder auch keine sonstigen Hinweise⁵ vorliegen, die eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Probennahme erwarten lassen. Bei Überschreitung dieser Prüfwerte oder auf Grund sonstiger Hinweise ist dem Verdacht mittels einer Sickerwasserprognose weiter nachzugehen und gemäß § 14 BBodSchV abzuschätzen, ob für das Sickerwasser eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung für die standortrelevanten Stoffe oder Stoffgruppen derzeit oder zukünftig zu erwarten ist (Abbildung 2).

⁵ Für flüchtige Schadstoffe stehen keine validierten und verifizierten Elutionsverfahren zur Verfügung. Zur Ermittlung des Freisetzungsverhaltens flüchtiger Schadstoffe stehen Feststoffuntersuchungen (Anhang 1) und Bodenluftuntersuchungen (Anhang 2) unter Berücksichtigung der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften (Anhang 6) zur Verfügung.

Der Stoffeintrag in das Grundwasser kann in der orientierenden Untersuchung auf Grundlage

- der Ergebnisse von Materialuntersuchungen und Transportbetrachtung (Kapitel 5.3.1 und Anhang 1),
- In-Situ-Untersuchungen (Anhang 2) und / oder
- Grundwasseruntersuchungen (Kapitel 5.3.2, Anhang 4)

abgeschätzt werden.

Einen Überblick über die Verfahren zur Sickerwasserprognose und die generelle Vorgehensweise gibt Kapitel 4.2 sowie Abbildung 4 (Verfahrensweisen) und Abbildung 5 (Transportbetrachtungen auf Grundlage von Materialuntersuchungen).

In der orientierenden Untersuchung werden bei der Erkundung von Altstandorten überwiegend Material- und Grundwasseruntersuchungen durchgeführt (siehe Abbildung 4).

Weniger relevant, aber vereinzelt möglich sind In-Situ-Untersuchungen (Abbildung 4). Beispielsweise können Bodenluftuntersuchungen im Rahmen der orientierenden Untersuchung eine Erkundungsmethode bei Verdacht auf Kontamination mit leichtflüchtigen Schadstoffen wie LHKW und BTEX darstellen. Bodenluftuntersuchungen ermöglichen keine direkten Aussagen über die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser, sondern können eine zusätzliche Information zur Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser liefern.

Sickerwasserprobennahmen mittels Saugkerzen sind im Rahmen der orientierenden Untersuchung auf Grund des erhöhten Aufwandes (Kosten- und Zeitaufwand) für eine repräsentative Probennahme eher ungeeignet. Für weiterführende Informationen bzgl. In-Situ-Untersuchungen wird auf Anhang 2 verwiesen.

Vorgehensweise bei Altablagerungen

In Bezug auf die Untersuchung von Altablagerungen (z. B. sog. Bürgermeisterkippen und Auffüllungen) ist die Beurteilung des Wirkungspfadendes Boden-Grundwasser in der orientierenden Untersuchung i. d. R. nur durch einen Rückschluss aus Grundwasseruntersuchungen sinnvoll. Materialuntersuchungen sind aufgrund der Heterogenität des Ablagerungsmaterials meist nicht sinnvoll (außer bei nachgewiesenen Monodeponien). Die geringe Informations- und Datenlage (z. B. geringer Grundwassermessstellenbestand) erlaubt i. d. R. nur einen Rückschluss statt einer Rückrechnung.

5.3.1 Transportbetrachtungen auf Grundlage von Materialuntersuchungen und Beurteilung

Durchführung der Transportprognose

Im Rahmen der orientierenden Untersuchung kann die Prognose der Stoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung mittels Transportbetrachtung i. d. R. nur verbal-argumentativ oder mittels analytischer Berechnungsmethoden (z. B. ALTEX-1D) erfolgen.

Die verbal-argumentative Abschätzung beruht auf qualitativen oder halbquantitativen Betrachtungen zur Wahrscheinlichkeit eines Überschreitens von Prüfwerten am Ort

der Beurteilung. Sie erfolgt unter Einbeziehung der ermittelten Untersuchungsergebnisse sowie aller verfügbaren Kenntnisse über die vorliegenden örtlichen Sachverhalte (Konzeptionelles Modell) nach dem jeweils aktuellen Stand des Wissens.

Zur verbal-argumentativen Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser sind grundsätzlich die folgenden Sachverhalte zu ermitteln (Abbildung 5):

- Beschreibung des Schadstoffinventars (Anhang 1)
- Ermittlung des Freisetzungsverhaltens (Anhang 1)
- Berücksichtigung von Abbau/Rückhalt von Schadstoffen, Schutzfunktion⁶ der wasserungesättigten Zone (Anhang 3)

Wenn die Abschätzung für den Ort der Beurteilung ergibt, dass bereits aktuell eine Prüfwertüberschreitung vorliegt, kann im Rahmen der orientierenden Untersuchung eine Zukunftsbetrachtung entfallen, um einen hinreichenden Verdacht festzustellen. Wenn die Abschätzung am OdB aktuell keine Prüfwertüberschreitung ergibt, ist für einen abschließenden Verdachtsausschluss eine Zukunftsbetrachtung notwendig.

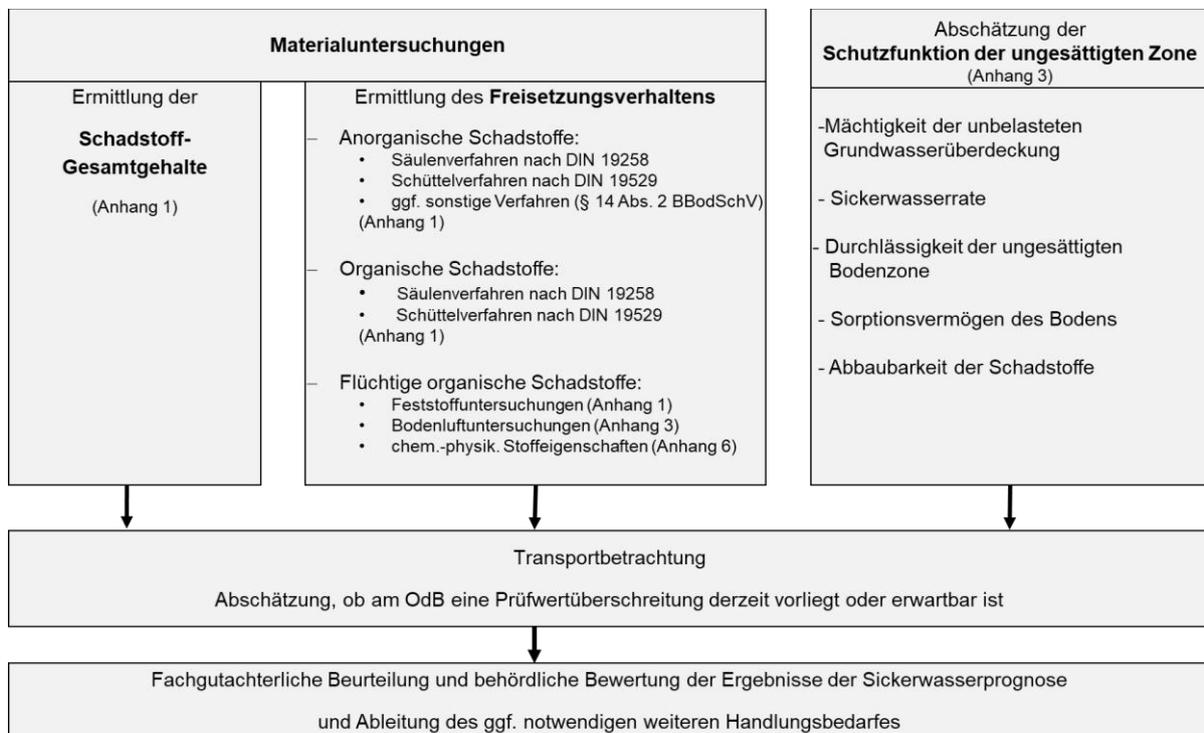


Abbildung 5: Transportbetrachtungen auf Grundlage von Materialuntersuchungen

Im Detail ergibt sich bei der Bearbeitung folgende Vorgehensweise:

- Das **Freisetzungsverhalten** der Schadstoffe in Böden muss grundsätzlich mittels Elutionsuntersuchungen beurteilt werden (§ 14 Abs. 1 und 2 BBodSchV; Ka-

⁶ Eingangsgrößen der Schutzfunktion sind z. B. die Sickerwasserrate, die Länge der unbelasteten Sickerstrecke und die lithologischen Eigenschaften der wasserungesättigten Zone (z. B. Durchlässigkeitsbeiwert).

pitel 5.3.1). Bei leichtflüchtigen Schadstoffen sind Elutionsverfahren i. d. R. allerdings nicht sinnvoll⁷. Alternativ kann das Freisetzungsverhalten hilfsweise über die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe (Mobilität) abgeschätzt werden (Anhang 6). Auch bei den organischen Stoffgruppen MKW, PAK und PCB sind die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften zur Abschätzung der Mobilität geeignet.

- Die **Schadstoff-Gesamtgehalte** in Bodenproben können mit geeigneten Methoden bestimmt werden (Anlage 3 Tabelle 1 BBodSchV, Anhang 1). Sie können eine Priorisierung von Elutionsuntersuchungen in der orientierenden Untersuchung ermöglichen und aufgrund der Ermittlung des Schadstoffinventars Informationen zur Abschätzung der Emissionsdauer liefern.
- Aus dem Verhältnis des eluierbaren Schadstoffgehaltes zum Schadstoff-Gesamtgehalt der Bodenprobe können weitere Schlüsse auf die Freisetzbarkeit von Schadstoffen im Boden unter den jeweiligen Versuchsbedingungen gezogen werden.
- Die **Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone für das Grundwasser** ist laut § 14 Abs. 3 BBodSchV einzuschätzen (Anhang 3). Die Schutzfunktion hängt u. a. von der Länge der unbelasteten Sickerstrecke, der Sickerwasserrate, dem Durchlässigkeitsbeiwert und den Sättigungsverhältnissen des Bodens, der Bodenart, dem Ton- und Humusgehalt, den Milieubedingungen im Boden sowie von der Mobilität, Mobilisierbarkeit und Abbaubarkeit der Schadstoffe ab.
- Der aktuelle und zukünftige **Schadstoffeintrag in das Grundwasser** am Ort der Beurteilung ist mittels Transportprognose abzuschätzen, indem der Schadstoffaustrag aus dem verunreinigten Bodenbereich und die Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone gemeinsam betrachtet werden.

Generell ist die Vorgehensweise, Durchführung und Ergebnisinterpretation der Transportbetrachtung mittels einer strukturierten verbal-argumentativen oder analytischen Abschätzung stets schlüssig, lückenlos nachvollziehbar sowie nachprüfbar zu dokumentieren und zu begründen.

In einigen Bundesländern werden zur Beurteilung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser formalisierte Verfahren zur verbal-argumentativen Abschätzung angewendet (ISQAB).

Da im Rahmen der orientierenden Untersuchungen i. d. R. keine umfangreichen standortspezifischen Untersuchungen durchgeführt werden, basiert die Informationslage für die Anwendung mathematischer Abschätzmethoden (z. B. ALTEX-1D) auf Literaturwerten (z. B. für Durchlässigkeitsbeiwerte) und fachlich begründeten Annahmen. Dementsprechend sind bei der Anwendung entsprechender Abschätzmethoden in der orientierenden Untersuchung Konzentrationsspannen z. B. im Sinne von Worst-/Best-Case-Betrachtungen vorzunehmen.

⁷ Für flüchtige Schadstoffe stehen keine validierten und verifizierten Elutionsverfahren zur Verfügung. Zur Ermittlung des Freisetzungsverhaltens flüchtiger Schadstoffe stehen Feststoffuntersuchungen (Anhang 1) und Bodenluftuntersuchungen (Anhang 2) unter Berücksichtigung der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften (Anhang 6) zur Verfügung.

Für die ergänzende mögliche Berücksichtigung einer Einmischung in das Grundwasser wird auf Kapitel 5.4 verwiesen. Anhand des begrenzten Informations- und Datenbestandes ist in der orientierenden Untersuchung die Berücksichtigung der Einmischung bei der Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser aus fachlicher Sicht i. d. R. nicht sinnvoll.

Ergebnisbeurteilung

Die Beurteilung der Ergebnisse erfolgt gemäß § 12 Abs. 3 i. V. m. § 15 BBodSchV unter Zugrundelegung der in Anlage 2 (Tabellen 2 und 3) BBodSchV vorgegebenen Prüfwerte am Ort der Beurteilung (siehe auch Anhang 7).

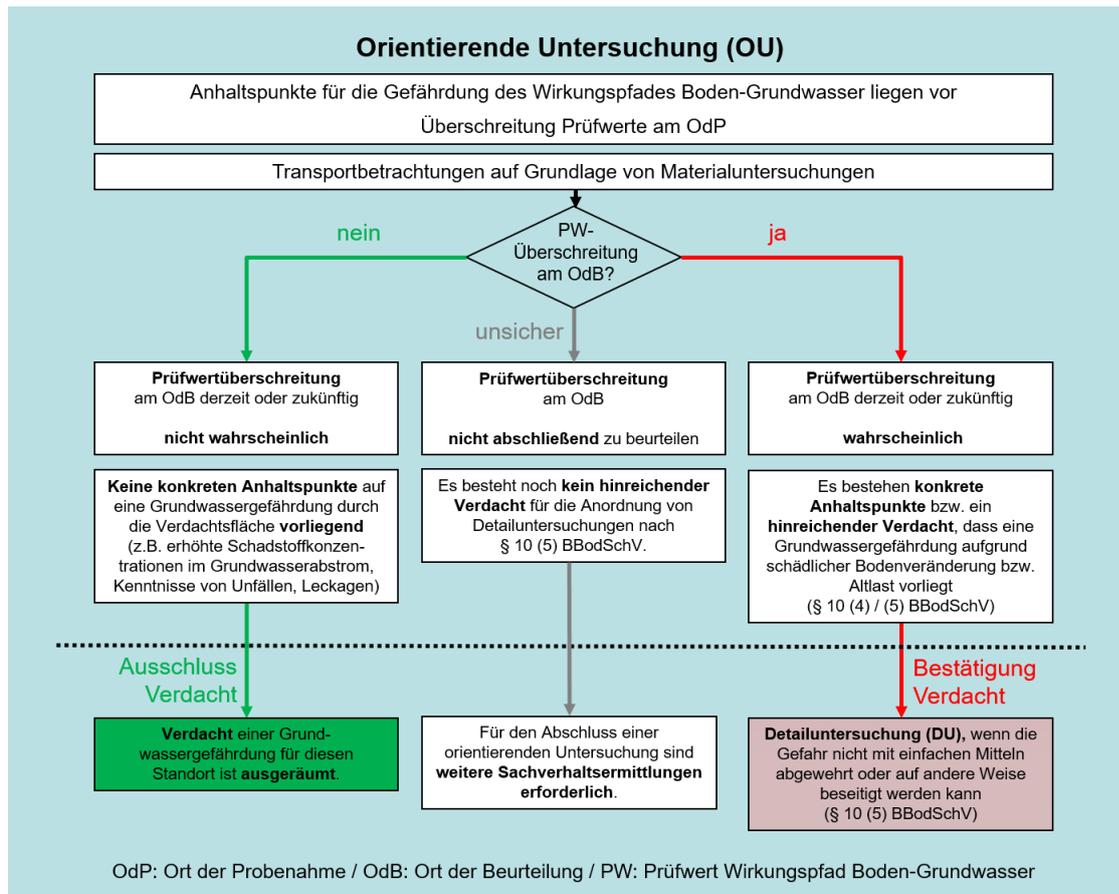


Abbildung 6: Ergebnisbeurteilung und Handlungsbedarf nach Transportbetrachtungen auf Grundlage von Materialuntersuchungen

Es besteht zudem die Möglichkeit, Erkenntnisse von vergleichbaren Standorten (Analogiebetrachtungen) mit in die Betrachtungen zur Sickerwasserprognose einzubeziehen.

5.3.2 Rückschlüsse aus Grundwasseruntersuchungen und Beurteilung

Ein Rückschluss soll auf Untersuchungen des Grundwasserabstroms basieren, wobei die Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, die Verdünnung und das Schadstoffverhalten in der wassergesättigten Zone zu berücksichtigen sind.

Da im Rahmen der orientierenden Untersuchung der Kenntnisstand für eine Rückrechnung in den meisten Fällen hierzu nicht ausreicht, wird die Sickerwasserprognose i. d.

R. auf der Grundlage von Rückschlüssen aus Grundwasseruntersuchungen erfolgen (siehe auch Anhang 4).

Die Ergebnisse bereits durchgeführter Grundwasseruntersuchungen unter Berücksichtigung der Lage und des Ausbaus der Messstellen sind in die Beurteilung/Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser einzubeziehen.

Ergebnisbeurteilung

Es ergeben sich folgende Fallgestaltungen für die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse (Abbildung 7):

- Wird eine Überschreitung des Prüfwertes der BBodSchV anhand von Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser im Bereich eines vermuteten Schadstoffeintragsbereiches oder im Grundwasserabstrom einer Verdachtsfläche festgestellt und weist der Grundwasseranstrom geringere Konzentrationen auf, so ist eine Überschreitung des Prüfwertes am Ort der Beurteilung wahrscheinlich. Sind die Schadstoffeinträge auf die Verdachtsfläche zurückzuführen, liegt der hinreichende Verdacht einer Altlast vor. Der Sachverhalt ist nachvollziehbar darzulegen und zu begründen.
- Wenn eine Überschreitung des Prüfwertes der BBodSchV anhand von Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser im Bereich eines vermuteten Schadstoffeintragsbereiches oder im Grundwasserabstrom einer Verdachtsfläche festgestellt wird, die Höhe der Schadstoffkonzentration jedoch der Stoffkonzentration im Anstrom entspricht, besteht weiterer Aufklärungsbedarf. Dieser kann sich auf das Umfeld mit Prüfung auf weitere Verdachtsflächen beziehen (soweit solche vorliegen) oder auf die Plausibilität des konzeptionellen Standortmodells bzw. der Kontaminationshypothese.
- Liegt die Stoffkonzentration in der Grundwassermessstelle im Bereich eines vermuteten Schadstoffeintragsbereiches oder im Grundwasserabstrom einer Verdachtsfläche unterhalb des Prüfwertes, aber deutlich oberhalb der Anstromkonzentration, muss im Einzelfall abgeschätzt werden, ob der Prüfwert am Ort der Beurteilung gegenwärtig oder erwartbar⁸ überschritten wird. Neben den Stoffkonzentrationen im Grundwasser fließen u. a. hydrogeologische Kenndaten in diese Abschätzung ein. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Ausbreitung der Stoffe verzögert werden kann (Retardation) und dadurch die Belastung im Bereich der Messstelle noch nicht oder erst teilweise angekommen ist. Im Einzelfall kann also der Verdacht einer Altlast nicht ausgeschlossen werden. Für die Frage, ob Prüfwertüberschreitungen zukünftig erwartbar sind, sind i. d. R. weitere Untersuchungen (z. B. Materialuntersuchungen) notwendig.
- Liegen die Ergebnisse der Untersuchung in der Grundwassermessstelle im Bereich eines vermuteten Schadstoffeintragsbereiches oder im Grundwasserabstrom in der Höhe der Anstromkonzentration und unterhalb der Prüfwerte, ergibt sich aus der Grundwasseruntersuchung kein Hinweis auf eine derzeitige Gefährdung des Grundwassers. Um einen Gefahrenverdacht jedoch ausschließen zu

⁸ Für den unbestimmten Rechtsbegriff „erwartbar“ findet sich keine einheitliche Definition. Aus fachlicher Sicht ist hier der Zeitraum zu verstehen, für den aufgrund der zum Beurteilungszeitraum vorliegenden Ergebnisse der Sachverhaltsermittlung und der Kenntnisse über die für den Geschehensablauf maßgeblichen Kausalbeziehungen die im Einzelfall zu erwartenden Schadstoffeinträge in das Grundwasser hinreichend sicher prognostiziert werden können. Eine pauschale Angabe eines beurteilungsrelevanten Zeitraumes ist somit nicht sachgerecht.

können, ist hinreichend sicher festzustellen, dass auch sonst keine Erkenntnisse vorliegen, die auf eine Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung (derzeit und künftig) hinweisen bzw. schließen lassen. Hierzu sind i. d. R. zusätzliche Materialuntersuchungen und/oder im Einzelfall auch In-situ-Untersuchungen durchzuführen.

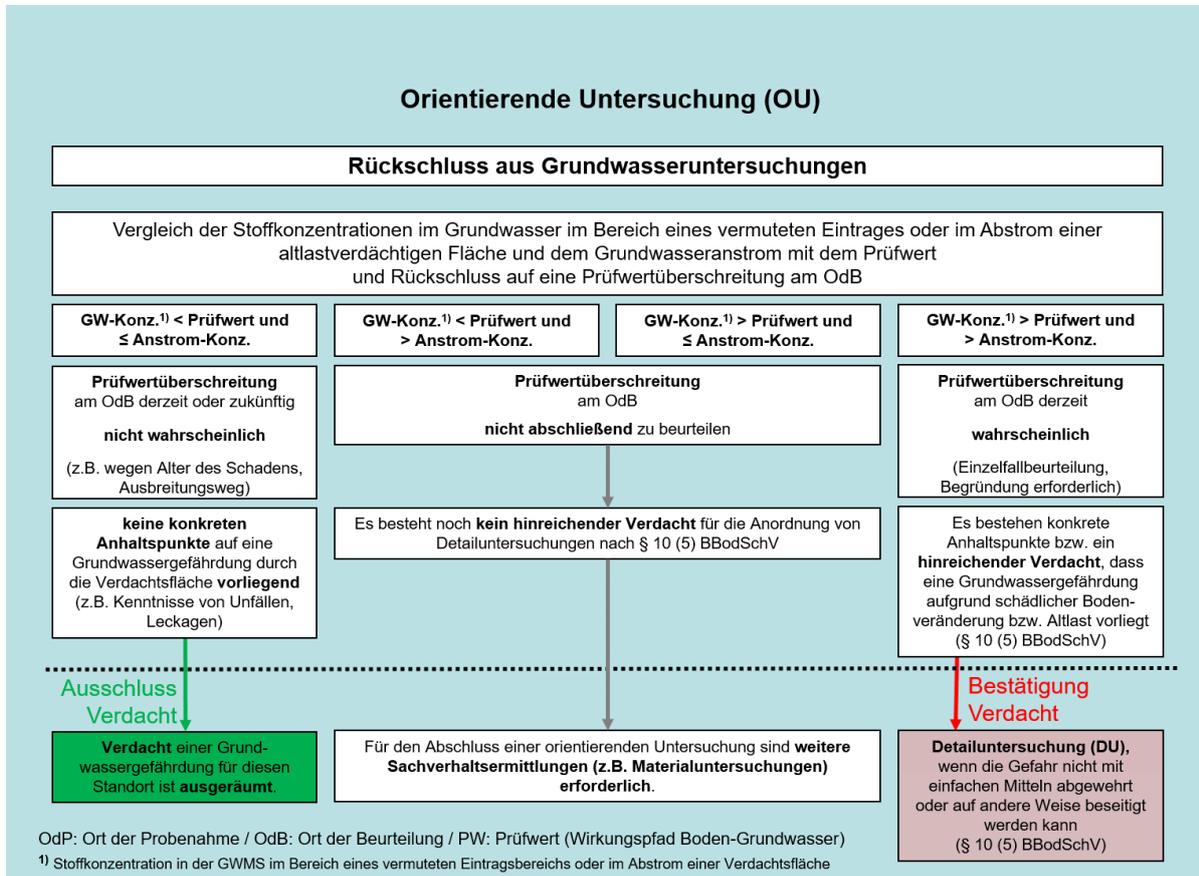


Abbildung 7: Ergebnisbeurteilung und Handlungsbedarf nach Rückschlüssen aus Grundwasseruntersuchungen

Wird anhand der Ergebnisse der Grundwasseruntersuchung der hinreichende Verdacht auf eine Grundwassergefährdung aufgrund einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast bestätigt, so kann die orientierende Untersuchung hinsichtlich der Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser abgeschlossen und eine weitergehende Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung durchgeführt werden.

5.4 Einmischung in das Grundwasser

Im Falle einer prognostizierten Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung im Sickerwasser kann nach § 12 Abs. 3 Satz 2 BBodSchV die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser berücksichtigt werden. Bewertungsrelevant ist dann nicht allein die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung, sondern auch die im Anschluss an die Sickerwasserprognose berechnete Einmischungskonzentration im obersten Meter des Grundwassers. Die Einmischungsprognose kann somit ein ergänzendes Kriterium zur Sickerwasserprognose bei der Bewertung des hinreichenden Gefahrenverdachts darstellen.

In der orientierenden Untersuchung wird eine Sickerwasserprognose i. d. R. verbalargumentativ durchgeführt und führt zu Wahrscheinlichkeitsaussagen einer Prüfwertüber- oder -unterschreitung am Ort der Beurteilung. Ein konkreter Zahlenwert für die Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung liegt i. d. R. nicht vor.

Darüber hinaus sind weitere, zur Durchführung einer Einmischungsprognose erforderlichen Parameter (z. B. hydrogeologische Kenngrößen) nicht bekannt. Die Ermittlung der benötigten Parameter ist allgemein mit einem erhöhten Untersuchungsaufwand verbunden, der den Rahmen einer orientierenden Untersuchung übersteigt. Daher ist die Durchführung einer Einmischungsprognose im Rahmen der orientierenden Untersuchung i. d. R. nicht möglich.

Sofern die notwendigen Informationen bereits in der orientierenden Untersuchung vorliegen oder auf Basis bislang vorliegender Daten und Erkenntnisse und/oder mittels Literaturwerten hinreichend konservativ abgeschätzt werden können, kann die Einmischungsprognose im Einzelfall dennoch angewendet werden.

Vereinfachend und ausschließlich zur Berechnung der Einmischungsprognose kann in der orientierenden Untersuchung im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung eine am Ort der Probennahme gemessene Eluatkonzentration der Konzentration am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden. Ergibt die anschließende Einmischungsprognose, dass der Prüfwert unterschritten wird, ist es möglich den Gefahrenverdacht für etwaige Bagatellfälle bereits in der orientierenden Untersuchung mit hinreichender Sicherheit auszuräumen.

Sollte die Anwendung eines Stofftransportmodells (z. B. ALTEX-1D) bereits in der orientierenden Untersuchung möglich sein, können die prognostizierten Zahlenwerte für die Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung als Eingangsgröße für die Einmischungsprognose herangezogen werden.

Die Vorgehensweise bei der Einmischungsprognose richtet sich nach den Vorgaben in Kapitel 6.3.3.

Beurteilung der Einmischungsprognose

Wird eine Einmischungsprognose durchgeführt, gilt der Verdacht auf das Vorliegen einer Altlast bzw. schädlichen Bodenveränderung dann als ausgeräumt, wenn die errechneten Einmischungskonzentrationen aller bewertungsrelevanten Schadstoffe die Prüfwerte für den Ort der Beurteilung nach Tabelle 2 und Tabelle 3 in Anlage 2 BBodSchV (siehe auch Anhang 7) einhalten. Überschreitet die errechnete Einmischungskonzentration für mindestens einen Schadstoff den Prüfwert, so bleibt der hinreichende Gefahrenverdacht aus der Sickerwasserprognose bestehen. In der Regel ist dann eine Detailuntersuchung durchzuführen.

6 Ablauf der weitergehenden Sickerwasserprognose in der Detailuntersuchung

Bei der Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung steht die abschließende Gefahrenbeurteilung des Schadstoffeintrages aus der wasserungesättigten Zone in das Schutzgut Grundwasser im Vordergrund.

Die Grundkonzeption und Vorgehensweise einer Sickerwasserprognose nach BBodSchV auf der Stufe der Detailuntersuchung lässt sich durch folgende Teilschritte beschreiben:

- Konzepterstellung (Kapitel 6.1)
- Durchführung der Untersuchungen (Kapitel 6.2)
- Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser (Kapitel 6.3, 6.4 sowie Anhang 2)
- Anwendung der Prüfwerte (Kapitel 6.5)

6.1 Konzepterstellung

6.1.1 Zielstellung

Die weitergehenden Untersuchungen in der Detailuntersuchung bezüglich des Wirkungspfades Boden-Grundwasser zielen ab auf eine detailliertere Standortbeschreibung in Bezug auf:

- die Schadstoffverteilung (räumliche Abgrenzung der Belastungsschwerpunkte),
- das Stoffverhalten (hier vor allem auf die Abbau- und Rückhaltewirkung) und
- das für den Standort abzuleitende Speicher- und Transportverhalten in der wasserungesättigten Zone.

Die für die quantifizierenden Abschätzungen benötigten Parameter sind repräsentativ zu erheben.

Nach § 14 Abs. 1 BBodSchV kann die Abschätzung von Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung durch folgende Verfahrensweisen erfolgen:

- Materialuntersuchungen (Kapitel 5.3.1, 6.3 und Anhang 1) in Verbindung mit einer Transportprognose
- In-Situ-Untersuchungen (Anhang 2)
- Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen (Kapitel 6.4 und Anhang 4).

Im Einzelfall kann eine Kombination verschiedener Verfahrensweisen je nach Standort- und Schadstoffsituation sinnvoll sein.

Die Erkenntnisse aus der Verfahrenskombination können einen wichtigen Beitrag zur Validierung der zugrunde gelegten konzeptionellen Modellvorstellung zu den Freisetzungs- und Transportprozessen leisten. Im Rahmen von Detailuntersuchungen kann neben analytischen Modellen (z. B. ALTEX-1D) auch der Einsatz von numerischen Stofftransportmodellen zweckmäßig sein.

Unter Berücksichtigung der standortspezifischen Randbedingungen (z. B. Versiegelung und heterogene Untergrundverhältnisse, Stoffinventar, Toxizität, Mobilität, Abbaubarkeit) sind für die einzelnen Eintragsbereiche im Belastungsschwerpunkt gesonderte schadstoffspezifische Sickerwasserprognosen vorzunehmen.

6.1.2 Plausibilitätsprüfung und Defizitanalyse

Vor der Durchführung der weitergehenden Untersuchungen zur Sickerwasserprognose werden zuerst alle bisher zum Standort verfügbaren Daten und Erkenntnisse (u. a. aus der orientierenden Untersuchung) zusammengestellt. Das aus der orientierenden Untersuchung abgeleitete konzeptionelle Standortmodell ist auf Plausibilität zu überprüfen und ggf. anhand aktueller Erkenntnisse anzupassen.

Das konzeptionelle Standortmodell ist Grundlage für die Sickerwasserprognose, insbesondere für die Auswahl der im Rahmen der Detailuntersuchung zu erhebenden Parameter und die Aufstellung des Untersuchungsprogramms.

6.1.3 Ermittlung Untersuchungsbedarf (Untersuchungskonzept)

Auf der Basis der abgeleiteten Kenntnisdefizite ist ein standortspezifisch gestuftes Untersuchungskonzept (inklusive Beprobungs- und Analysenplanung) zu erstellen.

In diesem sind die einzelnen/standortbezogenen Maßnahmen, Parameter / Messgrößen nachvollziehbar zu beschreiben und zu begründen, die für das Prozessverständnis, die Abgrenzung der Belastungsschwerpunkte sowie die Durchführung der Sickerwasserprognose notwendig sind.

Für die Abgrenzung von Belastungsschwerpunkten und insbesondere für die Abschätzung des zukünftigen Schadstoffeintrags in das Grundwasser (Konzentrationen und Frachten) sind i. d. R. Materialuntersuchungen notwendig (Anhang 1). In Bezug auf die Erarbeitung eines Untersuchungskonzepts auf der Basis des abgeleiteten konzeptionellen Modells wird auf die entsprechenden Veröffentlichungen von Bund und Ländern hingewiesen, welche z. B. über das „Informationssystem zur Qualitätssicherung bei der Altlastenbearbeitung (ISQAB)“ recherchierbar sind.

6.2 Untersuchungen und Auswertung

In Abhängigkeit der Auswahl der Untersuchungsverfahren bzw. der Verfahrenskombinationen werden zur Ermittlung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung Materialuntersuchungen (Anhang 1), Grundwasseruntersuchungen (Anhang 4) oder In-Situ-Untersuchungen (Anhang 2) durchgeführt. Inhaltliche Hinweise zur Durchführung der Untersuchungen sind in den genannten Anhängen enthalten.

Für Hinweise und Handlungsempfehlungen zur sachgerechten Durchführung von Untersuchungsmaßnahmen wird auf die Veröffentlichungen von Bund und Ländern hingewiesen (ISQAB).

Nach Abschluss der Untersuchungen an einem Standort sind im Rahmen der Auswertung alle für die weiteren Schritte der Sickerwasserprognose benötigten Daten und Informationen in der Standortbeschreibung zusammenzufassen und das konzeptionelle Standortmodell fortzuschreiben.

Ergeben sich aus den Untersuchungsergebnissen Abweichungen in Bezug auf die Annahmen zum konzeptionellen Modell (Kontaminations-/Standorthypothese) ist zu entscheiden, ob eine ausreichende Datengrundlage für die wirkungspfadbezogene Gefahrenbeurteilung vorhanden ist, oder ob ggf. ergänzende Untersuchungen erforderlich werden (siehe Abbildung 8).

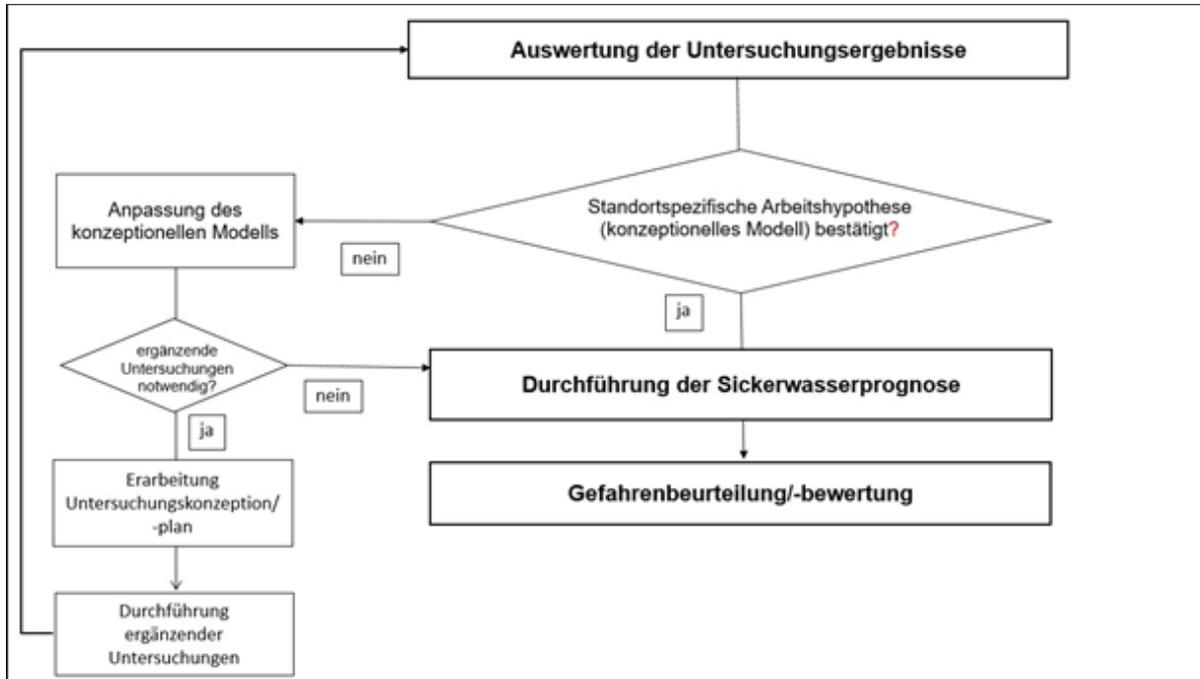


Abbildung 8: Überprüfung der Annahmen zum konzeptionellen Modell (Kontaminations-/Standorthypothese)

6.3 Abschätzung des Stoffeintrags in das Grundwasser auf Grundlage von Materialuntersuchungen

6.3.1 Beschreibung der Schadstoffquelle

Zielsetzung

Die maßgeblichen Ziele der Beschreibung von Schadstoffquellen im Rahmen der Detailuntersuchung bezogen auf den Wirkungspfad Boden-Grundwasser sind die (siehe Abbildung 9)

- Ermittlung des Schadstoffinventars und Abgrenzung der Schadstoffquelle (siehe Kapitel 6.3.1 und Anhang 8),
- Bestimmung der derzeitigen Schadstofffreisetzung (Konzentration und Fracht, siehe Kapitel 6.3.1 und Anhang 8) sowie
- Bestimmung des möglichen zukünftigen Verhaltens der Schadstofffreisetzung (siehe Kapitel 6.3.1 und Anhang 8) und
- Abschätzung der Emissionsdauer der Schadstoffquelle (siehe Anhang 8 und Abbildung 5).

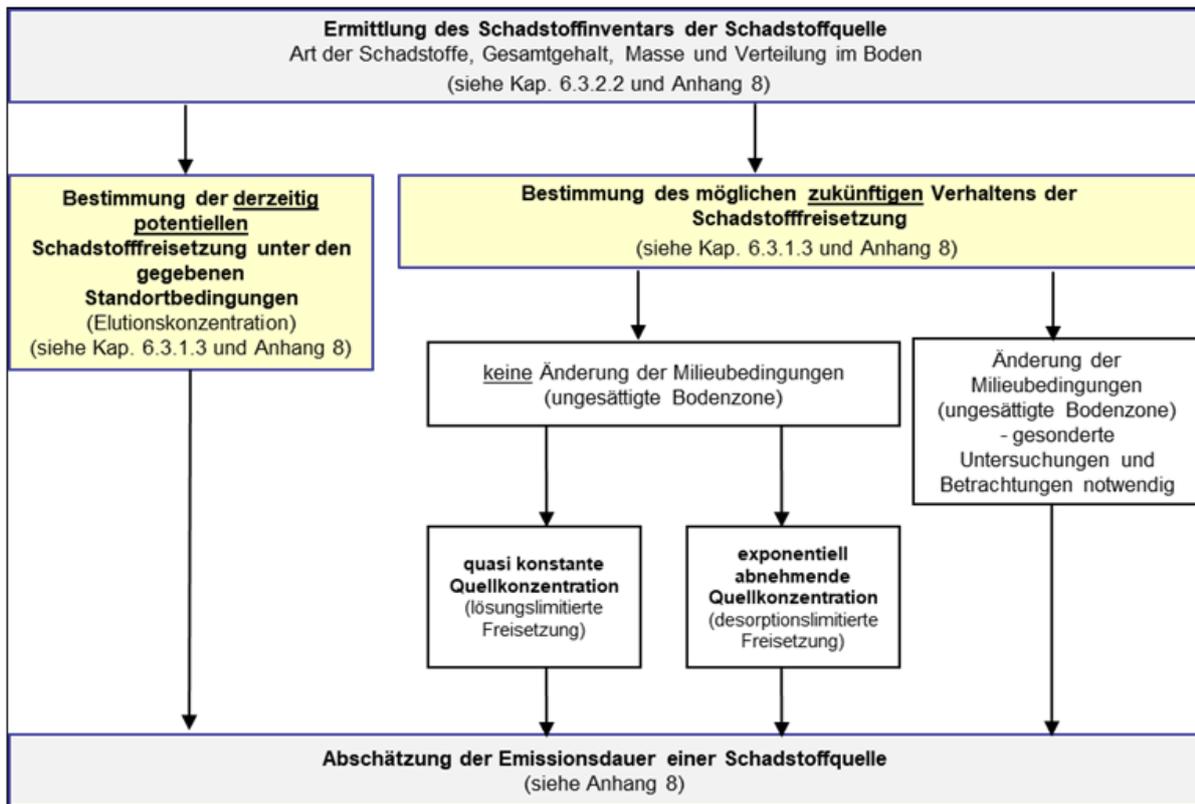


Abbildung 9: Elemente der Charakterisierung der Schadstoffquelle

Schadstoffinventar und Abgrenzung

Mit der Ermittlung des Schadstoffinventars wird die Art der Schadstoffe sowie deren Gehalt, räumliche Verteilung und Masse im Boden erfasst.

Grundlage für die Ermittlung des Schadstoffinventars bilden die Gesamtgehalte der analysierten Schadstoffe in den einzelnen untersuchten Horizonten der Bodenprofile (Verfahren siehe Anlage 3, Tabelle 4 bzw. Tabelle 5 BBodSchV). Aus den Schadstoff-Gesamtgehalten lässt sich die flächen- oder volumenbezogene Schadstoffmasse ermitteln, die in Kapitel 6.3 für die Abschätzung der mobilisierbaren Schadstoffmasse benötigt wird (Anhang 8).

Wichtig für eine sinnvolle Anwendung der verschiedenen Werkzeuge für Transportprognosen ist die Angabe einer repräsentativen Ausgangskonzentration der Schadstoffe im Sickerwasser. Diese Repräsentanz entspricht der Anforderung des § 13 (2) der BBodSchV der räumlichen Abgrenzung. Eluatkonzentrationen an mehreren Probennahmeorten können wie in Anhang 8.1.2 dargestellt zusammengefasst werden, wenn sie gemäß dem Standortmodell einer einheitlichen Eintragungshypothese zuzuordnen sind und dadurch i. d. R. in einer ähnlichen Größenordnung liegen.

Die Schadstoff-Gesamtgehalte und Eluatkonzentrationen der relevanten Schadstoffe sollten graphisch (z. B. in Karten, Profilen, Schnitten) dargestellt werden. Die Quantifizierung und die Darstellung der räumlichen Verteilung der Schadstoffe (§ 13 Abs. 1 Satz 2 BBodSchV) dienen vor allem der Abgrenzung von belasteten Bereichen (der Schadstoffquelle). Zur horizontalen und vertikalen Abgrenzung der Schadstoffquelle sind in erster Linie Überschreitungen der Prüfwerte am Ort der Probennahme bzw. ggf. die regionalen Hintergrundwerte (Eluatkonzentrationen) zu berücksichtigen.

Aus der horizontalen Ausdehnung einer Schadstoffquelle wird die Größe der Austrittsfläche (Emissionsfläche) abgeleitet (siehe auch Anhang 8). Damit kommt den Untersuchungen von Bodenproben eine besondere Bedeutung zu.

Die Parameterauswahl erfolgt standortspezifisch in Abhängigkeit von der Kontaminationshypothese und den Ergebnissen der orientierenden Untersuchung. Im Vergleich zu den anorganischen Schadstoffen können bei den organischen Schadstoffen eine viel größere Anzahl an umweltrelevanten Verbindungen im Rahmen der Sickerwasserprognose bewertungsrelevant werden.

Bei leichtflüchtigen organischen Schadstoffen können orientierend zur Abgrenzung der belasteten Bereiche (Schadstoffquelle) Bodenluftmessungen herangezogen werden.

Schadstofffreisetzung

Die Schadstofffreisetzung ist das Ergebnis der physikalisch-chemischen und biologischen Wechselwirkung zwischen der Schadstoffquelle und dem durchsickernden Wasser.

Zur Ermittlung der Schadstofffreisetzung ist die aktuelle Schadstoffkonzentration im Sickerwasser der Schadstoffquelle zu bestimmen und deren zukünftiges Verhalten (siehe Anhang 8) abzuschätzen.

Aus diesen Untersuchungen und der Berücksichtigung der durchschnittlichen Schadstoffkonzentration und der Sickerwasserrate erhält man die Quellstärke des kontaminierten Materials, d. h. die von der jeweiligen Schadstoffquelle pro Zeit- und Flächeneinheit ausgehende Schadstoffmasse (Massenstromdichte, Anhang 8). Durch Multiplikation der Quellstärke mit der Flächengröße der Schadstoffquelle errechnet sich die aus der Quelle austretende Fracht.

Derzeitige Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser der Quelle

Für die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser zum derzeitigen Zeitpunkt sind gemäß § 14 Abs. 1 BBodSchV Materialuntersuchungen durch Elution, In-Situ- Untersuchungen oder die direkte Beprobung von Sickerwasser möglich (vgl. Anhang 2).

Bei leichtflüchtigen Schadstoffen sind Elutionsuntersuchungen nicht anwendbar. Daher sind zur Abschätzung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser insbesondere die Schadstoff-Gesamtgehalte und die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften heranzuziehen. Unter Umständen können Bodenluftuntersuchungen ebenfalls verwendet werden, siehe hierzu Anhang 2. Für Schadstoffe in Phase können näherungsweise die Wasserlöslichkeiten der Einzelstoffe als Quellkonzentration verwendet werden.

Bei organischen Stoffgemischen (MKW, Teeröl-Phasen) ist die Löslichkeit in Wasser gegenüber dem Einzelstoff entsprechend dem Molanteil des jeweiligen Stoffes herabgesetzt und kann mit dem Raoult'schen Gesetz berechnet werden.

Angaben zu den Löslichkeiten der Einzelstoffe sind beispielsweise in Anhang 6 und in der Stoffdatensammlung (US EPA 2012) von ALTEX-1D enthalten. Die so ermittelten

Daten und deren sachverständige Beurteilung bilden die Eingangsdaten für die Transportprognose.

Zukünftige Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser der Schadstoffquelle

Für die Abschätzung der zukünftigen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser der Schadstoffquelle sind grundsätzlich zwei Arten des Zeitverhaltens der Freisetzung zu unterscheiden (siehe Abbildung 9 und Anhang 8):

- quasi-konstante Quellkonzentration und
- exponentiell abnehmende Quellkonzentration.

Da das Freisetzungsverhalten in der Natur sehr komplex ist und die Prozesse sich gegenseitig überlagern, kann nur abgeschätzt werden, welche Art der Freisetzung dominiert. Liegen dazu keine Erkenntnisse vor, empfiehlt es sich, sowohl die quasi-konstante als auch die exponentiell abnehmende Quellkonzentration zu betrachten (Schneider & Stöfen 2002). In vielen Fällen ist die Annahme einer konstanten Konzentration für eine Abschätzung ausreichend. Anhaltspunkte für eine exponentiell abklingende Quellkonzentration und die Größenordnung des Abklingkoeffizienten lassen sich mit Säulenversuchen ermitteln. In manchen Fällen (z. B. sehr langsame Rückdiffusion von Schadstoffen aus der Matrix) klingt die Konzentration nur extrem langsam ab und strebt asymptotisch einem sehr lange auf konstantem Niveau verharrenden Konzentrationswert (Tailing-Konzentration) zu (Förstner & Grathwohl 2003).

Zu beachten ist weiterhin, dass für die Abschätzung der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser prinzipiell auch Änderungen der Milieubedingungen (z. B. pH-Wert, Redoxpotenzial, Bildung von Lösungsvermittlern), die erwartbar eintreten können, zu berücksichtigen sind.

Üblicherweise wird davon ausgegangen, dass sich die Milieubedingungen nicht ändern. Liegen Hinweise für wesentliche Veränderungen der Milieubedingungen vor oder sind diese nicht auszuschließen, empfiehlt sich die Anwendung spezieller Untersuchungsverfahren, um die Konzentrationsentwicklung abschätzen zu können.

Für Stoffe mit hoher Flüchtigkeit (siehe auch Anhang 3) kann die diffusive Ausgasung zur Oberfläche ggf. zu einer Verkürzung der Emissionsdauer führen, dabei können zur Abschätzung die in der Literatur beschriebenen Verfahren (Lyman et al. 1990) herangezogen werden. Die Vernachlässigung der diffusiven Ausgasung zur Oberfläche stellt einen konservativen Betrachtungsansatz dar.

Mobilisierbare Stoffmassen und Emissionsdauer einer Schadstoffquelle

Die Berechnung der mobilisierbaren Schadstoffmasse und der Emissionsdauer erfolgt über die Gleichungen in Anhang 8.

Dabei kann als Worst-Case-Szenario für umweltrelevante Metalle und Halbmetalle eine mobilisierbare Masse (M_{mob}) von 100% des Schadstoff-Gesamtgehaltes (Königswasserextraktion) unterstellt werden. Realistischer ist jedoch eine Abschätzung von M_{mob} mit Hilfe von weniger starken Extraktionsmitteln (z. B. Sequenzielle Extraktion nach Zeien & Brümmner (1989)). Bei organischen Stoffen kann M_{mob} im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung mit 100% des Schadstoff-Gesamtgehaltes angesetzt werden.

6.3.2 Transportprognose

Zielsetzung

Ausgehend von der Zielsetzung der Sickerwasserprognose in der Detailuntersuchung (siehe Kapitel 2) soll die Transportbetrachtung eine quantifizierende Abschätzung liefern, wie sich die aus der Schadstoffquelle austretenden Stoffkonzentrationen und Frachten auf dem Transportweg durch die wasserungesättigte Zone zum Ort der Beurteilung verändern. Im Allgemeinen führen vor allem Rückhalte- und Abbauprozesse zu einer Minderung/Verzögerung der Schadstoffkonzentration bzw. -fracht im Sickerwasser.

Im Hinblick auf die Zielsetzung und unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Erkundungsmaßnahmen steht dabei nicht die hoch aufgelöste räumliche und zeitliche Beschreibung der Transportprozesse im Vordergrund, sondern eine integrative summarische Betrachtung im Sinne einer einfachen und mit überschaubarem Aufwand parametrisierbaren Modellvorstellung. Verschiedene Schadstofftransportmodelle können hier herangezogen werden - für die Bodenschutzbehörden wurde u. a. für eine Plausibilisierung von der LABO das eindimensionale analytische Transportmodell ALTEX-1D entwickelt.

Grundlagen des Stofftransports

Im Allgemeinen (siehe Kapitel 4.1) erfolgt die Freisetzung der Schadstoffe aus einer in der wasserungesättigten Zone liegenden Schadstoffquelle infolge des Kontaktes mit dem Sickerwasser und des anschließenden Transports der Schadstoffe mit dem Sickerwasser zum Ort der Beurteilung. Die grundsätzliche Situation kann der Abbildung 10 entnommen werden.

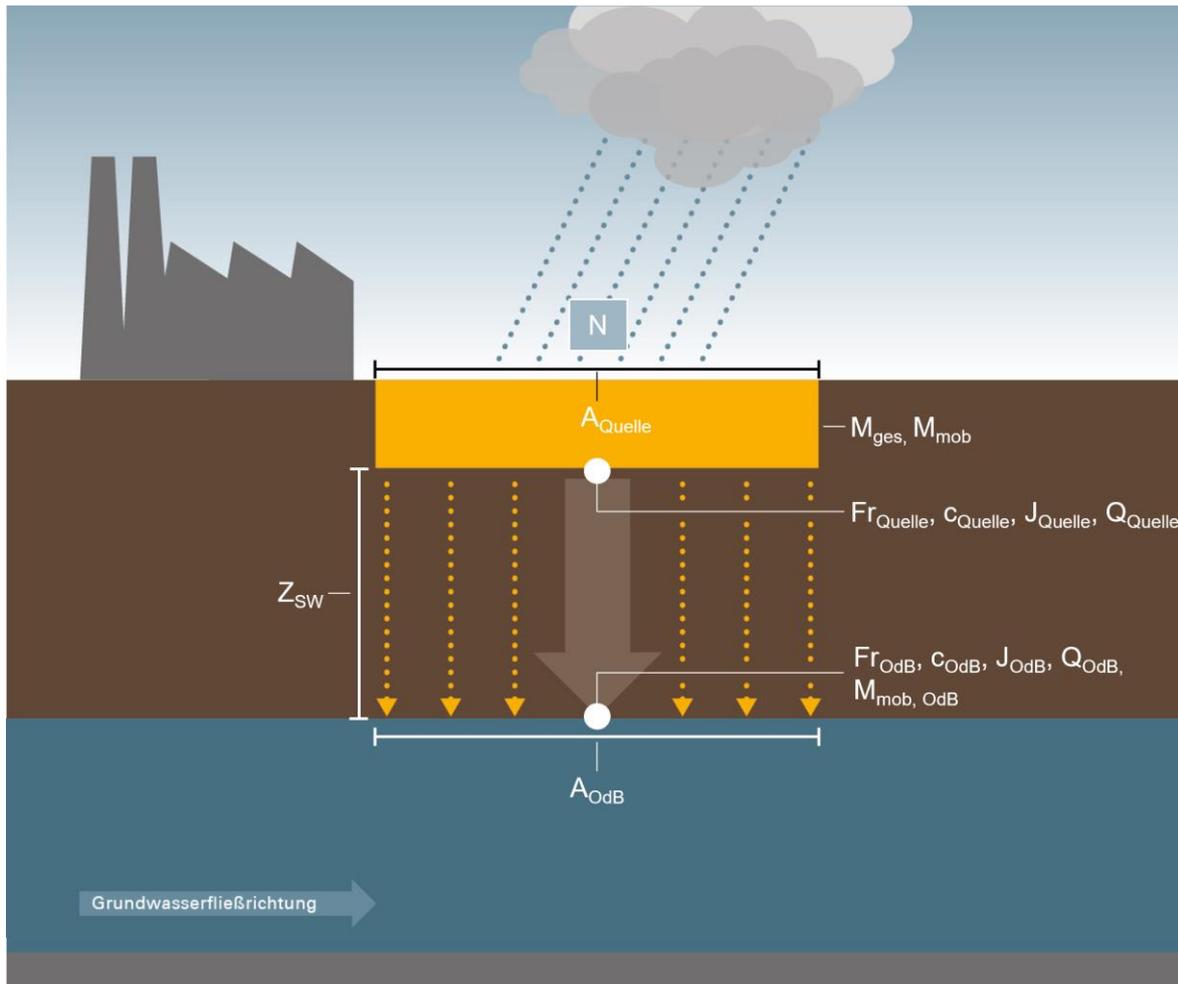


Abbildung 10: Schematische Darstellung der Transportbetrachtung. N = Niederschlag, A_{Quelle} = Austrittsfläche aus der Quelle (Emissionsfläche), A_{OdB} = Eintrittsfläche in das Grundwasser (Immissionsfläche), M_{ges} = Gesamtmasse der Schadstoffquelle, M_{mob} = mobilisierbare Schadstoffmasse, Fr_{Quelle} = aus der Quelle austretende Schadstofffracht, c_{Quelle} = aus der Quelle austretende Sickerwasserkonzentration, J_{Quelle} = Massenstromdichte der Quelle (= Quellstärke), Q_{Quelle} = aus der Quelle austretender Sickerwasserstrom, z_{SW} = Länge der Sickerstrecke, Fr_{OdB} = in das Grundwasser eintretende Schadstofffracht, c_{OdB} = in das Grundwasser eintretende Sickerwasserkonzentration, J_{OdB} = in das Grundwasser eintretende Massenstromdichte (= Emissionsstärke), Q_{OdB} = in das Grundwasser eintretender Sickerwasserstrom, $M_{\text{mob,OdB}}$ = Gesamtschadstoffmasse am Ort der Beurteilung.

Quelle Abbildung: Merkblatt 3.8/1, Stand 05/2023, Bayerisches Landesamt für Umwelt, verändert.

Die Emission bzw. Schadstofffracht Fr ist das Produkt aus dem Sickerwasserstrom Q und der Konzentration im Sickerwasser c des betrachteten Schadstoffes.

$$(1) \quad Fr = Q \cdot c$$

Der Sickerwasserstrom Q ergibt sich durch Multiplikation der Sickerwasserrate SWR mit der Austrittsfläche A_{Quelle} bzw. Eintrittsfläche A_{OdB} .

$$(2) \quad Q = SWR \cdot A_{\text{Quelle/OdB}}$$

Im Allgemeinen kann vereinfachend die Austrittsfläche A_{Quelle} mit der Eintrittsfläche A_{OdB} gleichgesetzt werden. In der Realität ist jedoch oftmals eine Aufweitung der Austrittsfläche in Richtung des Ortes der Beurteilung anzutreffen. In speziellen Einzelfällen könnte das in die Bewertung mit einbezogen werden.

Aufgabe der Transportbetrachtung im Rahmen der Detailuntersuchung ist es auch, die mögliche Minderung der Schadstofffracht Fr_{Quelle} durch Rückhalte- und Abbauprozesse auf dem Transportweg von der Unterkante der Quelle bis zum Ort der Beurteilung quantifizierend abzuschätzen. Das Ergebnis sollte in Form einer quantitativen Angabe der zeitabhängigen Fracht ($Fr_{\text{ODB}}(t)$) für den Prognosezeitraum t_p vorliegen, um eine direkte Weiterverwendung in der Gefahrenbeurteilung (Abschätzung der Auswirkungen von Sickerwassereinträgen auf das Grundwasser) zu ermöglichen.

Auf die nachfolgenden Fallkonstellationen hinsichtlich des Schadstofftransportes wird nachfolgend kurz eingegangen:

- Präferenzielle Fließwege,
- Eintrag durch nichtwässrige organische Schadstoffphasen,
- Eintrag über die Bodenluft und
- Schadstoffquelle in der wassergesättigten Zone.

Abschätzung des Sickerwasserstroms

Mit Bezug auf die in Abbildung 10 definierten Bilanzierungspunkte „Quelle“ und „Ort der Beurteilung“ ist für die Transportprognose die Abschätzung des Sickerwasserstromes Q_{SW} erforderlich. Der Sickerwasserstrom Q_{SW} ist eine Komponente des Standortwasserhaushaltes, der durch die Wasserhaushaltsgleichung definiert ist (siehe Anhang 8). Die entscheidende Größe ist die Sickerwasserrate SWR , die nach bekannten empirischen Verfahren wie der DIN 19687 bzw. nach den vom BLA-GEO vorgeschlagenen Verfahren TUB-BGR (Wessolek et al. 2004) oder anderen in den einzelnen Bundesländern gebräuchlichen Verfahren (Beims & Gutt 2002) standortbezogen ermittelt werden kann. Die zur Berechnung benötigten Parameter sind im Rahmen der Standortbeschreibung (siehe Kapitel 5.1) zu ermitteln.

Der Sickerwasserstrom Q_{SW} ergibt sich durch Multiplikation von SWR mit der Austritts- bzw. Eintrittsfläche (A_{Quelle} bzw. A_{ODB}). Wie erläutert, können vereinfachend die Flächen gleichgesetzt werden. Damit ergibt sich folgende Berechnung:

$$(3) \quad Q_{\text{SW}} = \text{SWR} \cdot A_{\text{Quelle/ODB}}$$

Für den Fall, dass v. a. Zwischenabflüsse vernachlässigt werden können, kann die Sickerwasserrate SWR mit der Grundwasserneubildungsrate GWN gleichgesetzt werden. Sind Zwischenabflüsse zu berücksichtigen, werden in Anhang 8 Hinweise gegeben. Die Gleichsetzung der SWR mit der GWN bietet einen konservativen Ansatz und führt eher zu einer Überschätzung der Sickerwasserfracht.

Bei Bodenverunreinigungen mit organischen Schadstoffphasen kann es zur Veränderung der hydraulischen Eigenschaften des Bodens kommen, was im Hinblick auf die standörtliche Sickerwasserrate ggf. zu berücksichtigen ist.

Detaillierte Angaben zur Berechnung sind in Anhang 8 gegeben.

Sickerwasserbewegung

Der Stofftransport in der wasserungesättigten Zone erfolgt im Regelfall durch die gravitativ bedingte vertikale Bewegung des Sickerwassers. Im Unterschied zur wasserungesättigten Zone, in der alle Poren mit Wasser⁹ erfüllt sind, stellt die wasserungesättigte Zone ein Dreiphasensystem¹⁰ dar, das sich aus einer festen mineralischen Phase (Boden- bzw. Gesteinsmatrix), einer flüssigen Schadstoffphase (immobiles Haftwasser und frei bewegliches Sickerwasser) und einer gasförmigen Schadstoffphase (Bodenluft inkl. gasförmige Bestandteile leichtflüchtiger Schadstoffe) zusammensetzt. Dies hat zur Folge, dass die Durchlässigkeit nicht, wie im Falle der wasserungesättigten Wasserbewegung, konstant, sondern von der variablen Wassersättigung in der Sickerstrecke abhängig ist (Amelung et al. 2018). Die Strömung in der wasserungesättigten Zone kann daher nicht wie in der wasserungesättigten Zone mit der einfachen Darcy-Gleichung beschrieben werden, sondern es wird i. d. R. die Richards-Gleichung (Busch et al. 1993) herangezogen.

In der Realität findet ein ständiger Wechsel zwischen Niederschlagsereignissen und darauffolgenden niederschlagsfreien Phasen statt, so dass sich die Sickerwasserrate und der Bodenwassergehalt, abhängig von den Witterungsbedingungen, ständig ändern (Instationarität).

Die Sickerwassergeschwindigkeit und damit die advective Transportgeschwindigkeit von Schadstoffen unterliegen daher ständigen Veränderungen. Für eine integrative Betrachtungsweise (mit zeitlicher Mittelung z. B. über ein Jahr) ist es jedoch ausreichend, von einer stationären mittleren Sickerwassergeschwindigkeit v_{sw} auszugehen. Dieser für die Sickerwasserprognose relevante Parameter v_{sw} kann in Anlehnung an DIN 19732 mit folgender Gleichung berechnet werden:

$$(4) \quad v_{sw} = SWR/\Theta_{FK}$$

Dabei ist die Sickerwasserrate SWR und der volumetrische Wassergehalt bei Feldkapazität Θ_{FK} im Rahmen der Standortbeschreibung zu ermitteln (siehe Kapitel 5.1).

Stofftransport

Für die Verlagerung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser von der Schadstoffquelle bis zum Ort der Beurteilung sind verschiedene Transportprozesse relevant:

- Advektion (Transport mit der Sickerwasserströmung),
- Dispersion (Vermischung durch unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten im Porenraum),
- Diffusion (Ausgleichsprozess durch Konzentrationsunterschiede).

Die den Transport verzögernden oder mindernden Prozesse sind:

- Sorption (Adsorptions- und Desorptionsprozesse u. a. am Korngerüst),
- Abbau/Umbau/Fixierung (biologische und chemische Prozesse),
- Verflüchtigung in die Gasphase.

Bei leichtflüchtigen Stoffen können im Sickerwasser gelöste Stoffe in die Bodenluft übergehen (Verflüchtigung). Durch diffusive Ausbreitung über die Bodenluft kann der

⁹ ausgenommen bei Anwesenheit von organischer Schadstoffphase

¹⁰ bei Anwesenheit von organischer Schadstoffphase auch mehr als drei Phasen

Schadstoff ggf. in kürzerer Zeit den Ort der Beurteilung erreichen und durch Rücklösung zu höheren Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung führen. Dies hängt insbesondere von der Abbaurate des Schadstoffes ab. Die Verflüchtigung kann ebenfalls nach dem Konzept der äquivalenten Parameter berücksichtigt werden (siehe Anhänge 2 und 3 sowie Schneider 2008; Jury et al. 1983; Jury et al. 1984)

Die genannten Transportprozesse überlagern sich. Für eine quantifizierende Betrachtung im Rahmen der Sickerwasserprognose benötigt man zu einer entsprechenden Prozessbeschreibung einen mathematischen Lösungsansatz. Hierfür kommen analytische oder numerische Lösungsansätze wie die Advektions-Dispersions-Transportgleichung (van Genuchten 1982) oder die Anwendung von Reaktormodellen (Massenbilanzmethode) in Betracht (Anhang 8). Für die im Rahmen der Sickerwasserprognose angestrebte Zielsetzung kann von vereinfachenden Modellannahmen ausgegangen werden, ohne die Qualität der Bewertung wesentlich zu verringern.

Bei dual-porösen Modellansätzen (Doppelporositätenansatz) wird der Boden als Doppelporensystem betrachtet. Neben dem Feststoff wird der Porenraum in den effektiven (= hydraulisch wirksamen) und in den hydraulisch gering wirksamen Porenraum (i. d. R. feinporige Matrix) unterteilt. Beide Porenanteile sind durch einen Stoffaustauschkoeffizienten miteinander verbunden, so dass demzufolge beide auch am Stofftransport beteiligt sind. Damit werden auch die im gering wirksamen Porenraum stattfindenden Prozesse wie Abbau sowie Fällungs- und Lösungsprozesse betrachtet. Der Doppelporositätsansatz führt im Vergleich zum Einporensystem zu realitätsnäheren Prognosen.

Die Konzentrationsminderung am Ort der Beurteilung infolge des Einmischungsprozesses des Sickerwassers in das Grundwasser am Ort der Beurteilung kann ergänzend berücksichtigt bzw. verlangt werden (gemäß § 13 Abs. 5 BBodSchV). Hinweise zur fachlichen Beurteilung der Ergebnisse der Sickerwasserprognose enthält Kapitel 6.5.

Sonderfälle bei der Transportbetrachtung

Im Kapitel 6 wurden bisher Hinweise für die Durchführung einer Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen für den in Kapitel 4.1 definierten Standardfall gegeben. Dieser berücksichtigt nach der Definition der Sickerwasserprognose in der BBodSchV nur den Stofftransport mit dem Sickerwasser in das Grundwasser. Bei einer umfassenden Betrachtung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser sind auch alle weiteren Stoffeinträge in das Grundwasser zu betrachten (siehe Kapitel 2). Hinweise hierzu werden in den folgenden Abschnitten dieses Kapitels gegeben.

Präferenzielle Fließwege

Die in Anhang 8 zur Abschätzung von Konzentrationen und Frachten herangezogene Advektions-Dispersions-Transportgleichung setzt voraus, dass Strömung und Transport in der wasserungesättigten Zone stationär und homogen¹¹ sind. Dies bedeutet, dass das gesamte im Porenraum des Bodens vorhandene Wasser an der Strömung

¹¹ Die Lösung der o.g. Transportgleichung setzt voraus, dass die Rahmenbedingungen, wie z. B. Sickerwasserrate oder Redoxpotenziale (über die Zeit) stationär und (im Raum) homogen sind. Instationäre und inhomogene Modellbetrachtungen sind ebenfalls möglich, bedürfen jedoch eines deutlich höheren Aufwandes und sind deutlich komplexer.

beteiligt ist und der Stofftransport unter Gleichgewichtseinstellung erfolgt. Diese Voraussetzung gilt nicht, wenn präferenzielle Fließwege wirksam sind oder partikulärer Stofftransport stattfindet. Dadurch können Schadstoffe deutlich schneller transportiert werden, als von der Advektions-Dispersions-Transportgleichung prognostiziert. Andererseits kann es bei vorhandenen präferenziellen Fließwegen in der Schadstoffquelle auch zu einer verringerten Freisetzung kommen, da für die relevanten Lösungsprozesse weniger Zeit zur Verfügung steht.

Eine Möglichkeit bei vorhandenen präferenziellen Fließwegen zu einer quantifizierenden Abschätzung zu kommen, ist die Anwendung von Zwei-Regionen-Modellen.

Nach dem Mobil/Immobil-Modell wird dabei zwischen einer mobilen (präferenzielle Fließwege) und einer immobilen Region (nimmt nicht am Transport teil) unterschieden, wobei ein diffusiver Austausch zwischen den beiden Regionen möglich ist.

Transport in der nichtwässrigen organischen Schadstoffphase

Neben dem Transport mit dem Sickerwasser können Schadstoffe auch als nichtwässrige organische Schadstoffphase (Non-Aqueous Phase Liquid, NAPL) in das Grundwasser eingetragen werden.

In den Boden eindringende organische Flüssigkeiten (z. B. Lösungsmittel/Mineralöle/Teeröle mit den Schadstoffen LCKW, MKW, BTEX und PAK) können sich als eigenständige Phase neben Wasser und Bodenluft im Porenraum des Untergrundes gravitativ bewegen. Entscheidende Voraussetzung hierfür ist, dass eine Mindestsättigung (relativer Volumenanteil der Schadstoffphase bezogen auf die nutzbare Porosität des Bodens), die sogenannte Residualsättigung, überschritten wird. Die zu überwindende Residualsättigung kann als spezifisches Rückhaltevermögen ausgedrückt werden und beträgt abhängig von der Art des Bodens und der Flüssigkeit 3 bis 40 L/m³ Boden bzw. Gestein. Dies entspricht Schadstoffgehalten zwischen 2.000 bis 26.000 mg/kg TM (Schwille 1984, 1993; LfUG 2004; LUA NRW 2002). Um bis zur Grundwasseroberfläche vordringen zu können, ist daher ein Mindestvolumen an Schadstoffphase erforderlich. Das Mindestvolumen lässt sich über die Eintrittsfläche A_{Quelle} , die Länge der Sickerstrecke z_{sw} und deren Rückhaltevermögen (v. a. Porenvolumen und Korngrößenverteilung) abschätzen. Abhängig von der Dichte der Schadstoffphase kann es bei entsprechender Nachlieferung für Flüssigkeiten mit höherer Dichte als Wasser (Schwerphase) zum Eindringen in die grundwassergesättigte Zone oder für Flüssigkeiten mit geringerer Dichte als Wasser (Leichtphase) zu einer Akkumulation im Bereich des Kapillarsaums kommen (sogenannte aufschwimmende Phase). Wenn ein Eintrag von Schadstoffphase ins Grundwasser nachgewiesen wird, steht der Grundwasserschaden fest.

Die im Bereich der Sickerstrecke zurückbleibende residuale Sättigung ist im Rahmen des Standardfalles als Schadstoffquelle mit quasi-konstanter Quellkonzentration (lösungslimitierte Freisetzung) zu behandeln (siehe Kapitel 6).

Die Durchlässigkeit der wasserungesättigten Zone wird durch die Anwesenheit von Schadstoffphase verringert. Dies ist bei der Charakterisierung der Transportstrecke zu berücksichtigen.

Transport über die Bodenluft

Bei Anwesenheit von leichtflüchtigen organischen Schadstoffphasen (LCKW, BTEX) in der wasserungesättigten Zone kann es zu Ausgasungen von Schadstoffen in die Bodenluft kommen. Durch Diffusion und advective Ausbreitung aufgrund von Dichteunterschieden in der Bodenluft können leichtflüchtige Stoffe bis zur Grundwasseroberfläche gelangen und durch Rücklösung in das Grundwasser eingetragen werden. Für die Berechnung des von einer Bodenluft-Kontamination ausgehenden Massenflusses in das Grundwasser können analytische Lösungen herangezogen werden (Shan & Stephens 1995; Halm & Grathwohl 2003). Voraussetzung ist die Bestimmung der Gleichgewichtskonzentration in der Bodenluft über geeignete Bodenluft-Messstellen und Beprobungsmethoden.

Schadstoffquelle in der wassergesättigten Zone

Für den Fall, dass die Schadstoffquelle in der wassergesättigten Zone liegt, entfällt die zuvor beschriebene Transportbetrachtung, da keine Transportstrecke zur Verfügung steht.

Mit Bezug auf ein gemeinsames Papier der LAWA/LABO/LAGA (LAWA et al. 1998) wird in diesem Fall als Ort der Beurteilung das im unmittelbaren Kontakt mit dem verunreinigten Boden strömende Wasser (Kontaktgrundwasser) angenommen werden. Die Schadstoffkonzentration im Kontaktgrundwasser kann durch direkte Beprobung von Grundwassermessstellen oder mittels In-Situ-Untersuchungen (direct-push-Verfahren) (siehe Anhang 2) ermittelt bzw. rechnerisch abgeschätzt werden (Förstner & Grathwohl 2003). Liegen Hinweise für eine Kontamination mit organischen Schadstoffen in Phase vor, können alternativ zu den gemessenen Schadstoffkonzentrationen vereinfachend für den Prüfwertabgleich die Sättigungskonzentrationen herangezogen werden. In diesem Fall ist von einer Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung auszugehen. Bei Beprobungen ist insbesondere durch den geeigneten Ausbau der Messstellen darauf zu achten, dass die entnommene Grundwasserprobe auch repräsentativ für das Kontaktgrundwasser ist.

Fachliche Ergebnisbeurteilung der Transportprognose in der wasserungesättigten Zone

Im Rahmen der Sickerwasserprognose sind die von einer Fläche ausgehenden oder zu erwartenden Stoffeinträge in das Grundwasser zu ermitteln (vgl. § 2 Nr. 15 BBodSchV).

Das Ergebnis der Transportbetrachtung ist eine quantifizierende Abschätzung der mittleren räumlichen und zeitlichen Entwicklung der am Ort der Beurteilung in das Grundwasser eintretenden Schadstoffkonzentrationen und -frachten.

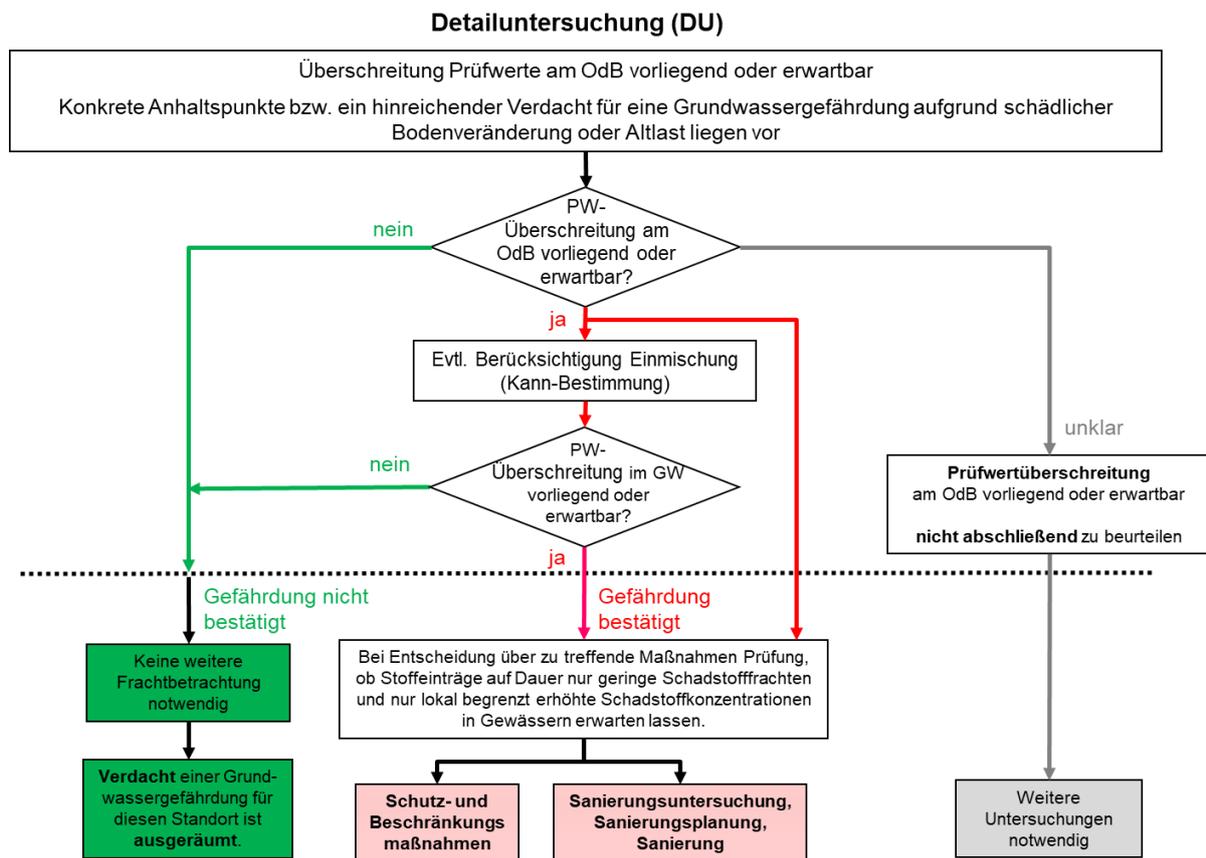
Der Abgleich mit den ermittelten oder zu erwartenden Konzentrationen ist mit den in Anlage 2 BBodSchV aufgeführten Prüfwerten vorzunehmen.

Mögliche Ergebnisse des Prüfwertabgleichs am Ort der Beurteilung

- Die maximale Schadstoffkonzentration (vorliegend oder erwartbar) liegt unterhalb des Prüfwertes: Auf eine weitere Frachtbetrachtung kann verzichtet werden. Eine Gefahr liegt nicht vor.

- Die maximale Schadstoffkonzentration (vorliegend oder erwartbar) überschreitet den Prüfwert: Eine Gefahr liegt vor. Im Rahmen der weiteren Detailuntersuchung (nicht im Rahmen der Sickerwasserprognose) ist die Auswirkung des Schadstoffeintrages im Hinblick auf den räumlichen und zeitlichen Umfang einer möglichen Grundwasserverunreinigung zu prüfen.

In Abbildung 11 sind die Schritte und Möglichkeiten der Ergebnisbeurteilung nach erfolgter Transportprognose in der Detailuntersuchung dargestellt.



OdB: Ort der Beurteilung / PW: Prüfwert

Abbildung 11: Ergebnisbeurteilung und Handlungsbedarf nach quantifizierender Abschätzung der mittleren räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen und -frachten am OdB

Werden Eingangsgrößen mit einer Wertespanne verwendet, so gilt es, diese Spannweite im Hinblick auf die mögliche Stoffentwicklung zu beurteilen und eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen.

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse bei der Sickerwasserprognose können für diejenigen Parameter, für die Wertespannen vorliegen, bei den zu verwendenden Eingangsparametern konservative Annahmen und ideale Annahmen getroffen werden, um so den möglichen Einfluss auf eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung und die Dauer der Prüfwertüberschreitung zu testen.

Es empfiehlt sich ferner ein Vergleich der Ergebnisse mit Erfahrungen aus regionalen Vergleichsfällen sowie Literaturdaten. Zudem sollte eine Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse sowie eine sachkundige Beurteilung der getroffenen Modellvereinfachungen und verwendeten Eingangsgrößen vorgenommen werden.

Mit den in Anhang 8 beschriebenen analytischen Lösungen der Transportgleichung wird der zeitliche Verlauf der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung $c_{0dB(t)}$ abgeschätzt.

6.3.3 Einmischung in das Grundwasser

Voraussetzungen für die Anwendung

In der Detailuntersuchung kann bei Vorliegen der unten aufgeführten Anwendungsvoraussetzungen die Einmischung des Sickerwassers in das Grundwasser berücksichtigt werden. Nach § 13 Abs. 5 Satz 2 BBodSchV kann die zuständige Behörde vom Pflichtigen die Erstellung einer Einmischungsprognose verlangen.

Mit der Einmischungsprognose kann, bei Überschreitung der Prüfwerte am Ort der Beurteilung, die Prognose bezüglich einer Prüfwertüberschreitung auf den obersten Meter des Grundwassers ausgeweitet werden. Bewertungsrelevant ist dann nicht allein die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung, sondern auch die errechnete Einmischungskonzentration im obersten Meter des Grundwassers.

Als zusätzliches Instrument für die Gefährdungsabschätzung eröffnet somit die Einmischungsprognose, bei Einhaltung des Prüfwertes in der Einmischungszone, eine Option zur Ausräumung des Gefahrenverdachts und damit zur Beendigung weiterer Untersuchungen.

Alle folgenden Anwendungsvoraussetzungen müssen für die Durchführung einer Einmischungsprognose (ebenfalls in der orientierenden Untersuchung, Kapitel 5.4) erfüllt sein:

- Die Schadstoffquelle befindet sich vollständig in der wasserungesättigten Zone. Es liegt kein Direktkontakt zum Grundwasser vor (z. B. kein „nasser Fuß“).
- Es handelt sich um einen Porengrundwasserleiter. Bei vergleichsweise homogenen hydraulischen Gegebenheiten und hinreichender Kenntnis des Strömungsgeschehens kann in Ausnahmefällen auch für Klufftgrundwasserleiter eine Einmischungsprognose erfolgen. Bei Karstgrundwasserleitern ist die Durchführung einer Einmischungsprognose grundsätzlich nicht geeignet.
- Die Grundwasserleiter am Standort sind quasihomogen, d. h. eine gleichmäßige Schadstoffeinmischung und -ausbreitung innerhalb des Grundwasserleiters ist zu erwarten.
- Die Eigenschaften des Grundwasserleiters (insbesondere Grundwasserströmungsgeschwindigkeit v_f) am Standort sind hinreichend bekannt. Sind noch keine Informationen über die hydrogeologischen Gegebenheiten durch direkte Messungen vorhanden, müssen sie mit hinreichender Genauigkeit über Untersuchungen vor Ort oder ggf. aufgrund vorhandener Erfahrungen, belastbarer Abschätzungen oder vorliegender Literaturquellen ermittelt werden. Es ist nur ein Grundwasserleiter betroffen.

Fachliche Herleitung

Die Einmischungsprognose basiert im Grunde auf einer Betrachtung von Schadstofffrachten (Abbildung 12). Dabei wird neben der mit dem Sickerwasser in das Grundwasser eingetragenen Schadstofffracht (Gleichung 5a und 5b) auch die ggf. bereits im Grundwasser vorliegende Anstrombelastung berücksichtigt (Gleichung 6).

$$(5a) \quad Fr_{\text{OdB}} = c_{\text{OdB}} \cdot Q_{\text{OdB}} \quad \text{bzw.} \quad (5b) \quad Fr_{\text{OdB}} = c_{\text{OdB}} \cdot \text{SWR} \cdot A_{\text{Quelle}}$$

$$(6) \quad Fr_{\text{An}} = c_{\text{An}} \cdot Q_{\text{An}}$$

mit:

Fr_{OdB} : Schadstofffracht im Sickerwasser am Ort der Beurteilung [g/a]

c_{OdB} : flächenrepräsentative Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung [g/m³]

Q_{OdB} : Sickerwasservolumenstrom [m³/a]

SWR: Sickerwasserrate [m/a]

A_{Quelle} : Austrittsfläche der Schadstoffquelle [m²]

Fr_{An} : Schadstofffracht im Grundwasseranstrom [g/a]

c_{An} : repräsentative Grundwasserkonzentration im Anstrom [g/m³]

Q_{An} : Grundwasservolumenstrom im Anstrom [m³/a]

Über die Einmischungsprognose wird die sich in einer hypothetischen Einmischungszone einstellende Schadstoffkonzentration (c_{mix}) berechnet. Nach § 14 Abs. 5 BBodSchV wird dafür per Konvention eine pauschale Einmischungstiefe von einem Meter unterhalb der Grundwasseroberfläche angenommen. Bei Grundwasserleitern mit einer Grundwassermächtigkeit kleiner als ein Meter kann die tatsächliche Grundwassermächtigkeit herangezogen werden. Es handelt sich bei der Einmischungsprognose nicht um eine Vorschrift zur Messung im oberen Meter des Grundwasserleiters, sondern ausschließlich um eine einfache rechnerische Abschätzung, ob unter den vorliegenden, bzw. hinreichend konservativ abgeschätzten Bedingungen, die eingetragene Schadstofffracht zu einer Überschreitung des entsprechenden Prüfwertes im Grundwasser führen kann.

Die Länge der hypothetischen Einmischungszone definiert sich über die Länge der Schadstoffquelle in Grundwasserströmungsrichtung auf der Prüfwertüberschreitungen im Sickerwasser festgestellt oder abgeschätzt werden (§ 14 Abs. 5 BBodSchV). Die Breite der Einmischungszone hat keinen Einfluss auf die Berechnung der Einmischungskonzentration, da sie für alle betrachteten Stoffflüsse identisch ist.

Die Schadstofffracht, welche die hypothetische Einmischungszone wieder verlässt (Fr_{mix}), entspricht bei angenommenen stationären Strömungsbedingungen der Summe aus Fr_{SW} und Fr_{An} . Unter der vereinfachenden Annahme, dass die in die hypothetische Einmischungszone eingetragenen Schadstofffrachten aus dem Sickerwasser (Fr_{OdB}) und dem zuströmenden Grundwasser (Fr_{An}) innerhalb dieser Einmischungszone wie in einem Rührkessel vollständig durchmischt werden („Rührkesselmodell“), lässt sich die hypothetisch in der Einmischungszone resultierende Schadstoffkonzentration (Einmischungskonzentration c_{mix}) rechnerisch über folgende Gleichung 7 (Zeddel et al. 2016) ermitteln:

$$(7) \quad c_{\text{mix}} = \frac{c_{\text{OdB}} \cdot \text{SWR} \cdot L_Q + c_{\text{An}} \cdot v_f \cdot d_{\text{mix}}}{\text{SWR} \cdot L_Q + v_f \cdot d_{\text{mix}}}$$

mit:

c_{mix} : Einmischungskonzentration [g/m^3]¹² oder [g/L]

c_{odB} : flächenrepräsentative Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung [g/m^3] oder [g/L]

c_{AN} : Grundwasserkonzentration im Anstrom (Anstromkonzentration) [g/m^3] oder [g/L]

SWR: Sickerwasserrate [m/a]

v_f : Grundwasserströmungsgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit) [m/a]

L_Q : Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung in Grundwasserströmungsrichtung [m]

d_{mix} : Tiefe der Einmischungszone [m], per Konvention festgesetzt auf 1 m.

Liegt im Grundwasseranstrom keine Vorbelastung mit den betrachteten Schadstoffen vor oder soll die Anstrombelastung nicht berücksichtigt werden, lässt sich Gleichung (7) zu Gleichung (8) vereinfachen:

$$(8) \quad c_{\text{mix}} = \frac{c_{\text{odB}} \cdot \text{SWR} \cdot L_Q}{\text{SWR} \cdot L_Q + v_f \cdot d_{\text{mix}}}$$

Als Verdünnungsfaktor (VF) ist in ALTEX-1D das Verhältnis der Konzentration am Ort der Beurteilung zur Einmischungskonzentration (Gleichung 9) definiert und charakterisiert bei einer Einmischungstiefe von einem Meter den Faktor der resultierenden Konzentrationsminderung durch Verdünnung beim Einmischungsvorgang an einer Schadstoffquelle.

$$(9) \quad \text{VF} = \frac{c_{\text{odB}}}{c_{\text{mix}}}$$

¹² Einheit basiert auf der Herleitung mit Gleichungen 5 und 6. Das Einsetzen jeglicher Konzentrationseinheit ist möglich, sofern die Einheiten von c_{odB} und c_{AN} identisch sind.

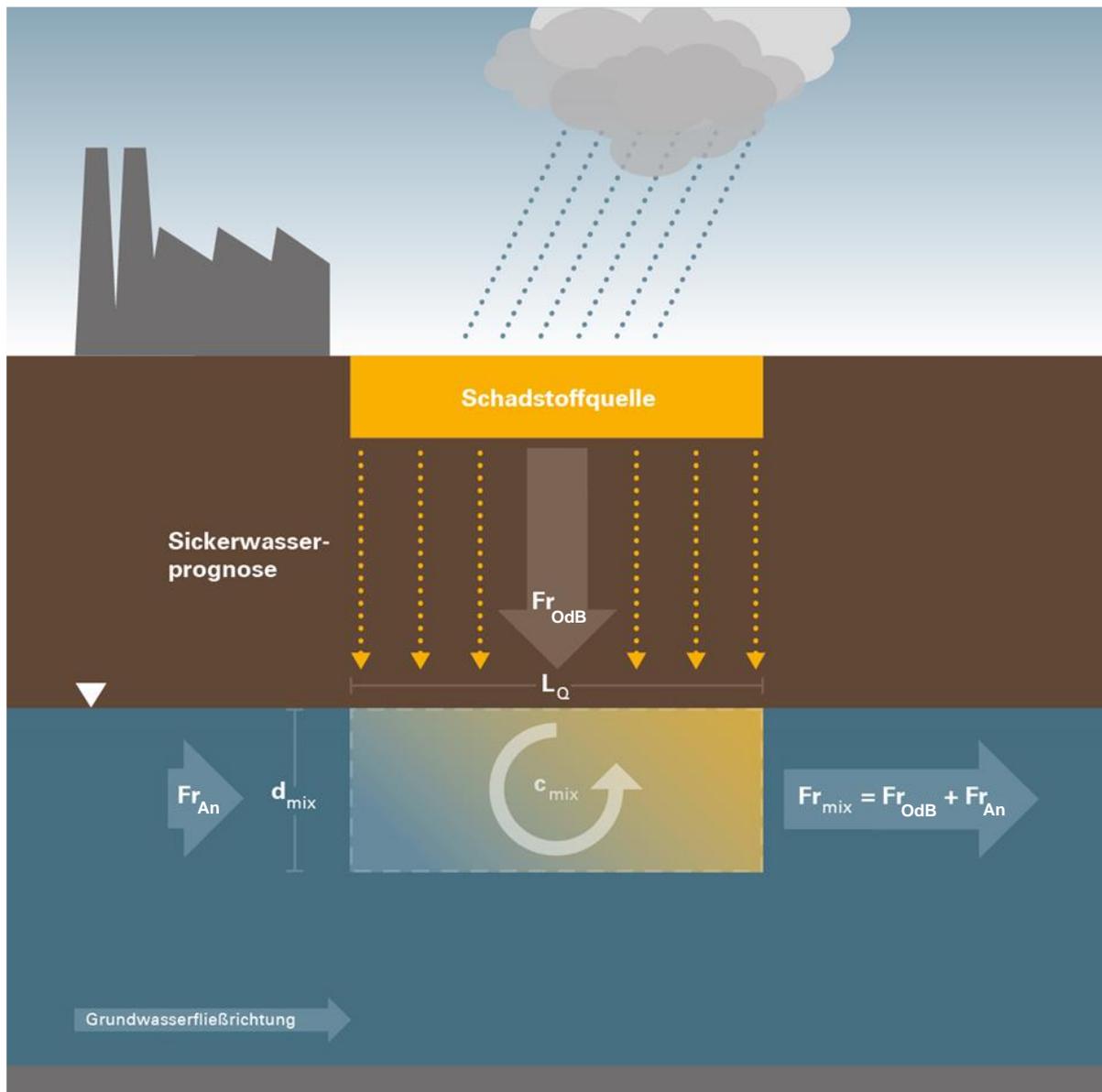


Abbildung 12: Modellhafte Darstellung der Einmischungsprognose nach dem „Rührkesselmodell“ zur Berechnung der theoretischen Einmischungskonzentration eines Schadstoffs (c_{mix}) im obersten Meter des Grundwassers, mit Fr_{OdB} = Schadstofffracht im Sickerwasser, Fr_{An} = Schadstofffracht im anströmenden Grundwasser (Anstrombelastung), Fr_{mix} = abströmende Schadstofffracht nach Schadstoffeinmischung in das Grundwasser, L_Q = Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung in Grundwasserfließrichtung, d_{mix} = Einmischungstiefe (per Konvention festgesetzt auf 1 m). Die Berechnung der Einmischungskonzentration (c_{mix}) richtet sich nach den in Kapitel 6.3.3.2 aufgeführten Gleichungen.

Quelle Abbildung: Merkblatt 3.8/1, Stand 05/2023, Bayerisches Landesamt für Umwelt, verändert.

Anwendung und Beurteilung

Für die Berechnung der Einmischungskonzentration im obersten Meter des Grundwasserleiters unterhalb einer Schadstoffquelle sind die folgenden Parameter erforderlich:

- flächenrepräsentative Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung (abgeleitete bzw. berechnete Konzentrationen aus der Sickerwasserprognose, c_{OdB})
- ggf. Konzentrationen der relevanten Schadstoffparameter im unmittelbaren Anstrom (c_{An})

- Sickerwasserrate am Standort (SWR)
- Grundwasserströmungsgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit, v_f)
- Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung in Grundwasserströmungsrichtung (L_Q).

Es ist anzuraten, die Einmischungsprognose mit unterschiedlichen Schwankungsbreiten der jeweiligen Eingabeparameter durchzuführen, damit ein hinreichend konservatives Ergebnis der Einmischungskonzentration erhalten werden kann. Die Genauigkeit der erhobenen Daten und die Ergebnisse der Berechnungen sind bzgl. ihrer Unsicherheiten immer gutachterlich zu beurteilen.

Zur Herleitung einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung muss zunächst der Bereich der Verdachtsfläche festgelegt werden, in dem gemäß Sickerwasserprognose grundsätzlich eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung zu erwarten ist. Ein beispielhaftes Vorgehen zur Ableitung einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung und der Länge einer Schadstoffquelle in Grundwasserströmungsrichtung ist Anhang 5 zu entnehmen.

Sind die Anwendungsvoraussetzungen erfüllt und alle notwendigen Parameter bekannt oder mit hinreichender Genauigkeit abgeschätzt, erfolgt die Berechnung der Einmischungskonzentration nach den Gleichungen 7 oder 8.

Beurteilung der Einmischungsprognose

Wird eine Einmischungsprognose durchgeführt, gilt der Gefahrenverdacht dann als ausgeräumt, wenn die errechneten Einmischungskonzentrationen aller bewertungsrelevanten Schadstoffe die Prüfwerte am Ort der Beurteilung nach Tabelle 2 und Tabelle 3 in Anlage 2 BBodSchV einhalten (siehe auch Anhang 7). Wird der Prüfwert in der Einmischungszone überschritten, dann wird der Gefahrenverdacht aus der Sickerwasserprognose abschließend bestätigt und die Gefahr festgestellt.

6.4 Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen und Ergebnisbeurteilung

6.4.1 Voraussetzungen

Laut § 14 Abs. 1, Nr. 2 BBodSchV kann die Sickerwasserprognose auch durch Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung der Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, der Verdünnung, des Schadstoffverhaltens in der wasserungesättigten und der wassergesättigten Zone sowie des Schadstoffinventars vorgenommen werden.

In der Phase der Detailuntersuchung können Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen auch für eine Plausibilitätsprüfung der im Rahmen der Transportbetrachtung abgeschätzten Konzentrationen und Frachten herangezogen werden. Dies ist allerdings nur für den gegenwärtigen Zustand des Grundwassers möglich. Voraussetzung für die Anwendung der Rückrechnung ist eine zeitlich und räumlich repräsentative Probennahme des Grundwasseranstroms und -abstroms.

In Bezug auf die Untersuchung von Altablagerungen (z. B. sog. Bürgermeisterkippen und Auffüllungen) ist die Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser in der

Detailuntersuchung i. d. R. nur durch Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen sinnvoll. Dies begründet sich durch die Heterogenität des Ablagerungsmaterials (außer bei nachgewiesenen Monodeponien). Dies gilt auch für Altstandorte mit inhomogener Schadstoffverteilung. Bei Altstandorten kann die Rückrechnung auch zur Plausibilitätsprüfung der Transportprognose genutzt werden.

Soll eine Rückrechnung auf die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung durchgeführt werden, ist zunächst zu prüfen, ob die gewählte/n Grundwassermessstelle/n und Probennahme/n repräsentativ den direkten Abstrom der zu beurteilenden kontaminierten Fläche erfasst/en.

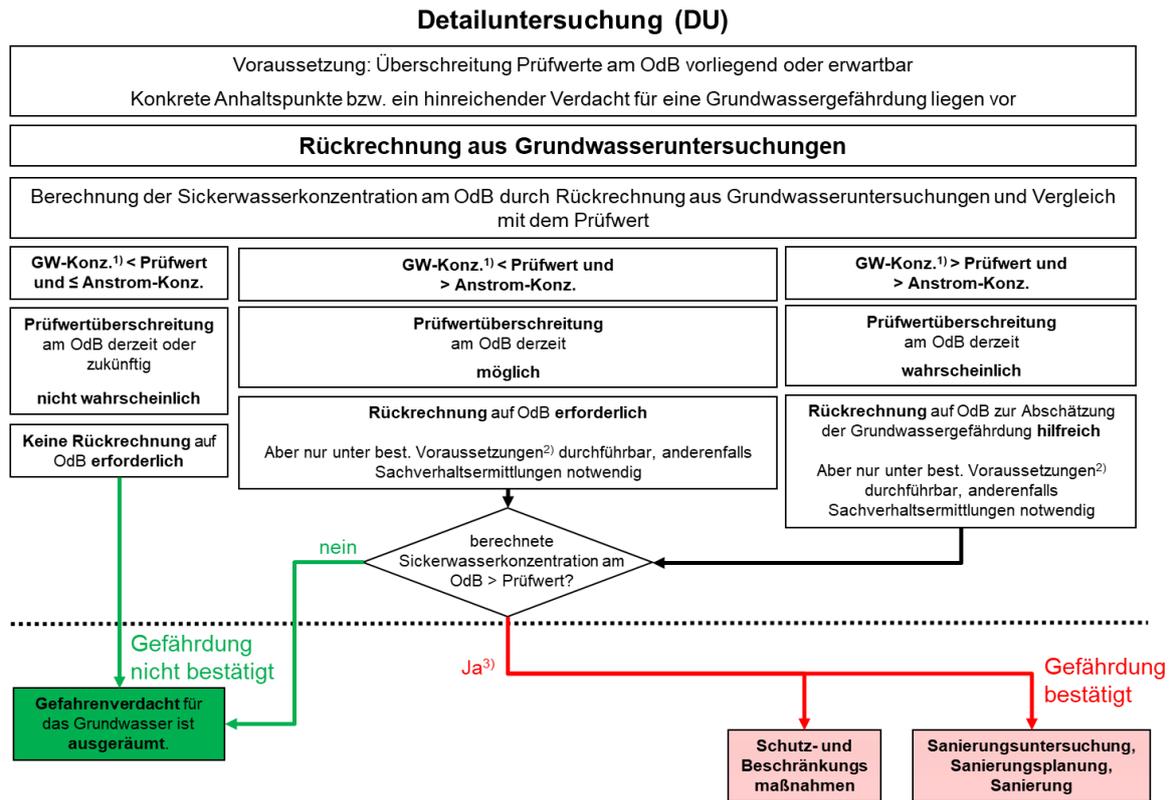
Für die Sicherstellung der Eignung und Repräsentativität sind Anzahl, Lage und Ausbau vorhandener Messstellen zu überprüfen und bei der Neuerrichtung von Messstellen zu beachten. Durch die Positionierung der Grundwassermessstellen sollte eine eindeutige Zuordnung zur potenziellen Kontaminationsverdachtsfläche/Altablagerung möglich sein.

Bei voll verfilterten Messstellen in sehr mächtigen Grundwasserleitern oder bei sehr großen Flächen kann die Verdünnung so groß werden, dass im Abstrom nur sehr kleine Konzentrationen oder keine signifikanten Unterschiede zum Grundwasseranstrom gemessen werden. Eine Rückrechnung auf den Ort der Beurteilung ist in diesen Fällen nicht möglich.

Die Berechnungen dürfen sich nur auf die kontaminierte Fläche beziehen, aus der Sickerwasser entstehen kann. Nur wenn sicher ist, dass die Schadstoffe ausschließlich mit dem Sickerwasser, durch Bodenluft oder Phase aus der wasserungesättigten Zone in das Grundwasser eingetragen werden, kann mit den Ergebnissen der Grundwasseruntersuchung eine Abschätzung (Rückrechnung) der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung erfolgen.

Anhand der Ergebnisse von sachgerecht durchgeführten Untersuchungen durch Vergleich der Konzentrationen im Grundwasseran- und -abstrom unter Berücksichtigung der Verdünnung wird abgeschätzt, ob aus der zu beurteilenden Fläche zum gegenwärtigen Zeitpunkt ein erheblicher Stoffeintrag in das Grundwasser stattfindet oder (hinreichend sicher) ausgeschlossen werden kann (Abbildung 13)

Die zukünftige Eintragsentwicklung kann auf diese Weise nicht abgeschätzt werden und ist gesondert zu betrachten.



OdB: Ort der Beurteilung / PW: Prüfwert (Wirkungspfad Boden-Grundwasser)

¹⁾ Stoffkonzentration in der GWMS im Bereich eines vermuteten Eintragsbereichs oder im Abstrom einer Verdachtsfläche

²⁾ Schadstoffquelle nur in ungesättigter Zone, Stoffeintrag nur durch Sickerwasser, Ermittlung von GWN-Rate möglich, geringe Verdünnung durch unbelastetes Grundwasser

³⁾ Einmischung in das Grundwasser kann berücksichtigt werden (Kap. 6.3.3), sofern GW-Konz.¹⁾ < Prüfwert und > Anstrom-Konz.

Abbildung 13: Fallgestaltungen in Bezug auf das Konzentrationsniveau bei der Rückrechnung

Die aus den Ergebnissen von Grundwasseruntersuchungen zurückgerechnete Konzentration des Sickerwassers am Ort der Beurteilung liegt i. d. R. - bedingt durch Verdünnung, Retardation, Stoffabbau, Metabolisierung etc. zwischen Eintragsort und Abstrommessstelle – unter dem tatsächlichen Stoffeintrag.

6.4.2 Berechnung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung durch Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen

Der Grundwasservolumenstrom im Anstrom einer belasteten Fläche Q_{An} berechnet sich aus der Querschnittsfläche A des Grundwasserleiters [m^2], dem hydraulischen Gradienten i und dem K_f -Wert des Grundwasserleiters [m/s] nach der Gleichung

$$(10) \quad Q_{An} = K_f \cdot i \cdot A \quad [m^3/s]$$

Der Grundwasserabstrom Q_{Ab} ist die Summe aus dem Grundwasseranstrom Q_{An} und dem Sickerwasservolumenstrom Q_{SW} :

$$(11) \quad Q_{Ab} = Q_{An} + Q_{SW} \quad [m^3/s]$$

Die mitgeführte Stofffracht Fr_{An} bzw. Fr_{Ab} wird aus der Konzentration des Stoffes im Grundwasseran- und -abstrom (C_{An}/C_{Ab}) und dem Volumenstrom Q ermittelt:

$$(12) \quad Fr_{An} = Q_{An} \cdot C_{An} \quad [mg/s] \quad \text{und} \quad Fr_{Ab} = Q_{Ab} \cdot C_{Ab} \quad [mg/s]$$

Die Stofffracht im Abstrom Fr_{Ab} ist die Summe der Stofffracht im Anstrom Fr_{An} und der des Sickerwassers Fr_{SW}

$$(13) \quad Fr_{Ab} = Fr_{An} + Fr_{SW} \text{ [mg/s]}$$

Der durch das Sickerwasser aus der altlastenverdächtigen Fläche/Altlast eingetragene Anteil der Stofffracht ist also

$$(14) \quad Fr_{SW} = Fr_{Ab} - Fr_{An} \text{ [mg/s]}$$

Die Stoffkonzentration des Sickerwassers errechnet sich nach der Beziehung

$$(15) \quad c = c_{0dB} = Fr_{SW}/Q_{SW} \text{ [mg/m}^3\text{] bzw. [\mu g/L]}$$

6.5 Anwendung der Prüfwerte

Die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser sind in der Anlage 2 der BBodSchV in den Tabellen 1 - 3 enthalten (siehe auch Anhang 7).

Die Tabelle 1 der Anlage 2 der BBodSchV enthält die Prüfwerte für anorganische Stoffe bezogen auf den Ort der Probennahme, die Tabelle 2 die Prüfwerte für anorganische Stoffe bezogen auf den Ort der Beurteilung¹³.

Die Prüfwerte für organische Stoffe am Ort der Probennahme sind in Tabelle 3 enthalten und gelten gleichermaßen für den Ort der Beurteilung.

Die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser am Ort der Beurteilung wurden im Einklang mit den Anwendungsgrundsätzen für die LAWA Geringsfügigkeitsschwellen (LAWA 2016) neu abgeleitet. Die Ableitungssystematik der Prüfwerte am Ort der Beurteilung ist in der Begründung zur BBodSchV dargestellt und ist bei der Bewertung im Einzelfall zu berücksichtigen.

Wenn am Ort der Beurteilung keine Prüfwertüberschreitung zu erwarten ist, dann liegt bezogen auf den Wirkungspfad Boden-Grundwasser keine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vor. Bei einer Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung kann ergänzend geprüft werden, inwieweit die Schadstoffeinträge zu einer Überschreitung der Prüfwerte in der Einmischungszone führen (siehe Einmischungsprognose Kapitel 6.3.3)

Nach § 15 Abs. 3 Satz 1 BBodSchV sind zudem die Ergebnisse der Detailuntersuchung „unter Beachtung der Umstände des Einzelfalls daraufhin zu bewerten, inwieweit Sanierungs-, Schutz- oder Beschränkungsmaßnahmen im Sinne des § 2 Abs. 7 und 8 des Bundes-Bodenschutzgesetzes erforderlich sind“. Bereits in diesem Schritt können Maßnahmen erforderlich sein, wenn die Konzentration eines Schadstoffes geringfügig oberhalb des jeweiligen Prüfwertes liegt und im Einzelfall alle bei der Ableitung eines Prüfwertes angenommenen ungünstigen Umstände zusammenkommen.

Die abschließende fachliche Beurteilung und rechtliche Bewertung der gewonnenen Informationen im Hinblick auf die mit Schadstoffeinträgen verbundenen Gefahren für

¹³ Für sieben Elemente unterscheiden sich die Konzentrationen dieser beiden Tabellen. Grund dafür ist u.a., dass das natürlicherweise in unbelasteten Böden Deutschlands anzutreffende Konzentrationsniveau für diese Stoffe in den Eluaten deutlich oberhalb des Wertenniveaus der Prüfwerte nach Tabelle 2 Anlage 2 BBodSchV liegt. Erst Konzentrationen, die die nach TOC-Gehalten differenzierten Hintergrundwerte für anorganische Stoffe im wässrigen Eluat deutlich überschreiten, können einen Gefahrenverdacht anzeigen.

das Grundwasser und ggf. notwendige Maßnahmen nach § 2 Abs. 7 und 8 BBodSchG sind nicht mehr Gegenstand der Sickerwasserprognose, sondern erfolgten in einem anschließenden Schritt auch unter Berücksichtigung von Verhältnismäßigkeitskriterien¹⁴ (§ 15 Abs. 8 BBodSchV). Sie ist demzufolge auch nicht Gegenstand dieser Arbeitshilfe.

¹⁴ (Literatur z. B. LAWA & LABO 2006)
LABO (2024)

Literaturverzeichnis

Amelung, W.; Blume, H.-P.; Fleige, H.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R.; Stahr, K.; Wilke, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 17. überarbeitete und ergänzte Auflage, Springer Spektrum, Berlin, 749 S.

BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 25.02.2021 (BGBl. I S. 306) geändert worden ist.

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

BBodSchV a. F. (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554).

Beims, U.; Gutt, B. (2002): Entwicklung eines rationellen Verfahrens zur Bewertung von Bodenkontaminationen und deren Exposition (EXPOSI), Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben.

Busch, K.-F.; Luckner, L.; Tiemer, K. (1993): Lehrbuch der Hydrogeologie Band 3, Geohydraulik, 3. neubearb. Aufl. Borntraeger, Berlin, 497 S.

DIN 19687:2011-08: Bodenbeschaffenheit - Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden.

DIN 19732:2011-10: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbiebaren Stoffen.

Förstner, U.; Grathwohl, P. (2003): Ingenieurgeochemie, Natürlicher Abbau und Rückhalt, Stabilisierung von Massenabfällen, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, s.l. VDI-Buch, 392 S.

Halm, D.; Grathwohl, P. [Hrsg.] (2003): Guideline for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites (GRACOS), Recommendations for the assessment of a potential risk of groundwater pollution originating from a soil contamination in the unsaturated zone.

Jury, W. A.; Farmer, W. J.; Spencer, W. F. (1984): Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity, Journal of Environmental Quality, 13, 4, S. 567–572.

Jury, W. A.; Spencer, W. F.; Farmer, W. J. (1983): Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: I. Model Description, Journal of Environmental Quality, 12, 4, S. 558–564.

LABO, Bund-/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Altlastenausschuss, Unterausschuss Sickerwasserprognose [Hrsg.] (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen.

LABO, Bund-/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Altlastenausschuss, Unterausschuss Sickerwasserprognose [Hrsg.] (2008): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen.

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.] (2016): Ableitung von geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, Aktualisierte und überarbeitete Fassung.

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; LABO, Bund-/LänderArbeitsgemeinschaft Bodenschutz [Hrsg.] (2006): Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen.

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; LABO, Bund-/LänderArbeitsgemeinschaft Bodenschutz; LAGA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall [Hrsg.] (1998): Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für das Grundwasser.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.]: ISQAB, Das Informationssystem zur Qualitätssicherung bei der Altlastenbearbeitung, <https://isqab.lbeg.de/>.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.] (2020): ALTEX-1D, Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS-EXCEL, Version 3.4.5.

LfUG, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2004): Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung - Musterleistungsbeschreibung.

LUA NRW, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] (2002): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 17, Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung „Boden-Grundwasser“.

Lyman, W. J.; Reehl, W. F.; Rosenblatt, D. H. (1990): Handbook of chemical property estimation methods, Washington, DC (USA); American Chemical Society.

Mantelverordnung (2021): Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung vom 09.07.2021 (Bundesgesetzblatt Jahrgang 2021 Teil I Nr. 43, ausgegeben am 16.07.2021, Seite 2598).

Schneider, W. (2008): Erweiterung des Modells „ALTEX-1D“ für Sickerwasserprognosen für flüchtige Schadstoffe im geschichteten Bodenprofil, Altlasten Spektrum, 5, S. 206–213.

Schneider, W.; Stöfen, H. (2002): Relevanz des Quellterms bei der Sickerwasserprognose, Bodenschutz, 4.

Schwille, F. (1984): Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in porösen und klüftigen Medien, In: Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz [Hrsg.]: Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch (46).

Schwille, F. (1993): Das Rückhaltevermögen poröser Medien für Mineralölprodukte, In: DECHEMA e.V. [Hrsg.]: Resümee und Beiträge des 10. DECHEMA-Fachgesprächs Umweltschutz.

Shan, C.; Stephens, D. B. (1995): An analytical solution for vertical transport of volatile chemicals in the vadose zone, *Journal of Contaminant Hydrology*, 18, 4, S. 259–277.

US EPA, United States Environmental Protection Agency [Hrsg.] (2012): Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows.

van Genuchten, M. T. (1982): Analytical Solutions of the One-dimensional Convective-dispersive Solute Transport Equation, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Washington DC, Tech. Bulletin 1661.

Wessolek, G.; Duijnesveld, W.; Trinks, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: Das TUB-BGR-Verfahren, Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten, *Forum für Hydrogeologie und Wasserbewirtschaftung*, 5.

Zeddel, A.; Quadflieg, A.; Utermann, J.; Wilhelm, F. (2016): Grundsätze für die Anwendung der aktualisierten Geringfügigkeitsschwellen der LAWA von 2015 in der Altlastenbearbeitung, *Altlasten Spektrum*, 2.

Zeien, H.; Brümmer, G. W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden, *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen*, 59, 1, S. 505–510.

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Langname
a. F.	Alte Fassung
ALA	Altlastenausschuss
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
DU	Detailuntersuchung
GWN	Grundwasserneubildungsrate
ISQAB	Informationssystem zur Qualitätssicherung bei der Altlastenbearbeitung
LABO	Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LNAPL	light non aqueous phase liquid, leichte nichtwässrige organische Phase
NAPL	Non-Aqueous Phase Liquid, nichtwässrige organische Phase
OdB	Ort der Beurteilung
OdP	Ort der Probennahme
OU	Orientierende Untersuchung
PW	Prüfwert
SGD	Staatliche Geologische Dienste
SWR	Sickerwasserrate
VF	Verdünnungsfaktor

Formelzeichen

Formelzeichen	Langname	Einheit	Dimension
α_z	longitudinale Dispersivität	m	L
ρ_b	Trockenrohdichte	g/cm ³	M L ⁻³
λ	Abbaukoeffizient	1/a	T ⁻¹
λ_w	Abbaukoeffizienten in der gelösten Phase (Sickerwasser)	1/a	T ⁻¹
Θ_{FK}	volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität	-	L ³ L ⁻³
A	Fläche	m ²	L ²
A_i	Zwischenabfluss (Interflow)	L/(m ² · a)	L ³ L ⁻² T ⁻¹
A_{OdB}	Eintrittsfläche	m ²	L ²
A_o :	Oberirdischer Abfluss	L/(m ² · a)	L ³ L ⁻² T ⁻¹
A_{Quelle}	Austrittsfläche A_{Quelle}	m ²	L ²
A_R	Flächenrepräsentanz	%	-
A_u	Unterirdischer Abfluss	L/(m ² · a)	L ³ L ⁻² T ⁻¹
C_0	Ausgangskonzentration	µg/L	M L ⁻³
C_{An}	Anstromkonzentration	µg/L	M L ⁻³
C_{Ab}	Abstromkonzentration	µg/L	M L ⁻³
C_{gel}	im Sickerwasser gelöste Konzentration	mg/L	M L ⁻³
C_{mix}	Schadstoffkonzentration in der Einmischungszone	µg/L	M L ⁻³
C_{org}	organischer Kohlenstoffgehalt im Boden	%	-
C_{sorb}	im Boden sorbierte Konzentration	mg/kg	M M ⁻¹
C_{Quelle}	Stoffkonzentration an der Unterkante der Quelle	µg/L	M L ⁻³
C_{OdB}	Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung	µg/L	M L ⁻³
d_{mix}	Tiefe der Einmischungszone, per Konvention festgesetzt auf 1 m	m	
D_z	Dispersionskoeffizient in z-Richtung (vertikal)	m ² /a	L ² T ⁻¹
ET_a	tatsächliche Verdunstung (Evapotranspiration)	L/(m ² · a)	L ³ L ⁻² T ⁻¹
Fr_{Ab}	Fracht im Abstrom	g/a	M T ⁻¹
Fr_{An}	Fracht im Anstrom	g/a	M T ⁻¹
Fr_{OdB}	Schadstofffracht am OdB	g/a	M T ⁻¹

Formelzeichen	Langname	Einheit	Dimension
Fr_{Quelle}	Schadstofffracht an Unterkante der Quelle	g/a	$M T^{-1}$
Fr_{mix}	Fracht nach der Einmischungszone	g/a	$M T^{-1}$
Fr_{SW}	Fracht im Sickerwasser	g/a	$M T^{-1}$
G_{Mittel}	Arithmetischer Mittelwert des Schadstoffgehalts in einem homogenen Bodenkörper	mg/kg	$M M^{-1}$
GWN:	Grundwasserneubildungsrate	$L/(m^2 \cdot a)$	$L^3 L^{-2} T^{-1}$
H	Henry-Konstante	-	-
i	Hydraulischer Gradient	m/m bzw. -	$L L^{-1}$
J_{OdB}	Quellstärke am Ort der Beurteilung	$g/(m^2 \cdot a)$	$M L^{-2} T^{-1}$
J_{Quelle}	Quellstärke an der Unterkante der Quelle	$g/(m^2 \cdot a)$	$M L^{-2} T^{-1}$
k_s	Abklingkoeffizient	1/a	T^{-1}
K	Freundlich-Koeffizient	L/kg	$L^3 M^{-3}$
K_d	Verteilungskoeffizient Boden-Wasser	L/kg	$L^3 M^{-3}$
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	$L T^{-1}$
K_{oc}	Verteilungskoeffizient für C_{org}	L/kg	$L^3 M^{-3}$
L_Q	Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung in Grundwasserströmungsrichtung	m	L
M_{ges}	Gesamtmasse der Schadstoffquelle	g	M
M_{mob}	Mobilisierbare Schadstoffmasse	g	M
$M_{\text{mob,OdB,ges}}$	Gesamtschadstoffmasse am Ort der Beurteilung	g	M
$M_{\text{Sch,Bk}}$	Durchschnittliche flächenrepräsentative Masse des Schadstoffes pro Fläche im Bodenkörper	g/m^2	$M L^{-2}$
$M_{\text{Sch,P}}$	Masse des Schadstoffes pro Fläche im Bereich eines Bodenprofils, summiert über die Bodenhorizonte	g/m^2	$M L^{-2}$
$M_{\text{Sch,Quelle}}$	Gesamte Schadstoffmasse bezogen auf die Austrittsfläche	g	M
M_{sorb}	sorbierte oder abgebaute Schadstoffmasse	g	M
n	Freundlich-Exponent	-	-
N	Jahresniederschlag	$L/(m^2 \cdot a)$	$L^3 L^{-2} T^{-1}$

Formelzeichen	Langname	Einheit	Dimension
Q_{SW}	Sickerwasserstrom	m^3/a	$L^3 T^{-1}$
Q_{An}	Grundwasservolumenstrom im Anstrom einer belasteten Fläche	m^3/a	$L^3 T^{-1}$
Q_{Ab}	Grundwasservolumenstrom im Abstrom einer belasteten Fläche	m^3/a	$L^3 T^{-1}$
Q_{Quelle}	Sickerwasserstrom an Unterkante der Quelle	m^3/a	$L^3 T^{-1}$
R	Retardationsfaktor aufgrund Adsorption	-	-
SWR	Sickerwasserrate	$L/(m^2 \cdot a)$	$L^3 L^{-2} T^{-1}$
$t_{1/2}$	Halbwertszeit	a	T
t	Dauer	A	T
t_e	Emissionsdauer der Quelle	a	T
$t_{e,PW}$	Emissionsdauer der Schadstoffquelle bis zum Unterschreiten des PW	a	T
t_p	Prognosezeitraum	a	T
t_{stm}	mittlere Verweilzeit eines Schadstoffes	a	T
t_{sw}	Mittlere Verweilzeit des Sickerwassers in der Sickerstrecke	a	T
V_{Bk}	Volumen des Bodenkörpers	m^3	L^3
v_{sw}	mittlere Sickerwassergeschwindigkeit	m/a	$L T^{-1}$
v_f	Grundwasserströmungsgeschwindigkeit (Filtergeschwindigkeit)	m/a	$L T^{-1}$
VF	Verdünnungsfaktor (Verhältnis der Konzentration am Ort der Beurteilung zur Einmischungskonzentration)	-	-
V_{QT}	Verhältnis der Emissionsdauer der Quelle t_e zur mittleren Aufenthaltsdauer t_{stm}	a/a bzw. -	$T T^{-1}$
z	Mächtigkeit eines Bodenhorizontes	m	L
z_{SW}	Länge der Sickerstrecke	m	L

Glossar

Begriff	Erklärung
Advektion	Stofftransport mit der Sickerwasserströmung
Altlasten	Altlasten im Sinne des BBodSchG sind <ul style="list-style-type: none"> • stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen sowie sonstige Grundstücke, auf denen Abfälle behandelt, gelagert oder abgelagert worden sind (Altablagerungen), und • Grundstücke stillgelegter Anlagen und sonstige Grundstücke, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist, ausgenommen Anlagen, deren Stilllegung einer Genehmigung nach dem Atomgesetz bedarf (Altstandorte), durch die schädliche Bodenveränderungen oder sonstige Gefahren für den einzelnen oder die Allgemeinheit hervorgerufen werden
altlastverdächtige Flächen	Altlastverdächtige Flächen im Sinne des BBodSchG sind Altablagerungen und Altstandorte, bei denen der Verdacht schädlicher Bodenveränderungen oder sonstiger Gefahren für den einzelnen oder die Allgemeinheit besteht.
Diffusion	Ausgleichsprozess durch Konzentrationsunterschiede
Dispersion	Vermischung durch unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten im Porenraum
Kongener	Lat. con genus: mit gleichem Stamm. Von einem Grundkörper abgeleitete chemische Substanzklasse; insbesondere bei Dioxinen/Furanen und PCB häufig verwendeter Begriff.
Kontaminationshypothese	Sammlung von Informationen über die Nutzungshistorie, vermutete Schadstoffquelle sowie das angenommene Schadstoffinventar
Ort der Beurteilung (OdB)	Der Ort der Beurteilung ist in § 2 Nr. 16 BBodSchV als Übergangsbereich von der wasserungesättigten zur wassergesättigten Zone definiert. In dieser Arbeitshilfe wird der Ort der Beurteilung mit dem mittleren Grundwasserhöchststand gleichgesetzt, um eine praxistaugliche Vorgehensweise zu ermöglichen.
Ort der Probennahme (OdP)	Ort der Entnahme von Bodenmaterial (z. B. für Eluatuntersuchungen zur Bestimmung der Ausgangsbelastung des Sickerwassers vor dem Transport über die Sickerstrecke)
Prüfwerte (PW)	„Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche

Begriff	Erklärung
	Bodenveränderung oder Altlast vorliegt (Prüfwerte).“ (§ 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 BBodSchG)
Quellstärke	die von der jeweiligen Schadstoffquelle pro Zeit- und Flächeneinheit ausgehende Schadstoffmasse
Residualsättigung	Relativer Volumenanteil der Phase bezogen auf die nutzbare Porosität des Bodens; bei Unterschreitung der Residualsättigung ist Phase nicht mehr mobil.
schädliche Bodenveränderung	Schädliche Bodenveränderungen im Sinne des BBodSchG sind Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen
Schadstoffinventar	Art der Schadstoffe sowie deren Gehalt, räumliche Verteilung und Masse im Boden
Schadstoff-Gesamtgehalt	Gemäß bodenschutzrechtlicher Vorgaben bei Schwer- und Halbmetallen hier die Extraktion der Bodenproben mittels Königswasser. Bei organischen Schadstoffen Extraktion der Bodenprobe mit einem geeigneten, durch Normen vorgegebenen Lösungsmitteln.
Schutzfunktion	Verschmutzungsempfindlichkeit der Grundwasserüberdeckung für das Grundwasser. Die Bewertung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung basiert auf der Ermittlung der Verweilzeit des Sickerwassers bzw. der Schadstoffe in der wasserungesättigten Zone. Die lithologischen Eigenschaften der Gesteine der Grundwasserüberdeckung, der Grundwasserflurabstand sowie die Grundwasserneubildungsrate fließen als bestimmende Parameter zur Berechnung der Verweilzeit ein (UBA 2002).
Sickerstrecke	Die Sickerstrecke (auch Transportstrecke) entspricht dem Bereich zwischen der Unterkante der Schadstoffquelle und dem Ort der Beurteilung.
Sickerwasserprognose	Nach § 2 Nr. 15 BBodSchV: „Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Ort der Beurteilung“

Begriff	Erklärung
Sickerwasserrate	<p>Die Sickerwasserrate ist ein Kennwert zur Bewertung des Bodens als Bestandteil des Wasserhaushaltes und beschreibt diejenige Wassermenge, die der Boden aufgrund seines beschränkten Wasserhaltevermögens nicht mehr halten kann und welche daher den Wurzelraum verlässt bzw. versickert.</p> <p>Für den Fall, dass v. a. Zwischenabflüsse vernachlässigt werden können, kann die Sickerwasserrate SWR mit der Grundwasserneubildungsrate GWN gleichgesetzt werden. Sind Zwischenabflüsse zu berücksichtigen, werden in Anhang 8 Hinweise gegeben. Die Gleichsetzung der SWR mit der GWN bietet einen konservativen Ansatz und führt eher zu einer Überschätzung der Sickerwasserfracht.</p>
Transportstrecke	Siehe Sickerstrecke
Wassergefährdungsklasse (WGK)	<p>Wassergefährdende Stoffe und Gemische werden entsprechend ihrer Gefährlichkeit in die WGK 1, 2 oder 3 bzw. als nicht wassergefährdend (nwg) eingestuft (sofern sie nicht als allgemein wassergefährdend (awg) gelten). Alle bisher in eine WGK eingestufteten Stoffe können in der online-Datenbank Rigoletto des Umweltbundesamtes (UBA 2023) recherchiert werden.</p>
Wassergesättigte Zone	Bereich in dem weitgehend alle Poren mit Wasser gefüllt sind; Wassergesättigte (Boden-)Zone
Wasserungesättigte Zone	Vadose Zone; Bereich, in dem nur eine teilweise Sättigung des Porenvolumens mit Wasser auftritt; Wasserungesättigte (Boden-)Zone
Verdachtsflächen	Verdachtsflächen im Sinne des BBodSchG sind Grundstücke, bei denen der Verdacht schädlicher Bodenveränderungen besteht.

1 Anhang: Materialuntersuchungen

1.1 Allgemeines

Mit Materialuntersuchungen sollen im Rahmen einer Sickerwasserprognose der aktuelle und der zukünftige Schadstoffaustrag aus kontaminierten Bodenbereichen abgeschätzt werden, wobei die Schadstofffreisetzung durch zutretendes Sickerwasser betrachtet wird. Hierzu werden Bodenproben aus (potenziell) schadstoffbelasteten Bodenbereichen entnommen und im Labor untersucht. Um das Freisetzungsverhalten der Schadstoffe zu ermitteln, werden Elutionsuntersuchungen durchgeführt (Ausnahme: leichtflüchtige Schadstoffe, siehe Anhang 1.2). Weiterhin werden die Schadstoff-Gesamtgehalte in den Bodenproben bestimmt, um das Schadstoffinventar zu ermitteln und daraus Informationen zur Abschätzung der Emissionsdauer zu erhalten. Zudem kann in der orientierenden Untersuchung anhand von Schadstoff-Gesamtgehalten eine Priorisierung vorgenommen werden, welche Bodenproben für Eluatuntersuchungen auszuwählen sind (z. B. bevorzugt Bodenproben mit hohen Schadstoffgehalten, siehe Kapitel 4.1, 5.3.1 und Anhang 1.5). Hierbei ist ein gestuftes Vorgehen sinnvoll.

Materialproben können durch Sondierungen, Bohrungen und Schürfe entnommen werden.

Um den Schadstoffeintrag in das Grundwasser abschätzen zu können, ist ergänzend der Abbau und Rückhalt von Schadstoffen in der wasserungesättigten Zone zu berücksichtigen (Kapitel 5.3, 6.3 und Anhang 3).

1.2 Freisetzung von Schadstoffen

Unter der **Freisetzung von Schadstoffen** wird der Stoffübergang vom kontaminierten Boden in das Sickerwasser verstanden. Die aus Bodenproben freisetzbare Schadstoffkonzentration im Sickerwasser kann mittels Elutionsuntersuchungen ermittelt werden. Liegen Schadstoffe als mobile Phase vor (z. B. LCKW-Phase oberhalb der Residualsättigung des Bodens), kann eine Schadstoffverlagerung auch unabhängig vom Sickerwasser stattfinden.

Die **Mobilität von Schadstoffen** wird in erster Linie durch deren physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften bestimmt (Anhang 6). Weiterhin sind die Milieubedingungen im Boden (z. B. pH-Wert, Redoxpotenzial) und das Adsorptionsvermögen des Bodens von Bedeutung. Die Mobilität von Schadstoffen beeinflusst sowohl die Freisetzung von Schadstoffen aus dem kontaminierten Boden als auch das Transportverhalten.

Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Bei organischen Schadstoffen geben die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften Hinweise auf die Mobilität dieser Stoffe in der wasserungesättigten Zone und im Grundwasser. Zu nennen sind insbesondere:

- Wasserlöslichkeit
- Siedepunkt
- Dampfdruck
- Dichte

- Viskosität
- Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow})
- Adsorbierbarkeit an organischen Kohlenstoffverbindungen (K_{oc}).

Im Prognosetool ALTEX-1D sind umfangreiche Stoffdaten zu den meisten altlastenrelevanten Stoffen und Stoffgruppen hinterlegt und einsehbar.

Im Anhang 6 werden für einige organische Stoffgruppen ausgewählte physikalisch-chemische Stoffdaten aufgeführt und allgemeine Aussagen über das Verhalten dieser Stoffe im Boden getroffen. Die Mobilität der Stoffe bzw. Stoffgruppen wird dort vereinfacht in drei Klassen (hoch, mittel oder gering) eingestuft. Da bei leichtflüchtigen Schadstoffen wie z. B. LCKW eine Ermittlung des Freisetzungsverhaltens über Elutionsuntersuchungen aufgrund von verfahrensbedingten Verlusten und damit Minderbefunden nicht möglich ist¹⁵, wird deren Einstufung allein aufgrund der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften vorgenommen.

Bei anorganischen Stoffen wie Metallen, Halbmetallen und Cyaniden ist oftmals die Bindungsform entscheidend für deren Verhalten im Boden (Anhang 6). Weiterhin haben der pH-Wert, das Redoxpotenzial und das Vorhandensein von Komplexbildnern einen großen Einfluss auf das Freisetzungsverhalten anorganischer Verbindungen. Da die Bindungsformen i. d. R. nicht bekannt sind, ist bei anorganischen Schadstoffen die Beurteilung des Freisetzungsverhaltens i. d. R. nur auf der Grundlage von Elutionsverfahren möglich (Kapitel 5.3.1).

1.3 Grundsätze zu den Elutionsverfahren

Elutionsverfahren können angewendet werden, um die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Probennahme abzuschätzen (vgl. § 14 BBodSchV).

Für die Abschätzung des Freisetzungsverhaltens von anorganischen und organischen Schadstoffen sind in der BBodSchV folgende Elutionsverfahren aufgeführt:

- Säulenverfahren nach DIN 19528
- Schüttelverfahren nach DIN 19529

Für beide Verfahren ist ein Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2:1 anzuwenden. Als Elutionsmittel werden bei Bodenproben entweder deionisiertes Wasser oder eine stark verdünnte wässrige Lösung (0,001 M $CaCl_2$) eingesetzt, letzteres bei weniger als 10% mineralischen Fremdbestandteilen.

Die beiden Verfahren sind als gleichwertig anzusehen. Dennoch ist für die Beurteilung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse wesentlich von den Versuchsbedingungen des gewählten Elutionsverfahrens abhängen (mechanische Beanspruchung, Verweilzeit, pH-Wert). Vorteil des Säulenverfahrens ist, dass die mechanische Beanspruchung des zu untersuchenden Materials geringer ist als beim Schüttelverfahren, so dass diesbezüglich keine Artefakte durch Abrieb zu erwarten sind. Auch bei einem Größtkorn über 10 mm ist das Säulenverfahren

¹⁵ Relevante Stoffverluste durch Ausgasung sind bei Probennahme, Proben transport und der Durchführung des Elutionsverfahrens zu erwarten. Bei Elutionsversuchen werden leichtflüchtige Stoffe verfahrensbedingt zum verstärkten Übertritt in die Gasphase angeregt. Hierdurch treten Minderbefunde in der wässrigen Phase (Eluat) auf, so dass derartige Untersuchungen eine nur sehr eingeschränkte Aussagekraft haben.

- aufgrund der Anforderung an die minimale Probenmenge in Abhängigkeit vom Größtkorn - hinsichtlich des Aufwandes evtl. vorteilhafter. Weiterhin bietet das Säulenverfahren die Möglichkeit, ohne größeren Mehraufwand Konzentrationen bei weiteren Wasser/Feststoffverhältnissen zu erfassen. Dies ist für spezielle Fragestellungen, insbesondere zur Bestimmung des Abklingverhaltens, relevant.

Für spezielle Fragestellungen können weitere Elutions-/Extraktionsverfahren (z. B. pH-stat (LAGA 2016), sequentielle Extraktion nach Zeien & Brümmer (1989)) oder weitergehende Untersuchungen wie die grundlegende Charakterisierung nach DIN 19528 angewendet werden. Hinweise zur Anwendbarkeit und den Anwendungsgrenzen der einzelnen Methoden gibt die Methodensammlung Feststoffuntersuchung (FBU & LAGA 2021) in der jeweils geltenden Fassung.

Die Untersuchungsstelle hat im Rahmen der Qualitätssicherung jeweils darzulegen, welche Vorgehensweisen zur Probenaufbereitung und Elutionsuntersuchung angewendet wurden. Eventuell erforderliche Methodenänderungen sind zu beschreiben, nachvollziehbar zu begründen und im Prüfbericht zu dokumentieren.

Nachfolgend werden Hilfestellungen zur Beurteilung von Elutionsverfahren gegeben.

1.3.1 Validierung

Für anorganische Schadstoffe sind die beiden in der BBodSchV genannten Elutionsverfahren grundsätzlich geeignet. In der DIN 19528 und DIN 19529 (Stand 2023) werden für folgende anorganische Stoffe Verfahrenskenndaten aus Ringversuchen genannt: Arsen, Antimon, Blei, Chrom, Kupfer, Molybdän, Nickel, Vanadium, Zink, Chlorid, Fluorid, Sulfat.

Für folgende organische Stoffgruppen sind die beiden Elutionsverfahren validiert (Stand 2023): PAK, MKW, PCB, Phenole (UBA 2013). Die Methodensammlung Feststoffuntersuchung (FBU & LAGA 2021) in der jeweils geltenden Fassung bzw. Veröffentlichungen des FBU liefern Hinweise, inwiefern die Methoden für weitere Parameter geeignet sind.

Für Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sind ergänzend die Auswertung der Mineralöl-Gaschromatogramme unter Berücksichtigung der MKW-Gesamtgehalte sinnvoll (HLUG 2012).

Für die Untersuchung von leichtflüchtigen Schadstoffen wie LCKW und BTEX sind Elutionsverfahren nicht geeignet. Bei Böden mit hohem Feinkornanteil können Säulenversuche mit einem Zusatz an Quarzsand angewendet werden (DIN 19528).

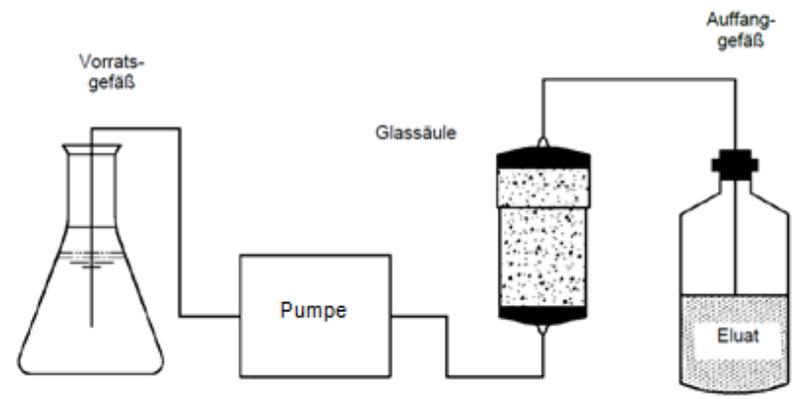
1.3.2 Anmerkungen zur Probenvorbereitung bei Elutionsuntersuchungen

Bei Elutionsuntersuchungen ist grundsätzlich die feldfrische Gesamtprobe zu untersuchen. Eine Abtrennung der Fraktion > 2 mm ist für diese Untersuchungen nicht durchzuführen. Es sind die jeweiligen Methodenbeschreibungen im Einzelfall zu beachten, wobei darauf verwiesen wird, dass bezüglich des abzutrennenden Grobkornanteils i. d. R. bei allen Methoden Spielräume bestehen. Größere Fraktionen können dann mituntersucht werden, wenn Probenansätze oder Probengefäße entsprechend vergrößert werden.

1.4 Beschreibung und Ablauf der Elutionsverfahren

Nachfolgend werden die beiden oben genannten Elutionsverfahren sowie deren Vor- und Nachteile kurz beschrieben.

Tabelle 1: Beschreibung der Elutionsverfahren

	2:1 - Säulenverfahren nach DIN 19528	2:1 - Schüttelverfahren nach DIN 19529
Verfahrensart	Die DIN 19528 (Stand 2023) beschreibt ein Perkolationsverfahren (Säulenverfahren) im Aufwärtsstrom zur Bestimmung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen aus Feststoffen bei einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 L/kg.	Die DIN 19529 (Stand 2023) beschreibt ein Schüttelverfahren zur Bestimmung der Eluierbarkeit von anorganischen und organischen Stoffen aus Feststoffen bei einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 L/kg.
Versuchsaufbau	 <p>Quelle: HLUG (2002)</p>	
Probenvorbereitung	Zerkleinerung, wenn Größtkorn über 22,4 mm. Schwer perkolierbare Feststoffe (z. B. bindige Feststoffe) vor dem Säuleneinbau/Perkolation mit einem Anteil von 50 bis 80% Quarzsand vermischen. Bindigen Feststoff zuvor lufttrocknen und Aggregate zerkleinern auf <4 mm.	Zerkleinerung, wenn Korngröße über 22,4 mm. Lufttrocknung, falls Rieselfähigkeit nicht gegeben.
Elutionsmittel	Deionisiertes Wasser bzw. 0,001 M Calciumchloridlösung	Deionisiertes Wasser bzw. 0,001 M Calciumchloridlösung
Durchführung	Zur Perkolation wird eine Glassäule mit einem Innendurchmesser von mindestens 5 cm verwendet. Die	Die Dimensionierung des Versuchsansatzes hängt vom Größtkorn (max. 22,4 mm) des zu untersuchenden

	2:1 - Säulenverfahren nach DIN 19528	2:1 - Schüttelverfahren nach DIN 19529
	<p>Säulenhöhe muss mindestens das 4-fache des Innendurchmessers der Säule aufweisen. Der Innendurchmesser muss mindestens das 3-fache des Größtkorns betragen.</p> <p>Zum Packen kann die Säule um 180° gedreht werden, so dass diese auf dem Kopf steht:</p> <p>Einbringen von Quarzwolle vor die Ablaufleitungsöffnung und Einfüllen einer Quarzsand-Filterschicht (max. 1,0 cm)</p> <p>Lagenweises Einfüllen des zu untersuchenden Feststoffes (jeweils ca. 5 cm). Jede Lage wird leicht verdichtet und geglättet.</p> <p>Einwaage des eingebauten Feststoffs auf 1 g.</p> <p>Einfüllen einer weiteren Quarzsand-Filterschicht (> 1,5 cm) bis zur Kante der Säule, sodass in der Säule kein Totvolumen verbleibt.</p> <p>Verschließen der Säule, diese 180° drehen, Zu- und Ablaufleitungen montieren.</p> <p>Alternativ kann in umgekehrter Reihenfolge gepackt werden. Der zu untersuchende Feststoff in der Säule ist von unten nach oben mit deionisiertem Wasser zu sättigen.</p> <p>Nach der Aufsättigung wird die eigentliche Perkolation durchgeführt. Für eine Übereinstimmungsuntersuchung ist das gesamte Eluat bis zum Wasser/Feststoff-Verhältnis ($2 \pm 0,05$) L/kg in einer Sammelflasche aufzufangen.</p> <p>Für die Bestimmung organischer Stoffe ist das Säuleneluat i. d. R. ohne weitere Separations- und Filtrationsschritte zu analysieren. Trübe Eluate sind zu zentrifugieren (bis FNU<100). Eine Filtration ist unzulässig. Das so behandelte Eluat, kann auch für die Analyse anorganischer Stoffe verwendet werden.</p>	<p>Feststoffes ab. Die folgenden Ausführungen gelten für ein Größtkorn 2 bis 10 mm (siehe Tabelle 1 der Norm):</p> <p>Originalprobe (250 g Trockenmasse $\pm 12,5$ g) in 1 L Glas-, HDPE- oder PP-Flasche einwiegen und mit ca. 500 mL deionisiertem Wasser (bzw. 0,001 M Calciumchloridlösung) versetzen. Probenflasche 24 h mit 5-7 U/min im Überkopfschüttler schütteln.</p> <p>Anschließend Suspension 15 min absetzen lassen. Überstehende Flüssigkeit dekantieren.</p> <p>Anorganische Stoffe: Zentrifugation optional: 30 min mit 2.000 g (möglichst gekühlt). Eluat bzw. Zentrifugat in Druckfiltrations-apparatur mit steigendem Druck filtrieren, z. B. 0,1 bis max. 0,35 MPa (Membranfilter 0,45 μm). Auf das vorgeschriebene Verhältnis zwischen Filterfläche und dem zu filtrierenden Volumen achten.</p> <p>Organische Stoffe: Zentrifugation: 30 min bei 20.000 g (gekühlt auf 20 °C). Andere Kombinationen von Beschleunigung und Dauer sind möglich, solange Trübung kleiner 20 FNU. Optional: Zentrifugat in Druckfiltrationsapparatur filtrieren (Glasfaserfilter 0,7 μm), <0,5 MPa).</p>

	2:1 - Säulenverfahren nach DIN 19528	2:1 - Schüttelverfahren nach DIN 19529
	Für die Bestimmung (nur) anorganischer Stoffe ist das Säuleneluat über ein 0,45-µm-Membranfilter zu filtrieren. Zur Erleichterung der Filtration sollte bei trüben Eluaten vorher bei mindestens 2000 g zentrifugiert werden (bis FNU<100).	
Hinweise	<p>In der BBodSchV wird auf die DIN 19528 Stand 2009 verwiesen, die durch die Überarbeitung aus 2023 ersetzt wurde.</p> <p>Vom FBU und der LAGA werden Untersuchungsverfahren regelmäßig evaluiert und ihre Gültigkeit sowie Relevanz geprüft. Der FBU kann die Gleichwertigkeit von Verfahren feststellen. Die aktuellen Analyseverfahren sind in der Methodensammlung Feststoffuntersuchung (Methosa) veröffentlicht (FBU & LAGA 2021) bzw. werden durch Veröffentlichungen des FBU aktualisiert.</p> <p>Werden ausschließlich organische Verbindungen (z. B. PAK) untersucht, empfiehlt sich die Vorlage eines geeigneten Lösemittels in der Sammelflasche, um u. a. Bioabbau und Verflüchtigung zu vermindern.</p>	<p>In der BBodSchV wird auf die DIN 19529 Stand 2015 verwiesen, die durch die Überarbeitung aus 2023 ersetzt wurde.</p> <p>Es wird empfohlen, im frisch gewonnenen Eluat die elektrische Leitfähigkeit und den pH-Wert zu messen. Bei anorganischen Stoffen wird zusätzlich die Messung des DOC empfohlen.</p>

1.5 Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden

Der **Schadstoff-Gesamtgehalt** ist die Menge eines Schadstoffes in einer Bodenprobe, bezogen auf die Trockenmasse (TM). Der Schadstoff-Gesamtgehalt wird üblicherweise in der Einheit [mg/kg TM] angegeben.

Als Gesamtgehalt von Schwer- und Halbmetallen in Bodenproben wird in dieser Arbeitshilfe nicht auf einen Totalaufschluss mittels Flusssäure, sondern auf den bodenschutzrechtlich vorgegebenen Königswasserextrakt abgehoben. In der BBodSchV § 24 Abs. 4 werden die DIN EN 13657 und DIN EN 16174 genannt. Nach der Methodensammlung Feststoffuntersuchungen (FBU & LAGA 2021) wurden die beiden Normen mit der DIN ISO 11466 zu der DIN EN ISO 54321 zusammengefasst. Für einige anorganische Stoffe werden in Anlage 3 Tabelle 4 der BBodSchV Untersuchungsverfahren aufgeführt.

Der Gesamtgehalt organischer Schadstoffe wird nach Extraktion der Bodenproben mit geeigneten Lösungsmitteln bestimmt. Für einige organische Stoffe bzw. Stoffgruppen werden in Anlage 3 Tabelle 5 der BBodSchV Untersuchungsverfahren aufgeführt.

Mit der Bestimmung der Schadstoff-Gesamtgehalte in Bodenproben werden mehrere Ziele verfolgt:

- Ermittlung des Schadstoffinventars (Schadstoffart, -masse und räumliche Verteilung) auf der Verdachtsfläche bzw. altlastverdächtigen Fläche
- Erfassen von Kontaminationsschwerpunkten und räumliche Abgrenzung
- Priorisierung von Elutionsuntersuchungen (siehe Kapitel 4.1).

Schadstoff-Gesamtgehalte im Boden können bei der Interpretation von Elutionsuntersuchungen berücksichtigt werden (Kapitel 5.3.1).

Die **Gesamtmasse an Schadstoffen** kann abgeschätzt werden, wenn das Volumen der kontaminierten Bodenbereiche und die Schadstoffverteilung innerhalb der Bodenbereiche bekannt sind (Anhang 8, Gleichung A8-1). Hierzu sind Messungen der Schadstoff-Gesamtgehalte in einer ausreichenden Zahl repräsentativer Bodenproben erforderlich.

Die Gesamtmasse der Schadstoffe ist für die Abschätzung der mobilisierbaren Schadstoffmasse (Schadstoffquelle) und somit für die voraussichtliche Dauer des Schadstoffeintrags in das Grundwasser von Bedeutung.

1.6 Literaturverzeichnis

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

DIN 19528:2009a-01: Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.

DIN 19528:2023b-07: Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.

DIN 19529:2015a-12: Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg.

DIN 19529:2023b-07: Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen bei einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg.

DIN EN 13657:2003-01: Charakterisierung von Abfällen - Aufschluß zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen, Deutsche Fassung EN 13657:2002.

DIN EN 16174:2012-11: Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden - Aufschluss von mit Königswasser löslichen Anteilen von Elementen, Deutsche Fassung EN 16174:2012.

DIN EN ISO 54321:2021-04: Boden, behandelter Bioabfall, Schlamm und Abfall - Aufschluss von mit Königswasser löslichen Anteilen von Elementen (ISO 54321:2020); Deutsche Fassung EN ISO 54321:2021.

DIN ISO 11466:1997-06: Bodenbeschaffenheit - Extraktion in Königswasser löslicher Spurenelemente (ISO 11466:1995).

FBU, Fachbeirat Bodenuntersuchung; LAGA, Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall [Hrsg.] (2021): Methodensammlung Feststoffuntersuchung, Version 2.0.

HLUG, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2002): Handbuch Altlasten Band 3, Teil 3, Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser (Sickerwasserprognose).

HLUG, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2012): Handbuch Altlasten Band 3, Teil 1, Einzelfallrecherche.

LAGA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall [Hrsg.] (2016): LAGA-Methodensammlung Abfalluntersuchung, LAGA-Forum Abfalluntersuchung, Version 3.0.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.] (2020): ALTEX-1D, Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS-EXCEL, Version 3.4.5.

UBA, Umweltbundesamt [Hrsg.] (2013): Evaluierung von Elutionsmethoden – Durchführung von Robustheitsuntersuchungen zur Validierung von E DIN 19527 für ausgewählte Böden und Bodenmaterialien mit prioritären organischen Schadstoffen, Texte, 77.

Zeien, H.; Brümmer, G. W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen, 59, 1, S. 505–510.

2 Anhang: In-Situ-Untersuchungen

Die Abschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung kann nach § 14 Abs. 1 Nr. 3 BBodSchV auch auf der Grundlage von In-Situ-Untersuchungen durchgeführt werden. Die BBodSchV definiert In-Situ-Untersuchungen i. S. des § 14 Abs. 1 Nr. 3 nicht näher.

In dieser Arbeitshilfe werden folgende Verfahren unter In-Situ-Untersuchungen verstanden:

- Saugkerzen
- Grundwassersondierungen (nahe OdB)
- Grundwassermessstellen (Ausbau nahe OdB)
- Sensorbasierte Untersuchungen
- Bodenluftuntersuchungen.

In-Situ-Untersuchungen finden i. d. R. in der wasserungesättigten Zone unterhalb der Schadstoffquelle statt. Mittels In-Situ-Untersuchungen wird entweder Sickerwasser gewonnen (z. B. mittels Saugkerzen) und auf Schadstoffe analysiert oder es werden die Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser mittels anderer Messungen abgeleitet (Bodenluftuntersuchungen und sensorbasierte Untersuchungen). In-Situ-Untersuchungen können die Lücke zwischen Materialuntersuchungen im Bereich der Schadstoffquelle (zur Beurteilung/Bewertung, ob aufgrund der aktuellen und zukünftigen Freisetzung von Schadstoffen eine Grundwassergefährdung besteht) und Grundwasseruntersuchungen (zur Beurteilung/Bewertung, ob bereits eine Grundwasserverunreinigung eingetreten ist) schließen.

Weiterhin erwähnt die BBodSchV in § 14 Abs. 4 die direkte Beprobung und Untersuchung von Grundwasser. Die Fallgestaltung „Beprobung von Grundwasser nahe des Ortes der Beurteilung“ wird ebenfalls in diesem Anhang beschrieben (vgl. Abbildung 4).

Zudem zählen im Sinne dieser Arbeitshilfe sensorbasierte Untersuchungsmethoden, bei denen Messwerte ohne Probennahme gewonnen werden (z. B. MIP-Drucksondierung), zu den In-Situ-Untersuchungen. Die derzeit verfügbaren sensorbasierten Untersuchungen liefern lediglich relative Ergebnisse, d. h. eine exakte Bestimmung der Schadstoffgehalte ist i. d. R. nicht möglich.

In Abhängigkeit von den verwendeten Methoden kann die Schadstoffverteilung kontinuierlich über die Tiefe ermittelt und oftmals ein dichteres bzw. flexibleres Raster beprobt werden. Neben der Schadstofferkundung besteht zudem die Möglichkeit, durch die Kombination mit anderen Verfahren wichtige Untergrundparameter (z. B. Sättigungsverhältnisse, Lagerungsdichte) zu erfassen, die für die weitere Betrachtung maßgeblich sein können.

Über In-Situ-Untersuchungen können nur eingeschränkte Informationen zur Schadstoffquelle und damit zur Schadstoffmasse gewonnen werden. Damit sind Aussagen zu zukünftigen Entwicklungen (insbesondere Schadstoffkonzentration und -frachten) ebenfalls nur sehr eingeschränkt möglich. Daher sollten In-Situ-Untersuchungen möglichst im Zusammenhang mit Boden- und/oder Grundwasseruntersuchungen interpretiert werden.

Bei Sicker- bzw. Grundwasserproben, die knapp ober- bzw. unterhalb der Grundwasseroberfläche gewonnen werden, ist hinsichtlich der Definition des Ortes der Beurteilung Folgendes zu beachten: Die in der BBodSchV in § 2 Nr. 16 genannte Definition des Ortes der Beurteilung (OdB) als „Übergangsbereich von der wasserungesättigten zur wassergesättigten Zone“ bezeichnet den Kapillarraum bzw. den Bodenbereich unmittelbar über der Grundwasseroberfläche. Hier findet der Übergang von Sickerwasser in das Grundwasser statt. Die Tiefenlage des Kapillarraums bzw. der Grundwasseroberfläche hängt von Witterung und Jahreszeit ab. Da bei einer direkten Beprobung nahe am OdB eine ausreichende Probenmenge benötigt wird, ist eine Beprobung am OdB gemäß der Definition in Kapitel 3 (Mittlerer Grundwasserhöchststand) nicht sinnvoll bzw. nicht möglich. Daher sollte die Beprobung nach § 14 Abs. 4 BBodSchV (Untersuchungen nahe am OdB) knapp unterhalb der tatsächlich vorliegenden Grundwasseroberfläche vorgenommen werden.

Aus den jahreszeitlichen und witterungsbedingten Schwankungen der Menge und Beschaffenheit des Sickerwassers sowie des Grundwasserspiegels¹⁶ können unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung resultieren. Daher sollten auch hier Wiederholungsmessungen durchgeführt werden. Derart erzeugte Ergebnisse bedürfen der einzelfallbezogenen Beurteilung und Bewertung (vgl. § 14 Abs. 4 BBodSchV).

Findet die Probennahme nicht am Ort der Beurteilung statt, ist eine Abschätzung für den Ort der Beurteilung unter Berücksichtigung der Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone (siehe Anhang 3) erforderlich.

Eine Kurzbeschreibung der In-Situ-Untersuchungsmethoden ist nachfolgend aufgeführt.

2.1 Saugkerzen

Saugkerzen werden bei bodenkundlichen Felduntersuchungen seit vielen Jahren zur Gewinnung von Bodenlösungen eingesetzt, um die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser abschätzen zu können. Hierbei wird das kapillar gebundene Bodenwasser und das (bewegliche) Sickerwasser durch Anlegen eines Unterdrucks abgesaugt. Saugsonden bestehen aus einem porösen Medium, der sogenannten Saugkerze, sowie Verbindungsschläuchen, Probennahmegefäßen und einer Unterdruckapparatur (Wessel-Bothe & Weihermüller 2020). Beim Einsatz von Saugkerzen sind insbesondere die stoffspezifischen Adsorptionseigenschaften des Saugkerzenmaterials zu beachten, um Minderbefunde zu vermeiden, sowie die generelle stoffspezifische Eignung zu berücksichtigen (LUGV 2010).

Saugkerzen können in ausgewählten Tiefenlagen eingebaut werden und ermöglichen die Erfassung der aktuellen Sickerwasserbeschaffenheit. Je nach Art der Untersuchung sind Einfach- oder Mehrfachmessungen möglich.

¹⁶ Die Menge und Beschaffenheit insbesondere des Sickerwassers kann auch kleinräumig stark variieren. Neben klimatisch bedingten Schwankungen sind auch anthropogen bedingte Schwankungen des Grundwasserspiegels, z. B. aufgrund von Bauwasserhaltungen oder großflächigen Sumpfungmaßnahmen zu berücksichtigen.

Theoretisch ist auch eine direkte Probengewinnung mittels Saugkerze am Ort der Beurteilung möglich. Da dieser jedoch räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt, haben derartige Untersuchungen praktisch kaum Relevanz.

2.2 Grundwassersondierungen (nahe OdB)

Mit Grundwassersondierungen mittels Drucksondier-Verfahren kann Grundwasser unmittelbar an der Grundwasseroberfläche gewonnen werden. Sie können zur direkten Beprobung des OdB herangezogen werden. Verdünnungsprozesse durch unbelastetes oder wenig belastetes Grundwasser können bei Grundwassersondierungen i. d. R. vernachlässigt werden. Daher sind die Prüfwerte der BBodSchV unmittelbar anwendbar, sofern ein ursächlicher Zusammenhang mit der vermuteten Schadstoffquelle nachgewiesen ist.

Auch entsprechend ausgebaute Schürfe, Horizontal- oder Flächendrängagen können für die direkte Gewinnung von Wasserproben an der Grundwasseroberfläche genutzt werden.

2.3 Grundwassermessstellen

Bei dem in den Kapiteln 5.3.2 und 6.4.2 beschriebenen Rückschluss bzw. der Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen befinden sich die Messstellen im An- und Abstrom der vermuteten Schadstoffquelle. Dagegen befindet sich die hier beschriebene Grundwassermessstelle direkt im Bereich der vermuteten Schadstoffquelle, so dass die in den Kapiteln 5.3.2 und 6.4.2 beschriebene Rückrechnung i. d. R. nicht notwendig ist.

Zu beachten sind auch hier die räumlichen und zeitlichen Schwankungen des Wasserstandes im Verhältnis zu den statischen Filterstrecken der Messstellen. Je nach Lage der Filterstrecke und Messstelle ist dabei zu entscheiden, ob die Prüfwerte für den OdB der BBodSchV direkt herangezogen werden können oder ein Rückschluss oder eine Rückrechnung nach Kapitel 5.3.2 und 6.4.2 durchgeführt werden sollte.

Bei der Interpretation und Bewertung der Ergebnisse ist zu beachten, dass diese ggf. in einer Form vorliegen, bei der die tatsächliche Vermischung von Sicker- und Grundwasser bereits berücksichtigt ist (insbesondere bei Filterstrecken im obersten Meter des Grundwasserleiters) und somit eine Einmischungsprognose nach BBodSchV nicht sachgerecht ist.

2.4 Sensorbasierte Untersuchungen

Sensorbasierte Untersuchungen (i. d. R. in Verbindung mit Drucksondierungen) zur Ermittlung kontaminationsspezifischer Parameter können in Kombination mit Sensoren zur Bestimmung von bodenphysikalischen Parametern eingesetzt werden. Diese Verfahren bieten die Möglichkeit, ein kontinuierliches Profil des Untergrundaufbaus und der Kontaminationsverteilung zu erhalten.

Mit sensorbasierten Untersuchungen ermittelte Kontaminationsprofile haben relativen Charakter, da reproduzierbare Absolutbestimmungen von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser nach aktuellem Stand der Technik nicht möglich sind (Stand 2023). Die Untersuchungen können aber wegen der Möglichkeit, ein vertikales Ausbreitungsprofil

zu ermitteln, einen wertvollen Beitrag bei der Beurteilung von Standorten leisten, an denen z. B. die Schadstoffe den Ort der Beurteilung noch nicht erreicht haben. Damit stellen sie auch ein Hilfsmittel bei der Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der vertikalen Schadstoffausbreitung dar.

Zur Ermittlung kontaminationsspezifischer Parameter stehen insbesondere folgende Technologien zur Verfügung (USEPA 2005; LUGV 2010):

- Membran-Interface-Probe (MIP): Nachweis leicht- bis mittelflüchtiger Substanzen (z. B. MKW, LCKW, BTEX)
- Laserinduzierte Fluoreszenz (LIF): MKW
- Röntgenstrahlenfluoreszenz (XRF): Schwermetalle
- Laser Induced Breakdown Spectroscopy (LIBS): Metalle
- Nuclear Magnetic Resonance (NMR): Leichtphasen

Die schadstoffbezogene Eignung von Drucksondierungen ist in Tabelle 2 dargestellt.

2.5 Bodenluftuntersuchungen

Die Bodenluftuntersuchung ist eine wichtige Erkundungsmethode bei Verdacht auf Kontamination mit leichtflüchtigen Schadstoffen wie LCKW und BTEX. Die allgemeine Vorgehensweise bei Bodenluftuntersuchungen ist in der VDI-Richtlinie 3865 (VDI 3865-1; VDI 3865-2; VDI 3865-3; VDI 3865-4) beschrieben. Zu beachten ist hierbei, dass die Messergebnisse nur für den Fall miteinander verglichen werden können, wenn für alle Probennahmen identische Bedingungen (z. B. relative Feuchte, Sättigungsbedingungen) vorliegen. Sofern günstige Verhältnisse vorliegen (keine Schadstoffphasen, ausreichende Entfernung zur Schadstoffquelle etc.¹⁷) kann unter Verwendung des Henry-Koeffizienten (K_H , Verteilungskoeffizient zwischen Gas- und Wasserphase) für leichtflüchtige, organische Schadstoffe die Konzentration im Sickerwasser aus der Konzentration in der Gasphase semi-quantitativ abgeschätzt werden. Für die Interpretation der Ergebnisse ist eine eindeutige, schichtspezifische Zuordnung des Entnahmebereichs, z. B. aus stationären Messstellen, erforderlich (LUBW 2017). Bodenluftuntersuchungen können Hinweise auf eine Prüfwertüberschreitung liefern. Die Bewertung der Ergebnisse und deren Belastbarkeit ist im Einzelfall durch den Gutachter und die zuständigen Behörden zu entscheiden. Typischerweise müssen die Ergebnisse durch andere Untersuchungen validiert werden.

¹⁷ Für eine Sickerwasserprognose auf Grundlage von Bodenluftuntersuchungen ist das Verteilungsgleichgewicht der leichtflüchtigen Stoffe zwischen Sickerwasser und Bodenluft relevant. Hierbei ist zu beachten, dass Schadstoffphasen, die sich in der Nähe zur Bodenluftmessstelle befinden, das Gleichgewicht beeinflussen und somit die Anwendung der Sickerwasserprognose einschränken. Eine einfache Berechnung der Sickerwasserbelastung über die Phasengleichgewichte ist somit nicht möglich.

2.6 Vor- und Nachteile von In-Situ-Untersuchungsmethoden

Eine Auflistung der relevanten Vor- und Nachteile der In-Situ-Untersuchungsmethoden ist in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 2: Vor- und Nachteile von In-Situ-Untersuchungsmethoden

Methoden	Vorteile	Nachteile
Saugkerzen	<ul style="list-style-type: none"> • Auf Niederschlags- bzw. Kapillardruckverhältnisse abgestimmte Beprobung möglich • Erfahrung aus bodenkundlichen Anwendungen vorhanden • Mehrfachbeprobung möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • Beeinflussung der Probe durch: <ul style="list-style-type: none"> – Adsorptionseigenschaften des Kerzenmaterials – Alterung infolge langer Probennahmedauer – angelegten Unterdrucks • geringe Probenmengen • lange Probennahmedauer • ungeeignet für flüchtige Schadstoffe • begrenzte Entnahmetiefe • begrenzter Erfahrungsstand bei Anwendungen im Altlastenbereich • Rasterverdichtung aufwendig
Grundwasser-sondierungen	<ul style="list-style-type: none"> • Auf Niederschlagsverhältnisse abgestimmte Beprobung möglich • Beprobung nahe am Ort der Beurteilung • Ggf. Eignung für flüchtige Schadstoffe 	<ul style="list-style-type: none"> • Beeinflussung durch Verdünnungseffekte durch Grundwasser • i. d. R. keine Reproduzierbarkeit • witterungsbedingte Einflüsse auf die Schadstoffkonzentrationen
Grundwassermessstelle	<ul style="list-style-type: none"> • auf Niederschlagsverhältnisse abgestimmte Beprobung möglich (in Abhängigkeit vom Flurabstand) • Ggf. Eignung für flüchtige Schadstoffe • Mehrfachuntersuchungen möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • Eignung abhängig von der Lage und Länge der Filterstrecke
Sensorbasierte Untersuchungen	<ul style="list-style-type: none"> • einfache und schnelle Ausführung 	<ul style="list-style-type: none"> • evtl. Beeinflussung durch Verdünnungseffekte durch Grundwasser

Methode	Vorteile	Nachteile
	<ul style="list-style-type: none"> • Beprobung nahe am Ort der Beurteilung möglich • Erstellung eines vertikalen Profiles von Schadstoffen und weiteren Parametern möglich • Kombination mit weiteren Untersuchungen (z. B. bodenphysikalische und kontaminations-spezifische Parameter) möglich • Flexibler Einsatz und Rasterverdichtung möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • evtl. Schadstoffverschleppung (Memory-Effekt¹⁸) • keine reproduzierbaren Absolutbestimmungen der Sickerwasserkonzentration • i. d. R. mit anderen Verfahren zu kombinieren
Bodenluftuntersuchungen	<ul style="list-style-type: none"> • Einfache und schnelle Ausführung • Eignung für flüchtige Schadstoffe 	<ul style="list-style-type: none"> • eingeschränkt anwendbar bei gering durchlässigen, bindigen Böden oder hohem Wassergehalt im Boden • nicht anwendbar bei Anwesenheit von Schadstoffphasen • starke Beeinflussung durch Temperatur, Wassergehalt und Luftdruck • i. d. R. keine Reproduzierbarkeit der Messergebnisse • indirekte Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Henry-Konstante) • i. d. R. mit anderen Verfahren zu kombinieren

¹⁸ Durch Memory-Effekte der Membran oder Trägheit der Detektoren kann eine vertikale Kontaminationsabgrenzung erschwert sein. In Bereichen sehr hoher Schadstoffkonzentrationen kann es bei schnellem Vortrieb der Sonde zu einem Memory Effect über mehrere Meter kommen. D. h., der Schadstoffdiffusionsprozess durch die Membran dauert zu lange, um das Sensorsignal der richtigen Tiefe zuordnen zu können – das Signal wird nach unten „verschmiert“.

2.7 Literaturverzeichnis

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

LUBW, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (2017): Sickerwasserprognose in der Orientierenden Untersuchung – Arbeitshilfe für die strukturierte Sickerwasserprognose.

LUGV, Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz [Hrsg.] (2010): Qualitätssicherungsmaßnahmen bei innovativen direkten/indirekten Probennahmeverfahren für Boden, Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung, Fachinformation des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Internetpräsentation), Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg, 18.

USEPA, US Environmental Protection Agency [Hrsg.] (2005): Groundwater Sampling and Monitoring with Direct Push Technologies.

VDI 3865-1:2005-06: VDI 3865 Blatt 1:2005-06, Messen organischer Bodenverunreinigungen - Messplanung für die Untersuchung der Bodenluft auf leichtflüchtige organische Verbindungen.

VDI 3865-2:1998-01: VDI 3865 Blatt 2: 1998-01, Messen organischer Bodenverunreinigungen - Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben.

VDI 3865-3:1998-06: VDI 3865 Blatt 3: 1998-06, Messen organischer Bodenverunreinigungen - Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösungsmittel.

VDI 3865-4:2000-12: VDI 3865 Blatt 4: 2000-12, Messen organischer Bodenverunreinigungen - Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft durch Direktmessung.

Wessel-Bothe, S.; Weihermüller, L. [Hrsg.] (2020): Field measurement methods in soil science, Stuttgart, Borntraeger Science Publishers; Schweizerbart Textbooks, Quantifying the environment, 210 S.

3 Anhang: Abbau- und Rückhaltewirkung der wasserungesättigten Zone

3.1 Allgemeines

Wenn aufgrund von Materialuntersuchungen (Kapitel 5.3, 6.3 und Anhang 1) oder Sickerwasserbeprobungen/-untersuchungen oberhalb des Ortes der Beurteilung (Anhang 2) für den Ort der Probenahme eine Prüfwertüberschreitung ermittelt oder vermutet wird, ist in einem weiteren Schritt eine Sickerwasserprognose zu erstellen. Ein elementarer Schritt hierbei ist die Berücksichtigung der Abbau- und Rückhaltewirkung der wasserungesättigten Zone (§ 14 Abs. 3 BBodSchV) im Sinne einer Schutzfunktion für das Grundwasser. Dies ist zwingend erforderlich, um den Schadstoffeintrag in das Grundwasser am Ort der Beurteilung abschätzen zu können. Von besonderer Relevanz ist hierbei der Bereich der wasserungesättigten Zone zwischen der Unterkante der Schadstoffquelle und dem Ort der Beurteilung (mittlerer Grundwasserhöchststand).

Im Rahmen der orientierenden Untersuchung ist die Abschätzung, ob auch am Ort der Beurteilung eine Prüfwertüberschreitung zu erwarten ist, i. d. R. nur verbal-argumentativ möglich (Kapitel 5.3). Einzelfallspezifisch kann, unter Berücksichtigung hinreichend konservativ abgeschätzter Eingabeparameter, auch eine Berechnung mit einfachen mathematischen Methoden möglich sein, z. B. dem analytischen Prognosetool ALTEX-1D.

Bei Detailuntersuchungen liegen i. d. R. mehr Daten vor, auf Grundlage derer durch analytische oder numerische Berechnungsmethoden näherungsweise und mit größerer Genauigkeit als in der orientierenden Untersuchung eine quantitative Abschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung erfolgen kann (Kapitel 6.3).

3.2 Abbau- und Rückhaltewirkung der wasserungesättigten Zone

Unter der Abbau- und Rückhaltewirkung der wasserungesättigten Zone wird im Folgenden das komplexe Zusammenwirken einer Vielzahl von Prozessen bei der Passage des Sickerwassers durch die wasserungesättigte Zone verstanden, das eine Verringerung der Schadstofffrachten und -konzentrationen bewirkt und somit dem Schutz des Grundwassers vor schädlichen Stoffeinträgen dient. Die Abbau- und Rückhaltewirkung wird vor allem von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Länge der unbelasteten Sickerstrecke
- Durchlässigkeit der wasserungesättigten Zone, i. W. bestimmt durch
 - die Bodenart und Textureigenschaften (z. B. Porengefüge)
 - die Sättigungsverhältnisse
 - das strömungswirksame Porenvolumen (bzw. die nutzbare Feldkapazität)
- Sickerwasserrate
- Rückhalteprozesse (Adsorption, Filterung, Fällung)
- Umwandlungs- und Abbauprozesse.

Wie die Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone im Rahmen der OU bzw. DU ermittelt und beurteilt wird, ist in Kapitel 5.3 (verbal-argumentative Betrachtung) bzw. in Kapitel 6.3 in Verbindung mit Anhang 8 (mathematische Abschätzung) beschrieben.

3.2.1 Länge der unbelasteten Sickerstrecke

Als Länge der unbelasteten Sickerstrecke z_{sw} bzw. unbelastete Grundwasserüberdeckung (siehe Abbildung 10) wird der Bereich zwischen der Unterkante des kontaminierten Bodenkörpers (Schadstoffquelle) und dem Ort der Beurteilung definiert. Als Ort der Beurteilung wird hier der mittlere Grundwasserhöchststand angenommen. Dieser ist für den jeweiligen Einzelfall anhand von Bohrdaten (repräsentative Bodenansprache), (benachbarten) Messstellen und/oder Kartenwerken (z. B. Flurabstandskarten) abzuleiten. Weitere Einflussfaktoren, wie nahegelegene Grundwasserförderungen (Trink-/Brauchwassergewinnung, Bergbau, usw.) sind prognostisch bei der Bestimmung des Orts der Beurteilung zu berücksichtigen.

Mit zunehmender Länge der unbelasteten Sickerstrecke erhöht sich die Verweildauer des Sickerwassers in der wasserungesättigten Zone und damit die Schutzwirkung gegenüber dem Grundwasser.

3.2.2 Durchlässigkeit der wasserungesättigten Zone

Die Durchlässigkeit kann als integraler Bewertungsmaßstab verstanden werden, der Aussagen über Menge und Geschwindigkeit des Sickerwassers ermöglicht. Dabei ist der Zusammenhang zwischen Durchlässigkeit und Verweildauer umgekehrt proportional. D. h. je höher die Durchlässigkeit der wasserungesättigten Zone ist, desto höher ist die Geschwindigkeit des Sickerwassers und desto geringer die Verweildauer.

Die Durchlässigkeit hängt im Wesentlichen von der Bodenart und dementsprechend von der Größe, Form und Verteilung der Bodenbestandteile sowie der damit verbundenen Porenverteilung ab. Sie wird in Richtung feinerer Korngrößen grundsätzlich geringer. Bindige Böden mit hohem Feinkornanteil (Schluff und Ton) weisen daher i. d. R. geringe Durchlässigkeiten auf. Weiterhin hängt die Durchlässigkeit von der aktuellen Wassersättigung ab. Bei vollständig entwässertem oder wassergesättigtem Porenvolumen ist die Durchlässigkeit z.T. erheblich reduziert. Präferenzielle (bevorzugte) Fließwege, z. B. durch Trockenrisse oder Durchwurzelung, können punktuell zu einer erhöhten Durchlässigkeit führen.

Folgende Punkte sind bei der Beurteilung der Durchlässigkeit zu beachten:

- Oberflächennahe Schichten mit hohem Tonanteil neigen bei wiederkehrendem Wechsel der Sättigungsverhältnisse zur Bildung von Trockenrissen und entsprechend zu punktuell erhöhter Durchlässigkeit
- Bei geringer lateraler Ausdehnung stauender Schichten (z. B. Tonlinsen) bzw. vorhandener Unterbrechungen/Lücken ist deren Schutzwirkung für das Grundwasser gering.

3.2.3 Sickerwasserrate

Für die Bewertung der Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone ist die Berücksichtigung der pro Zeit- und Flächeneinheit in den Untergrund infiltrierende Wassermenge (Sickerwasser) notwendig.

Sickerwasser entsteht i. d. R. durch Infiltration des Niederschlags in den Boden. Weitere Möglichkeiten sind z. B. in den Boden infiltrierende Gewässer oder undichte Kanalisationen. Dies ist im Einzelfall in die Betrachtung mit einzubeziehen. Vereinfachend kann angenommen werden, dass entstehendes Sickerwasser vollständig zur Grundwasserneubildung beiträgt. Dann kann die Sickerwasserrate [mm/a] gleich der Grundwasserneubildung gesetzt werden. Dabei bleibt jedoch das über das Wurzelsystem zur Transpiration entzogene Wasser unberücksichtigt. Ist im betrachteten Einzelfall davon auszugehen, dass diese in relevantem Umfang vorhanden ist, sollte dies in die Betrachtung einbezogen werden.

Je geringer die Sickerwasserrate ist, desto länger ist die Verweildauer des Sickerwassers in der wasserungesättigten Zone. Die Sickerwasserrate wird in erster Linie von der klimatischen Wasserbilanz beeinflusst (z. B. Niederschlag, Versiegelung bzw. Bewuchs der Fläche, Relief). Die Sickerwasserrate kann v. a. mit den folgenden Verfahren berechnet werden:

- DIN 19687,
- TUB-BGR-Verfahren (Wessolek et al. 2004),
- Verfahren nach Beims & Gutt (2002).

Versiegelungen (z. B. Beton-, Teer-, Asphaltdecken) bewirken im Allgemeinen niedrige Sickerwasserraten. Jedoch kann auch unter versiegelten Flächen Sickerwasser auftreten, z. B. bei schadhafter Versiegelung, undichter Kanalisation oder lateralem Wasserzufluss. Die Schutzfunktion der Versiegelung für das Grundwasser ist dann eingeschränkt oder nicht gegeben. Ist die Versiegelung über einem Schadensherd weitgehend unbeschädigt und der Fortbestand der Versiegelung auch in Zukunft gewährleistet, kann von einer sehr geringen Sickerwasserrate ausgegangen werden.

Unabhängig von Versiegelungen können Bodenbedeckungen die Sickerwasserrate beeinflussen. Das Ausmaß der Beeinflussung ist dabei abhängig von Art und Zustand der Bedeckung. Beispielsweise mindern Pflasterungen oder dichter Pflanzenbewuchs¹⁹ die Sickerwasserrate.

Leichtflüchtige Schadstoffe (z. B. LCKW, BTEX) können sich auch über die Bodenluft ausbreiten. Der Transport derartiger Schadstoffe ist damit nicht ausschließlich an das Sickerwasser gebunden. Bei der Gefährdungsabschätzung insgesamt ist zu berücksichtigen, dass verschiedene flüchtige Schadstoffe in der Lage sind durch Versiegelungen zu migrieren. Schadstoffe können somit an Stellen relevant werden, die mit einfacher Betrachtung der Sickerwasserströme nicht zu erklären sind. Somit sind ggf. weitere Wirkungspfade in die Betrachtung mit aufzunehmen (v. a. Boden-Bodenluft-Innenraumluft-Mensch).

Liegen Schadstoffe als mobile Phase vor (relativer Volumenanteil im Porenraum des Bodens übersteigt die Residualsättigung), kann ein Schadstofftransport unabhängig

¹⁹ Die Wasserdurchlässigkeit von Pflasterfugen kann sich im Laufe der Zeit durch den Eintrag von Feinmaterial und Kolmation deutlich reduzieren. Die Reduktion der Sickerwasserrate durch Pflanzenbewuchs ist abhängig von Art und Bedeckungsgrad der Pflanzen. Pflanzenbestand mit weitgreifenden Wurzelsystemen und einem hohen Wasserbedarf transpirieren bedeutende Anteile des anfallenden Sickerwassers, so dass dieses nicht für eine Grundwasserneubildung zur Verfügung steht.

vom Sickerwasser (und damit unabhängig von der Art und dem Zustand der Versiegelung) stattfinden.

3.2.4 Rückhalteprozesse

Rückhalteprozesse sind als weitere relevante standortspezifische Parameter bei der Beurteilung der Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone zu berücksichtigen. Den wichtigsten Parameter stellt das Adsorptionsvermögen der wasserungesättigten Zone dar.

Unter dem Adsorptionsvermögen wird die Kapazität für die Festlegung (Adsorption) von Schadstoffen an den Oberflächen von Bodenbestandteilen verstanden. Das Adsorptionsvermögen ist somit der wichtigste Prozess, welcher der Mobilität eines Schadstoffs entgegenwirkt. Insbesondere Milieuänderungen (z. B. pH-Wert-Veränderungen, Änderung der Ionenstärke) können sich auf das Adsorptionsverhalten und damit auf die Mobilität der Schadstoffe auswirken.

Das Adsorptionsvermögen des Bodens wird dabei hauptsächlich durch den Gehalt an nicht kaolinitischen Tonmineralen, Eisen-, Mangan- und Aluminium(hydr)oxiden sowie den Anteil an organischem Kohlenstoff bestimmt. Durch die i. d. R. bestehende Korrelation zwischen Korngröße und Durchlässigkeit ist der Tonanteil über die Durchlässigkeit bereits indirekt berücksichtigt. Ein hoher Anteil an organischem Kohlenstoff kann bei der Beurteilung der Schutzfunktion der wasserungesättigten Zone berücksichtigt werden. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn Schadstoffe mit hoher Affinität zu organischer Substanz²⁰ vorliegen (z. B. organische Schadstoffe (unpolare Wechselwirkungen), Blei und Quecksilber (elektrostatische Wechselwirkungen)). Beträgt der Anteil des organischen Kohlenstoffs in der wasserungesättigten Zone im Durchschnitt mehr als 2%, werden i. A. die Adsorptionseigenschaften der organischen Substanz für o. g. Schadstoffe relevant. Auch bei einem Anteil des organischen Kohlenstoffs von 0,1 bis 2% kann u. U. von einer höheren Schutzfunktion ausgegangen werden, wenn die Schichten eine ausreichende Mächtigkeit aufweisen.

Für viele altlastrelevante Schadstoffe sind in ALTEX-1D Adsorptionskonstanten (K_d -Werte) angegeben. Hierbei ist zu beachten, dass es sich dabei um Literaturwerte handelt, die oft stark von den experimentellen Gegebenheiten abhängen, unter denen sie abgeleitet wurden und somit teils um mehrere Größenordnungen schwanken können. Eine Sickerwasserprognose mit diesen Literaturwerten stellt daher nur eine erste grobe Näherung dar. Um zu einem präziseren Ergebnis zu gelangen, sollten die standortspezifischen Gegebenheiten durch Laboruntersuchungen mit standorttypischem Boden berücksichtigt werden.

Zudem können Schadstoffe durch Bildung von Mineralphasen festgelegt werden (z. B. Arsen als As_2S_3). Ist eine Lösung in Bezug auf eine feste Phase übersättigt (Sättigungsindex >0) fällt aus thermodynamischer Sicht die entsprechende Mineralphase aus. Zu beachten ist jedoch, dass Mineralphasen trotz deutlicher Übersättigung aufgrund der langsamen Reaktionskinetik oftmals nicht ausfallen können. Fällt eine andere Mineralphase aus und der Schadstoff wird „nur zufällig“ in das Kristallgitter eingebaut (inkorporiert), spricht man von Coprezipitation (Mitfällung).

²⁰ Organische Substanz besitzt eine global negative Ladung, kann jedoch auch unpolare Bindungen eingehen.

Erfolgt der Schadstofftransport überwiegend partikulär (Schadstoff liegt als Partikel vor) oder partikel-gebunden (Partikel dient als Transportmedium für den daran adsorbierten Schadstoff) kann die Filtration durch Größenausschluss einen weiteren relevanten Rückhalteprozess darstellen.

3.2.5 (Mikrobiologische) Umwandlungs- und Abbauprozesse

(Mikrobiologische) Umwandlungs- und Abbauprozesse sowie Adsorptionsprozesse werden im Wesentlichen durch die Verweildauer des Sickerwassers in der wasserungesättigten Zone beeinflusst. Je länger die Verweildauer ist, desto besser können diese Prozesse wirksam werden und damit eine Verringerung der Schadstoffkonzentrationen (und -frachten) im Sickerwasser bewirken (Hölting et al. 1995). Vor allem die drei erstgenannten Standortparameter beeinflussen die Verweildauer des Sickerwassers in der wasserungesättigten Zone. Bei geringer Länge der Sickerstrecke in der unbelasteten Grundwasserüberdeckung oder bei sehr durchlässigen Böden ist die Verweildauer des verunreinigten Sickerwassers relativ kurz. Dadurch findet i. d. R. im Sickerwasser keine nennenswerte Umwandlung bzw. kein Abbau statt. Für stationäre Bedingungen kann die Verweildauer beispielsweise nach DIN 19732 berechnet werden.

Einige organische und anorganische Schadstoffe, wie z. B. PFAS-Precursoren, sprengstofftypische Verbindungen (STV) oder Chrom (Chrom^{III}/Chrom^{VI}), können (mikrobiologisch) umgewandelt werden, andere, wie z. B. MKW oder BTEX, sind biologisch vollständig abbaubar. Hierbei ist zu beachten, dass die Bildung toxischer und mobiler Metabolite und Abbauprodukte möglich ist.

Hinweise zur (mikrobiellen) Umwandlung bzw. Abbaubarkeit einiger relevanter organischer und anorganischer Schadstoffe (z. B. LHKW, PAK, Chrom) sind in Anhang 6 aufgeführt. Für viele altlastrelevante organischen Stoffe sind in ALTEX-1D Halbwertszeiten (Minimal- und Maximalwerte) aufgeführt.

3.3 Literaturverzeichnis

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

Beims, U.; Gutt, B. (2002): Entwicklung eines rationellen Verfahrens zur Bewertung von Bodenkontaminationen und deren Exposition (EXPOSI), Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben.

DIN 19687:2011-08: Bodenbeschaffenheit - Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden.

DIN 19732:2011-10: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbierbaren Stoffen.

Hölting, B.; Haertlé, T.; Hohberger, K.-H.; Nachtigall, K. H.; Villinger, E.; Weinzierl, W.; Wrobel, J.-P. [Hrsg.] (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der-Grundwasserüberdeckung, Geologisches Jahrbuch, Reihe C., 63.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.] (2020): ALTEX-1D, Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS-EXCEL, Version 3.4.5.

Wessolek, G.; Duijnesveld, W.; Trinks, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: Das TUB-BGR-Verfahren, Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten, Forum für Hydrogeologie und Wasserbewirtschaftung, 5.

4 Anhang: Grundwasseruntersuchungen

4.1 Allgemeines

Gemäß § 14 Abs. 1 Nr. 2 der BBodSchV kann die Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung auf der Grundlage von Rückschlüssen (Kapitel 5.3.2) oder Rückrechnungen (Kapitel 6.4) aus Grundwasseruntersuchungen im Abstrom abgeschätzt werden. Hierzu sind entsprechende Grundwasseraufschlüsse, welche eine repräsentative Grundwasserprobennahme ermöglichen, erforderlich.

In der orientierenden Untersuchung sind Grundwasseruntersuchungen zur Durchführung oder Plausibilitätsbetrachtung einer Sickerwasserprognose sinnvoll, wenn:

- für die Zielstellung einer Sickerwasserprognose bereits (repräsentative und geeignete) Messstellen vorhanden sind
- entsprechend dem Schadstoffinventar oder den hydrogeologischen Standortbedingungen z. B. ein schneller Schadstofftransport durch die wasserungesättigte Zone erwartbar ist oder
- sich die Sickerwasserprognose auf eine Altablagerung bezieht.

In der Detailuntersuchung ist i. d. R. davon auszugehen, dass in Bezug auf eine ganzheitliche Gefährdungsabschätzung des Schutzgutes Grundwasser entsprechende Grundwassermessstellen errichtet werden. Ziel ist im Allgemeinen z. B. die Klärung folgender standörtlicher Gegebenheiten/Randbedingungen:

- Flurabstand
- Grundwasserfließrichtung/-geschwindigkeit und
- Hydrogeologische Eigenschaften
- Grundwasserbeschaffenheit
- Ermittlung und Abgrenzung von Schadstoffquelle und Schadstofffahne.

Dementsprechend ist es sinnvoll die entsprechenden Erkenntnisse auch für die Sickerwasserprognose zu nutzen. Für eine Sickerwasserprognose im Rahmen der Gefährdungsabschätzung für Altablagerungen sind Grundwasseruntersuchungen i. d. R. erforderlich.

4.2 Planung und Durchführung der Grundwasseruntersuchungen

Untersuchungen des Grundwassers setzen eine sach- und fachgerechte sowie qualitätsgesicherte Ausführung des Messstellenbaus und der Probennahme voraus.

4.2.1 Bau von Grundwassermessstellen

Vor der Durchführung von Grundwasseruntersuchungen bzw. Einbeziehung bereits bestehender Grundwassermessstellen ist es zwingend notwendig die hydrogeologischen Standortbedingungen (z. B. Flurabstand, Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit) hinreichend genau zu charakterisieren (Standortcharakterisierung, siehe Kapitel 5.1). Nur bei ausreichender Kenntnis der standortspezifischen hydrogeologischen Bedingungen sind Aussagen zur Repräsentativität im Sinne der Aufgabenstellung (Sickerwasserprognose) von bereits bestehenden sowie ggf. die Planung neuer Grundwassermessstellen möglich. Die Ermittlung der Grundwasserfließrichtung

muss sich beispielsweise aus mindesten 3 Grundwassermessstellen ergeben (hydrologisches Dreieck), die in einem hydrogeologisch zusammenhängenden Grundwasserleiter verfiltert sind.

Hierzu können in Abhängigkeit von der Bearbeitungsstufe z. B. auf die Erkenntnisse aus hydrogeologischen Kartenwerken und Bohrarchiven oder bereits durchgeführter Grundwasseruntersuchungen zurückgegriffen werden.

Für die Sickerwasserprognose (Rückschluss/Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen) sind Grundwassermessstellen im unmittelbaren Abstrom und i. d. R. im Anstrom der erwarteten Kontaminationsschwerpunkte erforderlich.

Vor der Nutzung von Bestandsmessstellen ist grundsätzlich zu prüfen, ob die Messstellen für die jeweilige Fragestellung geeignet und repräsentative Ergebnisse liefern können und inwieweit der tatsächliche An- und Abstrom der Untersuchungsfläche erfasst wird (u. a. geeignete Lage der Messstelle, passende Ausbautiefe und Filterlage(n), Funktionstüchtigkeit).

Sind an einem Standort keine Messstellen vorhanden, ist unter Abwägung von Aufwand/Kosten und dem für die Gefährdungsabschätzung zu erwartenden Kenntnisgewinn (Verhältnismäßigkeit) über die Errichtung von Messstellen zu entscheiden. Weiterhin ist zu prüfen, ob es für die Fragestellung ausreichend ist, anstatt stationären Messstellen auch temporäre Messstellen zu errichten. Eine kostengünstige Alternative zur Errichtung herkömmlicher Grundwassermessstellen, insbesondere im Rahmen von orientierenden Untersuchungen, können Grundwassersondierungen darstellen, die ebenfalls tiefenorientierte Grundwasseruntersuchungen ermöglichen.

Grundwasserprobennahme:

Zu Details der Probennahmedurchführung z. B. hinsichtlich:

- Vorgabe zur Einbautiefe der Grundwasserprobennahmepumpe,
- Mindestabpumpzeit,
- Erreichung des hydraulischen Abbruchkriteriums und
- Erreichen der Konstanz der Milieukennwerte bzw. Leitkennwerte

wird auf die entsprechenden Fachveröffentlichungen der Bundesländer und Fachverbände verwiesen (ISQAB).

Um eine Kontaminationsverschleppung bei der Probennahme zu vermeiden und damit eine Reinigung der Steigleitungen und Pumpen vor jeder Grundwasserprobennahme möglichst entfallen kann, sollte innerhalb einer Kampagne die Beprobungsreihenfolge so festgelegt werden, dass die Beprobung von der am geringsten zu der am höchsten belasteten Grundwassermessstelle erfolgt.

Für eine Beurteilung der Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen mit weitreichenden Entscheidungen hinsichtlich einer Sanierung ist eine besondere Sorgfalt erforderlich.

4.2.2 Vorgehensweise bei Existenz von Schadstoffphase

Problematisch ist die Grundwasserprobennahme unterhalb einer frei aufschwimmenden Schadstoffphase²¹, da es beim Einbau der Probennahmetechnik leicht zu ihrer Verschmutzung und während des Pumpversuches zum Mitreißen von Ölbläschen (Bubbles) kommen kann.

Bei der Beprobung von Grundwassermessstellen mit Schadstoffphasenanteilen ist sicherzustellen, dass diese weder selbst noch das im chemischen Gleichgewicht mit der Schadstoffphase stehende Standrohrwasser beprobt wird. Die Probennahmetechnik darf zu keinem Zeitpunkt der Probennahme mit der Schadstoffphase in Kontakt treten.

Für die Grundwasserprobennahme unterhalb freischwimmender Phasen hat sich auch die BAT-Probennahmetechnik mittels Grundwassersondierung bewährt (siehe Anhang 2).

Phasenstandsmessungen

Mit der Messung der Trennflächen zwischen Grundwasser und einer aufschwimmenden Schadstoffphase (z. B. Mineralölkohlenwasserstoffe/MKW) sind sehr genaue Aussagen zu den Spiegellagen von MKW- und Wasseroberfläche und damit zur Schichtdicke der aufschwimmenden MKW-Phase möglich.

Im Labor ist an einer entnommenen Phasenprobe (z. B. mittels Phasenschöpfer) die Dichte messstellenspezifisch zu bestimmen und mit dieser die Korrektur des gemessenen Wasserstandes durchzuführen. Mit der Kenntnis der Schichtdicke der MKW-Phase und ihrer Dichte ist es möglich, die Druckhöhe des Grundwassers ohne MKW-Phase zu berechnen. Bedingung für diese Berechnung ist der einwandfreie hydraulische Kontakt des Grundwassers im Beobachtungsrohr mit seiner Umgebung.

4.3 Literaturverzeichnis

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.]: ISQAB, Das Informationssystem zur Qualitätssicherung bei der Altlastenbearbeitung, <https://isqab.lbeg.de/>.

²¹ LNAPL (engl. light non aqueous phase liquid), z. B. Kerosin und Ottokraftstoffe
LABO (2024)

5 Anhang: Beispiele für die Herleitung einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung und der Länge einer Schadstoffquelle in Grundwasserströmungsrichtung

Zur Berechnung der Einmischungskonzentration (Kapitel 5.4 und 6.3.3) werden unter anderem die zu erwartende flächenrepräsentative Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung (c_{OdB}) und die Länge der Schadstoffquelle mit Prüfwertüberschreitungen am Ort der Beurteilung in Grundwasserströmungsrichtung (L_Q) der altlastverdächtigen Fläche benötigt. Hierbei ist zu beachten, dass Kontaminationen mit verschiedenen Schadstoffen unterschiedliche Schadstoffverteilungen und damit auch verschiedene Längen der Schadstoffquelle am Ort der Beurteilung in Grundwasserströmungsrichtung ergeben können. Nachfolgend wird die Herleitung dieser Parameter beispielhaft für einen beliebigen Schadstoff gezeigt.

Da sich der Bereich der Schadstoffquelle i. d. R. durch mehrere Probennahmepunkte aufspannt, Gleichung (7 bzw. 8) in Kapitel 6.3.3 zur Berechnung der Einmischungskonzentration aber nur einen Konzentrationswert am Ort der Beurteilung (c_{OdB}) zulässt, muss ein flächenrepräsentativer Wert ermittelt werden.

In der Regel liegen an den jeweiligen Probennahmepunkten die Eluatkonzentrationen am Ort der Probennahme vor. Anhand dieser wird, durch geeignete quantitative Abschätzungsmethoden (z. B. ALTEX-1D), eine (Maximal-)Konzentration am Ort der Beurteilung ermittelt. Im Rahmen einer Worst-Case-Betrachtung und/oder aus Mangel an Kennwerten für die wasserungesättigte Zone (OU), kann auch die Eluat-Konzentration am Ort der Probennahme der Konzentration am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden.

Liegen repräsentative, hinreichend konservative Abschätzungen für die Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung an den einzelnen Probennahmepunkten vor, kann der Bereich mit Prüfwertüberschreitungen am Ort der Beurteilung in einem Lageplan dargestellt werden (vergleichbar mit einer Schadstoffverteilungskarte mit Isokonzen). Je detaillierter die Schadstoffverteilung durch geeignete Verfahren erkundet ist, desto genauer lässt sich mit nachfolgenden Methoden eine flächenrepräsentative Konzentration am Ort der Beurteilung ableiten.

Die Ableitung einer Schadstoffverteilungskarte aus den Einzelwerten kann, unter Berücksichtigung der einzelfallspezifischen Gegebenheiten, durch geeignete Interpolationsmethoden erfolgen. Es ist zu beachten, dass unterschiedliche Interpolationsmethoden methodenspezifisch zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Das beispielhafte Ergebnis einer solchen Interpolation von Bereichen mit prüfwertüberschreitenden Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung ist in Abbildung 14 dargestellt.

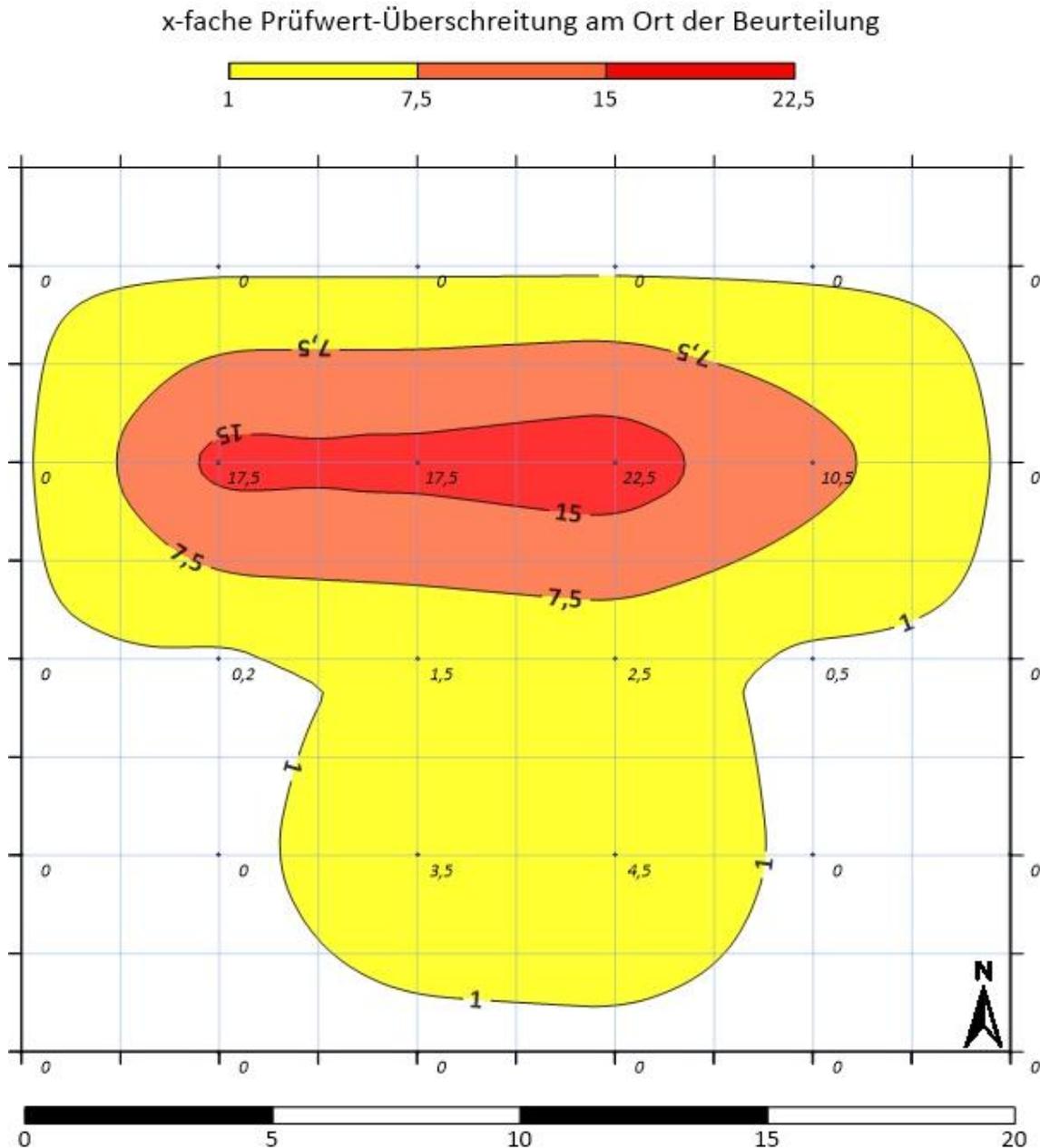


Abbildung 14: Beispielhafte Verteilung eines Schadstoffes einer Eintragsquelle am Ort der Beurteilung. Die Isokonzen wurden auf Grundlage der einzelnen Probennahmepunkte (punktuell beispielhaft festgelegte x-fache-Prüfwertüberschreitung am O.d.B.; *kursiv dargestellt*) mit einer geeigneten Interpolationsmethode berechnet.

Für die schadstoffspezifische Herleitung der Länge der Schadstoffquelle (L_Q) und einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung (c_{OdB}) ist in einem ersten Schritt die Grundwasserströmungsrichtung festzulegen. In Abhängigkeit von der Strömungsrichtung kann dann die maximale Länge der prognostizierten Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung (L_Q) festgestellt werden (siehe Abbildung 15 und Abbildung 17 - 19).

Um eine flächenrepräsentative Konzentration am Ort der Beurteilung (c_{OdB}) zu erhalten, kann im einfachsten Fall als Worst-Case-Ansatz die höchste ermittelte Schadstoff-

konzentration als repräsentativ für die gesamte Schadstoffquelle angenommen werden (siehe Anhang 5 Abbildung 15). Wenn bereits auf diese Weise die berechnete Konzentration in der hypothetischen Einmischungszone den Prüfwert am Ort der Beurteilung unterschreitet, kann die Einmischungsprognose frühzeitig beendet werden.

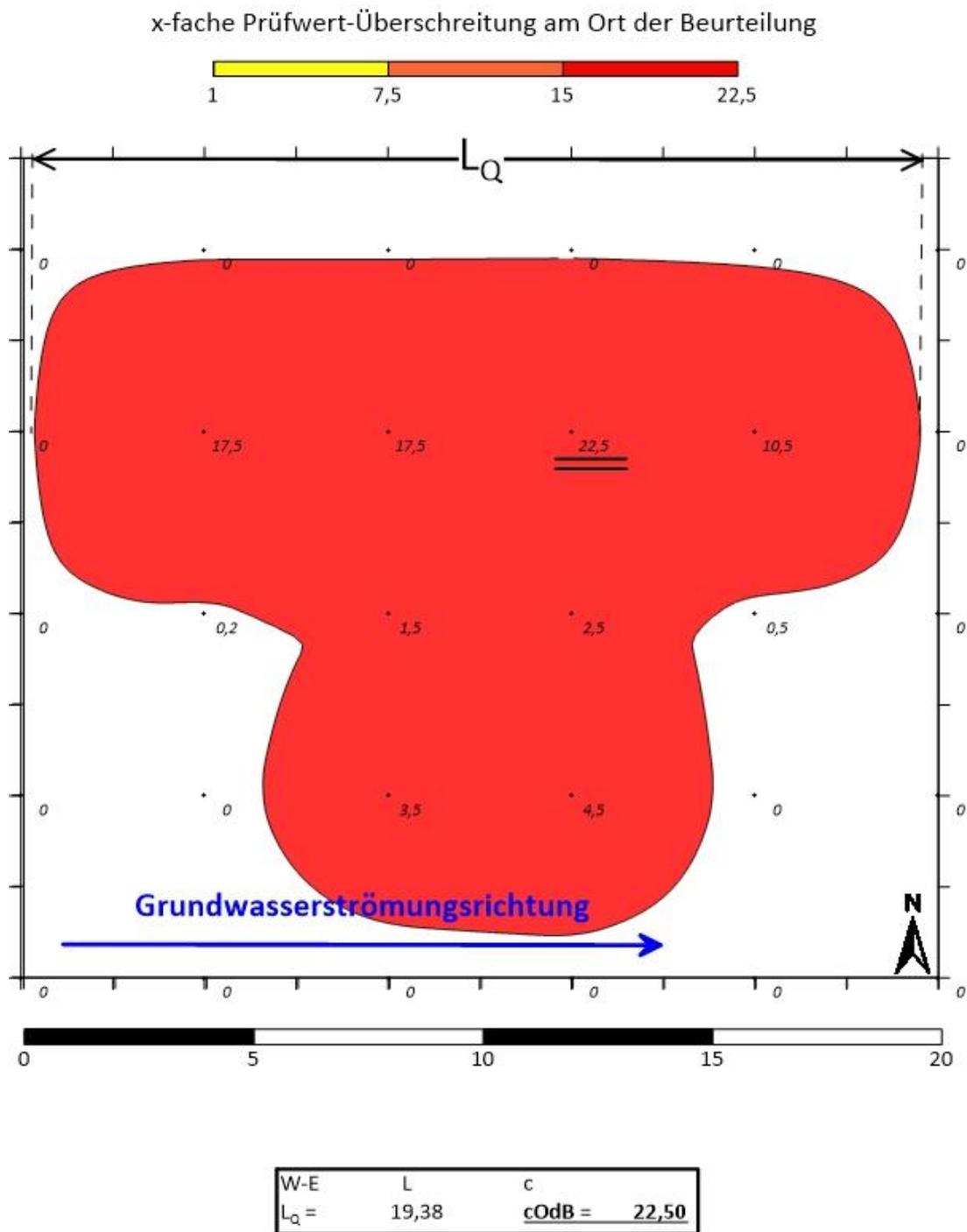


Abbildung 15: Ableitung einer flächenrepräsentativen Konzentration am Ort der Beurteilung unter Worst-Case-Annahmen bei einer Grundwasserströmungsrichtung von West nach Ost. Hier wurde die Maximalkonzentration der 22,5-fachen Prüfwertüberschreitung aus Anhang 5 Abbildung 14 auf die gesamte Ausdehnung des Schadstoffes übertragen.

Wird der Prüfwert bei dieser vereinfachten Annahme überschritten, ist es möglich, durch Projektion der senkrecht zu L_Q liegenden Maximalkonzentrationen ein längengewichtetes Mittel gemäß der Gleichung in Abbildung 16 herzuleiten.

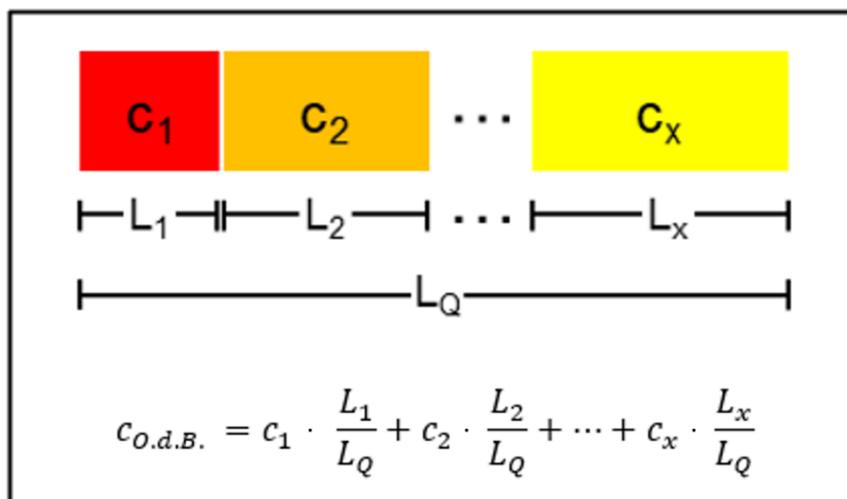


Abbildung 16: Beispielhafte Herleitung einer längengewichteten Konzentration am Ort der Beurteilung mit c_1 : Konzentration eines ersten Konzentrationsbereichs, c_2 : Konzentration eines zweiten Konzentrationsbereichs, c_x : Konzentration eines x-ten Konzentrationsbereichs, L_1 : Länge in Grundwasserströmungsrichtung, die c_1 überspannt, L_2 : Länge in Grundwasserströmungsrichtung, die c_2 überspannt, L_x : Länge in Grundwasserströmungsrichtung, die c_x überspannt L_Q : Gesamtlänge der Schadstoffquelle in Grundwasserströmungsrichtung ($L_1 + L_2 + \dots + L_x$).

Eine beispielhafte Anwendung der Gleichung in Anhang 5 Abbildung 16 auf die Schadstoffverteilung in Anhang 5 Abbildung 14 ist in Anhang 5 Abbildung 17 bis 19 für drei verschiedene Grundwasserströmungsrichtungen dargestellt. Die Einzelergebnisse der prognostizierten Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung sind hier zu Gunsten einer besseren Übersicht ausgeblendet.

Nach der Bestimmung der Länge der Teilsegmente L_1 - L_5 ist diesen jeweils eine Konzentrationshöhe zuzuordnen und anschließend die längengewichtete Konzentration nach der Gleichung in Anhang 5 Abbildung 16 zu berechnen. In diesem Beispiel wird vor dem Hintergrund einer hinreichend konservativen Abschätzung jeweils die Obergrenze des dargestellten Wertebereichs genutzt (7,5-, 15-, 22,5-facher Prüfwert).

Die Tabellen unterhalb von Anhang 5 Abbildung 17 bis 19 enthalten die so berechnete längengewichtete Konzentration am Ort der Beurteilung in Abhängigkeit unterschiedlicher Grundwasserströmungsrichtungen.

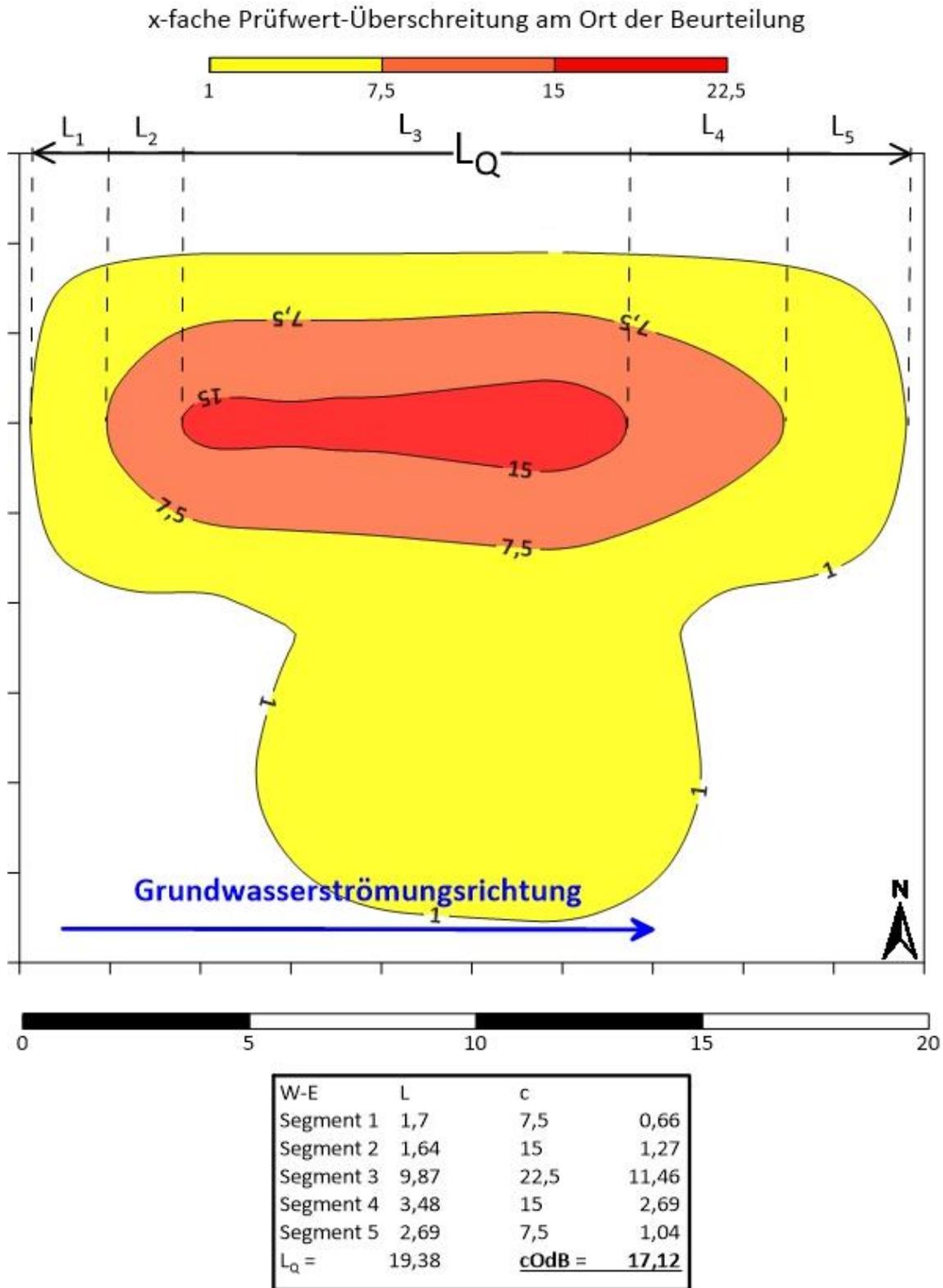


Abbildung 17: Beispielhafte Herleitung einer flächenrepräsentativen Konzentration am Ort der Beurteilung mit Hilfe von längengewichteten Konzentrationen bei einer Grundwasserströmungsrichtung von West nach Ost.

x-fache Prüfwert-Überschreitung am Ort der Beurteilung

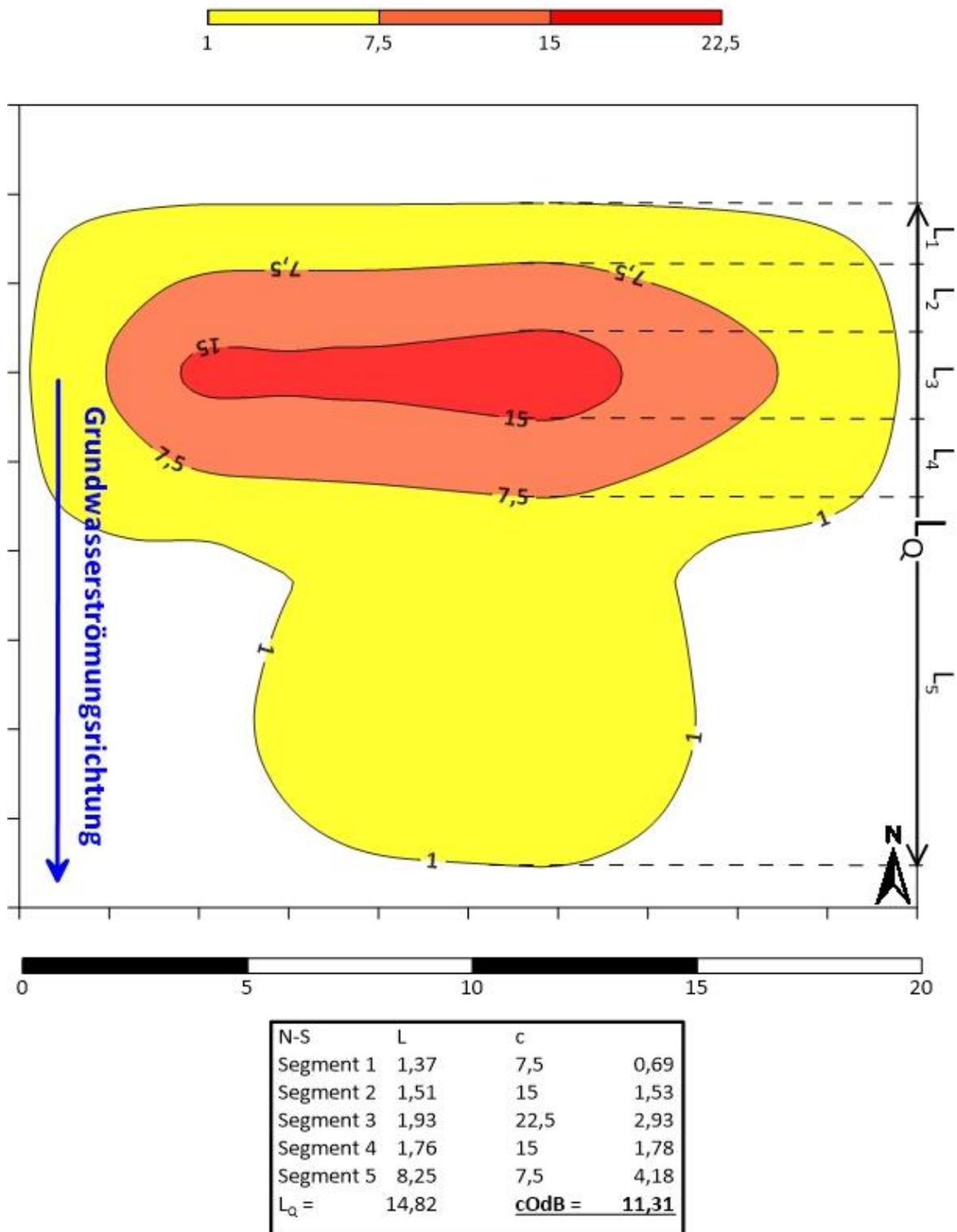


Abbildung 18: Beispielhafte Herleitung einer flächenrepräsentativen Konzentration am Ort der Beurteilung mit Hilfe von längengewichteten Konzentrationen bei einer Grundwasserströmungsrichtung von Nord nach Süd.

x-fache Prüfwert-Überschreitung am Ort der Beurteilung

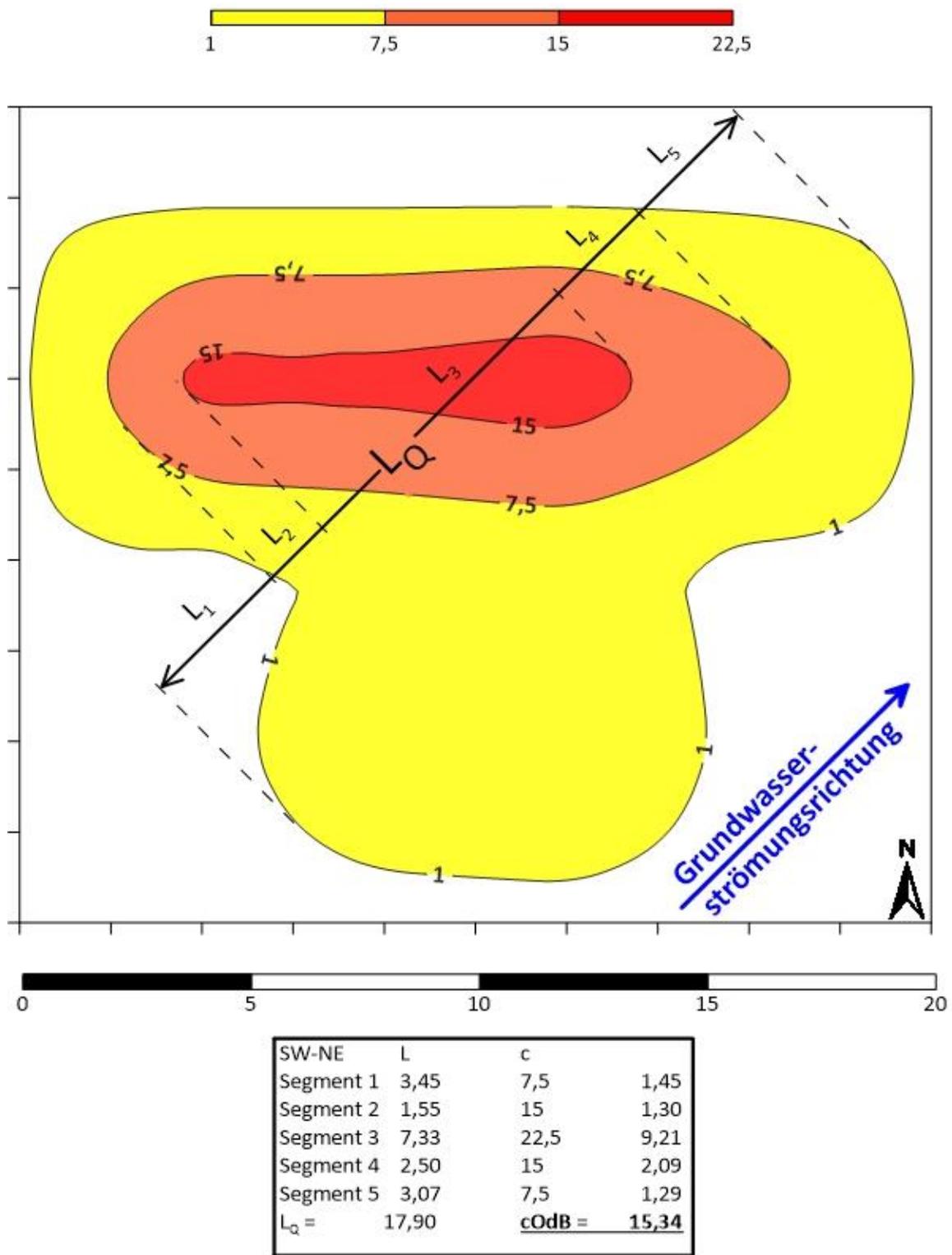


Abbildung 19: Beispielhafte Herleitung einer flächenrepräsentativen Konzentration am Ort der Beurteilung mit Hilfe von längengewichteten Konzentrationen bei einer Grundwasserströmungsrichtung von Südwest nach Nordost.

Je inhomogener die Höhe der Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung einer Schadstoffquelle verteilt ist, desto größer ist der Einfluss der Grundwasserströmungsrichtung auf die Ableitung eines flächenrepräsentativen Wertes (C_{ODB}).

Bei den hier dargestellten Methoden handelt es sich um ein beispielhaftes Vorgehen. Grundsätzlich ist darauf zu achten, dass die Ableitung einer flächenrepräsentativen Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung nachvollziehbar dargestellt wird und die Eingabeparameter hinreichend konservativ gewählt werden.

6 Anhang: Basisinformationen zu umweltrelevanten Schadstoffen

6.1 Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX)

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 3: Physikalisch-chemische Daten für aromatische Kohlenwasserstoffe

	Benzol	Toluol	Xylole	Ethylbenzol	Styrol	Cumol
Wasserlöslichkeit [mg/L]	1.700	550	175 – 198	170	250	50
Siedepunkt [°C]	80	111	138 – 144	136	145	152
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K _{ow}) [-]	135	490	ca. 1.600	1.600	1.000	3.550
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	0,88	0,87	0,86 – 0,88	0,87	0,91	0,86
Dynamische Viskosität [mPa · s]	0,7	0,6	0,6 – 0,8	0,7	0,8	0,79
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc}) [L/kg]	ca. 80	ca. 100	ca. 210	200 – 1.000	ca. 400	884
Wassergefährdungsklasse	3	2	2	1	2	1

Verhalten im Untergrund

Im Boden und Grundwasser sind BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole) ähnlich mobil und leichtflüchtig wie LCKW, sie reichern sich daher in der Bodenluft an. Da sie spezifisch leichter als Wasser sind, können sie nicht zur Grundwassersohle absinken.

Aufgrund des hohen Dampfdruckes können sich BTEX über die Bodenluft weiträumig verteilen. Liegen BTEX in Phase vor, begünstigt die geringe Viskosität die Versickerung. Aufgrund der relativ guten Wasserlöslichkeit können BTEX mit dem Sicker- und Grundwasser transportiert werden. Die Adsorption an organischen Bodenbestandteilen und Tonmineralien ist mäßig. Haben BTEX die wasserungesättigte Zone durchdrungen, können sie sich aufgrund der geringen Dichte im Kapillarraum anreichern („aufschwimmende Phase“).

Unter den BTEX weist Benzol die weitaus höchste Mobilität auf, gefolgt von Toluol. Die Mobilität der weiteren einkernigen Aromaten²², die ggf. von Relevanz sein können, ist wesentlich geringer.

Abbaubarkeit

BTEX sind unter günstigen Randbedingungen relativ gut mikrobiell abbaubar. Die Abbaubarkeit ist i. d. R. besser als die der Cycloalkane aber schlechter als die der Isoalkane. Unter aeroben Bedingungen erfolgt eine Transformation zu Phenolen bzw. Brenzkatechin, anschließend eine Ringöffnung und rasche Mineralisierung. Toluol und Benzol sind leichter abbaubar als z. B. Xylol.

Mobilität

Hohe bis mittlere Mobilität

²² Einkernige Aromaten: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole (o, m, p), Styrol, Cumol, n-Propylbenzol und Trimethylbenzole. sowie C₃ – C₆-Alkylbenzole.

6.2 Chlorbenzole

Der Parameter umfasst insgesamt zwölf verschiedene monocyclische Chlorbenzole, von denen bei der Analytik nur ausgewählte Parameter erfasst werden.

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 4: Physikalisch-chemische Daten für Chlorbenzole

	Monochlorbenzol	1,2-Dichlorbenzol	1,3-Dichlorbenzol	1,4-Dichlorbenzol	1,2,4-Trichlorbenzol	Hexachlorbenzol
Wasserlöslichkeit [mg/L]	500	150	11	80	4	<0,01
Siedepunkt [°C]	132	179	173	174	213	323
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K _{ow}) [-]	690	2.510	2.950	2.750	13.180	204.000
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,11	1,30	1,29	1,25	1,46	2,05
Dynamische Viskosität [mPa · s]	0,756	1,324	keine Angabe	keine Angabe	2,07	keine Angabe
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc}) [L/kg]	135	316	282	500 – 2.000	800 – 1.260	3.900
Wassergefährdungsklasse	2	2	2	2	3	3

Verhalten im Untergrund

Mono- und Dichlorbenzole weisen eine geringe Adsorption im Boden auf. Aufgrund ihrer niedrigen Dampfdrücke können sich Chlorbenzole in trockenen, kontaminierten Böden nicht verflüchtigen (Felten 2018).

Abbaubarkeit

Im Boden sehr langsamer mikrobiologischer Abbau sowohl unter anaeroben als auch unter aeroben Bedingungen. Die Toxizität sowie die Bio- und Geoakkumulation steigen mit zunehmendem Chlorierungsgrad.

Mobilität

Hohe Mobilität

6.3 Chlorphenole

Aufgrund des unterschiedlichen Chlorierungsgrades und wegen der verschiedenen Chlorpositionen zur funktionellen Gruppe gibt es 19 kongenere²³ Strukturen für Chlorphenole mit sehr unterschiedlichen physikalisch-chemischen und toxikologischen Eigenschaften.

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 5: Physikalisch-chemische Daten für Chlorphenole

	2-Chlorphenol	3-Chlorphenol	4-Chlorphenol	2,4-Dichlorphenol	2,4,6-Trichlorphenol	Pentachlorphenol
Wasserlöslichkeit [mg/L]	28.500	26.000	27.000	4.400	850	14
Siedepunkt [°C]	174	214	220	210	246	310 (Zersetzung)
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K _{ow}) [-]	148	302	251	1.150	4.900	102.300
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,23	1,25	1,31	1,38	1,67	1,98
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc}) [L/kg]	306	keine Angabe	89	1.580	5.011	31.600
Wassergefährdungsklasse	2	2	2	3	3	3

Verhalten im Untergrund

Die monosubstituierten Chlorphenole weisen nur eine mäßige, Pentachlorphenol (PCP) eine sehr starke Adsorptionstendenz auf (Welker 2004).

²³ Kongener (lat. con genus: mit gleichem Stamm): Von einem Grundkörper abgeleitete chemische Substanzklasse; insbesondere bei Dioxinen/Furanen und PCB häufig verwendeter Begriff.

Abbaubarkeit

Nimmt mit zunehmendem Chlorgehalt ab.

Mobilität

Hohe Mobilität

6.4 Etheroxygenate (MTBE, ETBE, TAME)

Etheroxygenate wie Methyl-tert-butylether (MTBE), Ethyl-tert-butylether (ETBE) und tert-Amylmethylether (TAME) sind kurzkettige sauerstoffhaltige Kohlenwasserstoffverbindungen, die Kraftstoffen zur Verbesserung der Klopfestigkeit und Optimierung des Verbrennungsvorgangs zugesetzt werden. Sie sind vor allem bei Boden- und Grundwasserkontaminationen bei Tankstellen und Raffinerien von Relevanz.

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 6: Physikalisch-chemische Daten für Etheroxygenate

	MTBE	ETBE	TAME
Wasserlöslichkeit [mg/L]	51.000	12.000	12.350
Siedepunkt [°C]	55	72	85
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) [-]	9	76	90
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	0,74	0,74	0,77
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{OC}) [L/kg]	1 – 12	37	42
Wassergefährdungsklasse	1	1	3

Verhalten im Untergrund

Aufgrund der geringen Adsorption an organische Bodenbestandteile weisen Etheroxygenate eine hohe Mobilität auf. Unter natürlichen Bedingungen findet praktisch kein Abbau der Verbindungen statt.

6.5 Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW)

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 7: Physikalisch-chemische Daten für leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe

	Tetrachlor- ethen (PER)	Trichlor- ethen (TRI)	1,2-cis- Dichlorethen	Vinyl- chlorid (VC)	Trichlor- methan	Tetrachlor- methan	LCKW Bandbreite
Wasserlöslichkeit [mg/L]	ca. 150	ca. 400	3.500	ca. 2.000	8.000	800	ca. 150 – 20.000
Siedepunkt [°C]	121	87	60	-14	61	77	-14 – 121
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient (K_{ow}) [-]	ca. 400	ca. 200	ca. 70	ca. 100	ca. 100	680	70 – 700
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,62	1,46	1,28	0,97	1,48	1,59	0,9 – 1,6
Dynamische Viskosität [mPa · s]	0,9	0,6	0,5	keine Angabe	0,6	keine Angabe	keine Angabe
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) [L/kg]	ca. 300	ca. 150	ca. 60	ca. 10	ca. 100	ca. 240	10 – 300

Verhalten im Untergrund

Aus der Gruppe der LHKW sind in erster Linie die LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) Ursache von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserkontaminationen. Sie sind im Boden und Untergrund sehr mobil und können sich aufgrund des hohen Dampfdruckes über die Bodenluft weiträumig verteilen. Aufgrund der hohen Dampfdichte sinken LCKW-Dämpfe bis zum Kapillarraum ab. Liegen LCKW in Phase vor, begünstigt die hohe Dichte und geringe Viskosität die rasche Versickerung und das Vordringen in tiefere Bodenschichten. Aufgrund der guten bis mäßigen Wasserlöslichkeit können LCKW mit dem Sickerwasser und Grundwasser transportiert werden. LCKW werden nur mäßig an organischen Bodenbestandteilen adsorbiert. Sind LCKW als Phase bis in die wassergesättigte Zone vorgedrungen, können sie sich aufgrund ihrer hohen Dichte an der Sohle des Grundwasserkörpers anreichern ("Schwerphase").

Versiegelungen, z. B. Asphaltdecken, bieten nur einen geringen Schutz. LHKW können auch in wenig durchlässige Böden eindringen.

Abbaubarkeit

Die mikrobielle Abbaubarkeit ist im Allgemeinen nur mäßig. Die höherchlorierten LCKW sind nur unter streng anaeroben Verhältnissen abbaubar, die niederchlorierten LCKW bevorzugt unter aeroben Verhältnissen. Die Bildung hochtoxischer Abbauprodukte ist möglich (z. B. Vinylchlorid). Ein weiteres Abbauprodukt ist 1,2-cis-Dichlorethen.

Mobilität

Hohe Mobilität

6.6 Mineralölbasierte Kohlenwasserstoffe (MKW)

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 8: Physikalisch-chemische Daten für mineralölbasierte Kohlenwasserstoffe

	Ottokraftstoff C₅ – C₁₀	Kerosin C₈ – C₁₇	Diesel, Heizöl EL C₉ – C₂₄	Schmieröl ca. C₁₇ – C₃₉
Wasserlöslichkeit [mg/L]	ca. 100	5 – 100	5 – 20	sehr gering
Siedebereich [°C]	36 – 175	150 – 280	160 – 390	300 – 525
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	ca. 0,7	ca. 0,8	ca. 0,8	ca. 0,9
Dynamische Viskosität [mPa · s]	ca. 0,6	ca. 1	ca. 3	zähflüssig
Wassergefährdungsklasse	3 ²⁴	2	2	1 – 2
	Ottokraftstoff C ₅ – C ₁₀	Kerosin C ₈ – C ₁₇	Diesel, Heizöl EL C ₉ – C ₂₄	Schmieröl ca. C ₁₇ – C ₃₉

Verhalten im Untergrund

Die Mobilität der MKW hängt stark von der Kettenlänge der Komponenten ab. Mit zunehmender Kettenlänge nehmen die Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit ab und die Viskosität zu.

Ottokraftstoffe sind Gemische aus kurzkettigen Kohlenwasserstoffen (C₅ – C₁₀) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX). Beide Stoffgruppen weisen ähnliche Stoffeigenschaften auf und sind sehr mobil.

Diesel (C₁₀ – C₂₁) und Heizöl extra leicht (EL, C₉ – C₂₄) sind wenig flüchtig und relativ viskos. Die Wasserlöslichkeit ist relativ gering, so dass der MKW-Austrag über das Sickerwasser ebenfalls gering ist. Insgesamt ist die Mobilität im Untergrund nur mäßig. Kerosin (C₈ – C₁₇) zeigt aufgrund seines höheren Anteils an Alkylaromaten eine etwas höhere Mobilität. Die Ausbreitung dieser MKW im Untergrund erfolgt i. d. R. als Ölphase. Wenn der Druck der Ölphase groß genug ist, können MKW in den Grundwasserkörper eindringen. Wegen der geringen Dichte

²⁴ Wassergefährdungsklasse (WGK) 3 wegen des Anteils von Benzol im Ottokraftstoff; die Alkane haben WGK 1.

reichern sich diese MKW i. d. R. im Kapillarsaum an („aufschwimmende Phase“). MKW mit Kettenlängen über C₁₇, z. B. Schmieröle und Heizöl schwer (S), sind bei Raumtemperatur zähflüssig bis fest. Die Mobilität im Untergrund ist gering.

Abbaubarkeit

Alkane, Isoalkane und Alkene sind aerob gut bis mäßig abbaubar. Am besten abbaubar sind n-Alkane C₁₀–C₁₇, dann C₄–C₉-Alkane. Bereits deutlich weniger abbaubar sind Isoalkane und Cycloalkane. Unter aeroben Bedingungen werden Alkane über Alkohole und Aldehyde bzw. Ketone zu gut abbaubaren Fettsäuren oxidiert. Alkene werden über Epoxide und Diole zu Fettsäuren oxidiert. Die Länge von Schadstoff-fahnen im Grundwasser ist bei Diesel- und Heizölschäden i. d. R. kleiner als 100 m, da sich rasch ein Gleichgewicht zwischen Nachlieferung und biologischem Abbau durch Mikroorganismen einstellt.

Mobilität

Hohe Mobilität: Ottokraftstoffe

Mittlere Mobilität: Kerosin, Diesel, Heizöl EL

Geringe Mobilität: Schmieröl, Heizöl S

6.7 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 9: Physikalisch-chemische Daten für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

	Naphthalin 2er-Ring	Anthracen 3er-Ring	Pyren 4er-Ring	Benzo(a)pyren 5er-Ring
Wasserlöslichkeit [mg/L]	32	0,07	0,14	0,001
Siedepunkt [°C]	218	314	393	496
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,15	1,24	1,27	1,3
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K _{OW}) [-]	2.300	35.000	135.000	3.200.000
Dynamische Viskosität [mPa · s]	bei Raumtemperatur fest	bei Raumtemperatur fest	bei Raumtemperatur fest	bei Raumtemperatur fest
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{OC}) [L/kg]	1.300	26.000	44.000	4.500.000
Wassergefährdungsklasse	2	keine Angabe	keine Angabe	3 ²⁵

Der Parameter PAK_{gesamt} umfasst laut BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser die Summe von 15 Einzelsubstanzen. Naphthalin und Methylnaphthaline werden gesondert angegeben.

3er-Ringe: Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen.

4er-Ringe: Fluoranthen, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen.

Sonstige: Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, o-Phenylen, Dibenzo(a,h)anthracen, Benzo(g,h,i)perylene.

²⁵ WGK 3 wegen der Kanzerogenität von Benzo(a)pyren.

Verhalten im Untergrund

Naphthalin nimmt unter den PAK eine Sonderstellung ein, da es wesentlich wasserlöslicher als andere PAK ist. Die Mobilität von Naphthalin ist jedoch wesentlich geringer als die von aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) und entspricht etwa der von Heizöl.

PAK weisen lipophile bzw. hydrophobe Eigenschaften auf. Sie adsorbieren leicht an Bodenpartikeln. Die Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit der PAK ist mit Ausnahme von Naphthalin gering. Die Mobilität der PAK nimmt mit steigender Ringzahl ab. PAK können in das Grundwasser gelangen, wenn sie – adsorbiert an Kolloiden – mit dem Sickerwasser verfrachtet werden oder wenn Tenside bzw. Lösungsvermittler (z. B. LHKW, BTEX) im Boden vorliegen. Dann können auch 4er- und 5er-Ringe im Grundwasser nachgewiesen werden. Die Grundwassergefährdung ist jedoch i. d. R. gering.

Abbaubarkeit

Naphthalin ist unter aeroben Bedingungen mäßig abbaubar. 3er- und 4er-Ringe sind nur sehr eingeschränkt abbaubar. Die Abbaubarkeit der höher kondensierten Ringe kann i. d. R. vernachlässigt werden. Der PAK-Abbau erfolgt über eine Transformation zu Phenolen bzw. Brenzkatechin, dann Ringöffnung, dann Mineralisierung.

Mobilität

Mittlere Mobilität: Naphthalin (2er-Ring);
Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Fluoren,
Phenanthren (3er-Ringe)

Geringe Mobilität: sonstige PAK

6.8 NSO-Heterocyclen

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 10: Physikalisch-chemische Daten für NSO-Heterocyclen

	Benzo-thiophen	Benzo-furan	Carbazol	Chino-lin	Cumarin	2-Hydroxy-biphenyl	Pyridin
Wasserlöslichkeit [mg/L]	130	200	100	6.000	1.900	700	vollständig mischbar
Siedepunkt [°C]	222	174	355	238	298	286	115
Dichte bei 20°C [g/cm ³]	1,15	1,07	1,1	1,09	0,94	1,26	0,98
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K _{ow}) [-]	1.318	468	5.250	107	24	1230	4,5
Dynamische Viskosität [mPa · s]	bei Raumtemperatur fest	keine Angabe	bei Raumtemperatur fest	3,38	bei Raumtemperatur fest	keine Angabe	0,95
Adsorbierbarkeit an C _{org} (K _{oc}) [L/kg]	272	330 (abgeschätzt)	9.160	34 – 162	43	316	72
Wassergefährdungsklasse	2	keine Angabe	2	2	keine Angabe	keine Angabe	2

Allgemeines

NSO-Heterocyclen sind ein- oder mehrkernige cyclische (aromatische) Kohlenwasserstoffe, in denen ein oder mehrere C-Atome durch N, S oder O ersetzt sind. Sie treten i. d. R. gemeinsam mit PAK auf und weisen auch ähnliche toxische Eigenschaften wie PAK auf. Als relevantes Abbauprodukt von Dibenzo-thiophen wird 2-Hydroxybiphenyl bei den NSO-Heterocyclen mitgeführt.

Anhang 5 Tabelle 10 enthält nur Informationen zu NSO-Heterocyclen, für die sowohl human- als auch ökotoxikologische Daten für eine GFS-Wertableitung vorliegen und für die daraus Prüfwerte analog der BBodSchV ableitbar waren. Im Rahmen der Altlastenbearbeitung sind jedoch weitere NSO-Heterocyclen (z. B. Benzothiophen, Dibenzothiophen, Dibenzofuran sowie methylierte Derivate) zu berücksichtigen (vgl. LAWA 2010; Werner et al. 2008; Kern et al. 2007). Zur Bewertung können die GFS-Vorschläge der LAWA und des FoBiG für NSO-Heterocyclen herangezogen werden (vgl. Tabelle 4 LAWA 2010; Werner et al. 2008; Kern et al. 2007; FoBiG 2018).

Verhalten im Untergrund

NSO-Heterocyclen sind aufgrund der höheren Polarität wesentlich wasserlöslicher als PAK und zeigen eine geringere Adsorption an Bodenpartikel. Sie breiten sich deshalb im Untergrund schneller aus und bilden im Grundwasser deutlich längere Abstromfahnen aus.

Abbaubarkeit

Der Abbau der NSO-Heterocyclen hängt stark von den jeweiligen Redoxbedingungen ab. Sauerstoffeinträge ins Grundwasser (O_2 , H_2O_2) steigern den Schadstoffabbau deutlich. N-Heterozyklen werden dabei schneller abgebaut als S- und O-Heterocyclen. Verbindungen mit höherer Ringzahl bzw. alkylierte Verbindungen zeigen schlechtere Abbauraten.

Mobilität

Mittlere bis hohe Mobilität

6.9 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Physikalisch-chemische Daten

Tabelle 11: Physikalisch-chemische Daten für polychlorierte Biphenyle

	(PCB-28)	(PCB-52)	(PCB-101)	(PCB-118)	(PCB-138)	(PCB-153)	(PCB-180)
Wasserlöslichkeit [mg/L]	0,116	0,110	0,011	0,013	0,007	0,0009	0,004
Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) [-]	740.000	keine Angabe	2.500.000	keine Angabe	5.000.000	56.000.000	186.000.000
Viskosität	mittel- bis hochviskos						
Adsorbierbarkeit an C_{org} (K_{oc}) ²⁶ [L/kg]	300.000	keine Angabe	1.000.000	keine Angabe	2.000.000	22.000.000	74.000.000
Wassergefährdungsklasse	3	3	3	keine Angabe	3	3	3
	(PCB-28)	(PCB-52)	(PCB-101)	(PCB-118)	(PCB-138)	(PCB-153)	(PCB-180)
Wasserlöslichkeit [mg/L]	0,116	0,110	0,011	0,013	0,007	0,0009	0,004

- PCB-28: 2,4,4'-Trichlorbiphenyl
 PCB-52: 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl
 PCB-101: 2,2,4,5,5'-Pentachlorbiphenyl
 PCB-118: 2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl
 PCB-138: 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl

²⁶ Empirisch berechnet nach Rippen (1990).: $K_{oc} \cong 0,4 K_{ow}$

PCB 153: 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl
PCB 180: 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl

Allgemeines

Die Verbindungsklasse der polychlorierten Biphenyle besteht aus 209 Einzelkomponenten (Kongenere). Industriell wurden nie einzelne PCB-Kongenere definierter Struktur hergestellt, sondern immer komplexe PCB-Gemische unterschiedlicher Kongenere, deren Chlorgehalte i. d. R. zwischen 20 und 60% lagen.

Bei gleichem Grundgerüst (Biphenyl) unterscheiden sich die Kongenere durch Anzahl und Stellung der Chloratome. Technische PCB-Gemische sind mittel- bis hochviskose Flüssigkeiten. Sie enthalten hauptsächlich Tri-, Tetra-, Penta- und Hexachlorbiphenyle. Transformatorenöle können zur Verringerung der Viskosität 10 bis 20% Trichlorbenzol enthalten.

Handelsnamen von PCB-Gemischen: z. B. Arochlor 1242 (USA, Chloranteil 42%, Siedebereich 325–366°C), Clophen (BRD), Askarel (Mischung PCB mit Chlorbenzolen).

Verhalten im Untergrund

Die Mobilität der PCB im Boden ist sehr gering: PCB besitzen eine hohe Viskosität, die mehrfach chlorierten PCB sind sehr wenig wasserlöslich. An organische Bodenbestandteile und Eisen(hydr)oxide werden PCB leicht sorbiert. Über die Adsorbierbarkeit an Tonminerale liegen widersprüchliche Angaben vor. Die Flüchtigkeit ist sehr gering. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nimmt die Mobilität ab.

Abbaubarkeit

PCB sind chemisch sehr stabile Verbindungen. In der Natur werden PCB nicht biochemisch synthetisiert. Daher verläuft der Abbau im Boden extrem langsam. Mit zunehmendem Chlorierungsgrad nimmt die Abbaubarkeit ab. Aufgrund der geringen Abbaubarkeit und der lipophilen Eigenschaften können sich PCB in der Nahrungskette anreichern.

Mobilität

Geringe Mobilität

6.10 Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)

PFAS (auch: PFC) bestehen aus organischen Kohlenstoffketten, in denen die Wasserstoffatome vollständig (per) oder teilweise (poly) durch Fluor ersetzt sind. Die bekanntesten Vertreter sind Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS). Die PFAS bestehen häufig aus einer hydrophoben Kohlenstoffkette und einem hydrophilen Kopf; daraus resultiert auch die überwiegende Verwendung als Tensid (z. B. in Feuerlöschschäumen).

Physikalisch-chemische Daten

Aufgrund der Vielzahl an Einzelverbindungen können den PFAS keine einheitlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften zugeordnet werden. Auch der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}) als Maß zur Abschätzung der passiven Anreicherung (Bioakkumulation) ist für die PFAS wenig aussagefähig, da PFAS bevorzugt an Proteine binden.

Verhalten im Untergrund

Per- und polyfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren weisen in Abhängigkeit von der Kettenlänge eine relativ gute Wasserlöslichkeit bis in den g/L-Bereich auf. Die langkettigen, lipophileren PFAS kommen bevorzugt in festen Matrices vor, während die hydrophileren kurzkettigen Verbindungen hauptsächlich in wässrigen Medien vorliegen.

Abbaubarkeit

PFAS besitzen eine hohe thermische, chemische und biologische Stabilität. Auch einem photolytischen Abbau durch UV-Strahlen sind sie nur unter speziellen Bedingungen zugänglich. Während perfluorierte PFAS biologisch nicht abbaubar sind, können polyfluorierte PFAS (oftmals als Präkursoren/Vorläuferverbindungen bezeichnet) einem Teilabbau bzw. Umbau unterliegen. Dabei entstehen perfluorierte (also biologisch nicht-abbaubare) PFAS. Die Präkursoren können somit einen Pool an zunächst unbekanntem PFAS bilden.

Mobilität

Insbesondere die kurzkettigen Verbindungen sind in Böden und Grundwasser sehr mobil.

Weiterführende Literatur

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz [Hrsg.] (2022): Leitfaden zur PFAS-Bewertung - Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFAS-haltigen Bodenmaterials.

Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall [Hrsg.] (2015): Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei altlastverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen - Arbeitshilfe zur flächendeckenden Erfassung, standortbezogenen historischen Erkundung und zur Orientierenden Untersuchung, Arbeitshilfe zur flächendeckenden Erfassung, standortbezogenen historischen Erkundung und zur Orientierenden Untersuchung (Projektstufe 1), Projekt-Nr. B 4.14.

Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2022): Leitlinien zur vorläufigen Bewertung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden.

Umweltbundesamt [Hrsg.] (2020): Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen, Anhang A „Relevante Stoffeigenschaften“, Texte, 137/2020.

6.11 Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukte (PSMBP)

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind chemische oder auch biologische Produkte zum Schutz von Nutzpflanzen und Pflanzenerzeugnissen vor unerwünschten Ackerbegleitpflanzen oder Schadorganismen. Mengelmäßig am bedeutsamsten sind die drei Gruppen:

- Herbizide (Unkrautvernichtung)
- Fungizide (Schutz vor Pilzbefall)
- Insektizide (Schutz vor Schadinsekten)

Bei vielen Pflanzenschutzmitteln handelt es sich um eine Zusammensetzung verschiedener synthetischer, hochwirksamer Chemikalien mit meist toxischer Wirkung. Deren Abbauprodukte (Metabolite) sind vielfach langlebig und können sich in der Umwelt ebenfalls toxisch verhalten.

Aufgrund der Vielzahl an Einzelverbindungen der chemisch sehr heterogenen Stoffgruppe können keine generellen Angaben zum Verhalten im Untergrund, zum Abbauverhalten und zur Mobilität getroffen werden.

Alle in Deutschland zugelassenen Pflanzenschutzmittel können in der Online-Datenbank Pflanzenschutzmittel des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) recherchiert werden. Darin sind u. a. auch die enthaltenen Wirkstoffe und deren Gehalte aufgeführt.

Biozidprodukte (BP) sind Zubereitungen, die einen oder mehrere biozide Wirkstoffe enthalten, mit denen Schadorganismen abgeschreckt, unschädlich gemacht oder zerstört werden. Neben chemischen Stoffen können die BP auch Mikroorganismen als biozide Wirkstoffe enthalten. Produkte, die im Pflanzenanbau verwendet werden, werden nicht als Biozide sondern als Pflanzenschutzmittel bezeichnet.

6.12 Cyanide

Allgemeines

Cyanide werden insbesondere bei der elektrochemischen Oberflächenbehandlung von Metallen (Galvanotechnik) und zur Härtung von Stahl sowie als Zwischenprodukte bei der Synthese von Kunststoffen, Pharmaka, Farbstoffen und Biozidprodukten eingesetzt. Auf ehemaligen Gaswerkstandorten treten Cyanide in verbrauchten Gasreinigungsmassen auf. Sie liegen dann meist als stabile Komplexe vor, z. B. als Eisenhexacyanoferrat $\text{Fe}_4^{\text{III}}[\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3$ und als „unlösliches“ Berliner Blau $\text{Fe}^{\text{III}}[\text{Fe}^{\text{II}}\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3$. Die Alkali- und Erdalkali-Cyanide, z. B. KCN und $\text{Ca}(\text{CN})_2$, sind wasserlöslich, reagieren infolge Hydrolyse stark alkalisch und riechen nach Blausäure/Cyanwasserstoff (HCN). Auch die Metallcyanide sind meist wasserlöslich. Bei Zugabe von Säuren bildet sich die sehr leichtflüchtige Blausäure (Siedepunkt 26°C).

Die freien, nicht komplex gebundenen Cyanide, z. B. KCN, sind in die Wassergefährdungskategorie (WGK) 3 eingestuft. Einige der komplex gebundenen Cyanide, z. B. rotes Blutlaugensalz, sind in die WGK 2 eingestuft.

Toxizität

Blausäure ist ein starkes Atem- und Zellgift. Freie, d. h. nicht komplexgebundene Cyanide wirken sehr toxisch auf Warmblüter, Fische, Algen und Bakterien.

Die Toxizität steigt mit sinkendem pH-Wert: Bei mittlerem und niedrigem pH-Wert liegt überwiegend die undissoziierte Spezies HCN vor, bei hohem pH-Wert nimmt der Anteil des dissoziierten Ions CN^- zu (bei pH 7,4 ist HCN nur zu 1,6% dissoziiert). Blausäure kann im Gegensatz zu CN^- sehr leicht biologische Membranen passieren und so in einen Organismus gelangen.

Verhalten im Untergrund

Aufgrund der Wasserlöslichkeit vieler anorganischer Cyanide und der leichten Freisetzbarkeit der leichtflüchtigen HCN ist eine hohe Mobilität in den Umweltmedien zu erwarten. Bei komplex gebundenen Cyaniden hängt die Freisetzbarkeit von HCN bzw. CN^- sehr stark von der Stabilität des Cyanokomplexes ab. Bei schwerlöslichen, komplex gebundenen Cyaniden wie dem Berliner Blau ist die Mobilität dagegen gering.

Abbaubarkeit

Gering, da wegen der hohen Toxizität von HCN der mikrobielle Abbau behindert wird.

Unterscheidung von Cyaniden aus analytischer Sicht (DIN EN ISO 17380):

Leicht freisetzbare Cyanide

Verbindungen, die Cyano-Gruppen enthalten und die ohne UV-Zersetzung bei einem pH-Wert von 4 (Pufferlösung) und Kochtemperatur HCN bilden können. Hierzu zählen insbesondere die Cyanide der Alkali- und Erdalkalimetalle (z. B. KCN) sowie komplexe Cyanide des Zinks, Cadmiums und Kupfers. Nicht leicht freisetzbare Cyanide wie z. B. Eisencyanid-Komplexe werden durch Zugabe von Zinksulfat ausgefällt.

Gesamtcyanid

Verbindungen, die Cyano-Gruppen enthalten und die unter UV-Zersetzung (UV-B-Lampe) bei einem pH-Wert von 4 (Pufferlösung) und Kochtemperatur HCN bilden können. Hierzu gehören neben leicht freisetzbarem Cyanid insbesondere komplexe Cyanide des Cobalts, Nickels und Eisens (z. B. gelbes Blutlaugensalz, „unlösliches“ Berliner Blau).

Die gebildete HCN wird abgetrennt und photometrisch bestimmt. Der Anteil komplex gebundener Cyanide ergibt sich aus der Differenz von Gesamtcyanid und leicht freisetzbaren Cyaniden.

Mobilität

Hohe Mobilität: Alkali-, Erdalkalicyanide, wasserlösliche komplex-gebundene Cyanide

Geringe Mobilität: komplex-gebundene Cyanide, z. B. Berliner Blau

6.13 Umweltrelevante Metalle und Halbmetalle

Allgemeines

Neben Metallen wie Blei, Cadmium, Kupfer etc. können auch Halbmetalle wie Arsen, Antimon oder Selen umweltrelevantes Verhalten aufweisen. Als Halbmetalle werden solche Elemente bezeichnet, die sowohl metallische als auch nichtmetallische Eigenschaften aufweisen.

Die Mobilität und Verfügbarkeit von umweltrelevanten Metallen und Halbmetallen in Böden hängt von zahlreichen Faktoren ab: chemische Bindungsform, pH-Wert, Redoxpotenzial (E_h -Wert), Gehalt an organischem Material und Tonmineralen in Böden, Anwesenheit von Komplexbildnern etc. Allerdings sind viele dieser Faktoren im konkreten Fall meist nicht bekannt oder deren Einfluss ist nicht exakt vorhersehbar. Für die Einschätzung der tatsächlichen Mobilität sind daher i. d. R. Elutions- und Extraktionsuntersuchungen erforderlich.

Spezies, chemische Verbindungen (Beispiele) umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle

Tabelle 12: Spezies, chemische Verbindungen (Beispiele) umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle

Spezies/chemische Verbindung	Wasserlöslichkeit
Kationisch gebunden	
Chloride	gut wasserlöslich, außer Hg_2Cl_2 , $CuCl$
Nitrate	gut wasserlöslich
Sulfate	gut wasserlöslich, außer $PbSO_4$ und $BaSO_4$
Sulfide	wasserunlöslich
Hydroxide	Wasserlöslichkeit stark pH-abhängig
Oxide	wasserunlöslich, außer ZnO
Carbonate	wasserunlöslich, jedoch durch Säuren zersetzbar
Cyanide	Wasserlöslichkeit von der Bindungsform abhängig
Silikate	wasserunlöslich
Anionisch gebunden, amphoter (oxidierte oxo-Spezies)	
Antimonat (z. B. $[Sb(OH)_6]^-$)	zum Teil gut wasserlöslich, hängt vom Kation ab
Arsenat (z. B. AsO_4^{2-})	Wasserlöslichkeit hängt vom Kation ab
Chromat (z. B. CrO_4^{2-})	gut wasserlöslich
Selenat (SeO_4^{2-})	gut wasserlöslich
Zinkat (z. B. $[Zn(OH)_4]^{2-}$)	gut wasserlöslich

Metallorganische Verbindungen (Beispiele)

Quecksilberorganische Verbindungen (z. B. Methylquecksilber), cadmiumorganische Verbindungen, bleiorganische Verbindungen (z. B. Bleitetraethyl), zinnorganische Verbindungen (z. B. Tributylzinn, Tetrabutylzinn).

Königswasserextrakt

Als Methode für die Bestimmung des Gesamtgehaltes anorganischer Schadstoffe wird in der BBodSchV der Aufschluss mittels Königswasser nach DIN EN 16174 bzw. DIN EN 13657 genannt. Mit dem Königswasserextrakt können allerdings nicht alle Mineralien vollständig in Lösung gebracht werden. Insbesondere Blei- und Chrommineralien werden häufig nur teilweise aufgeschlossen. Elementares und organisch gebundenes Quecksilber kann sich verflüchtigen. Mineralien, die durch die Königswasserextraktion nicht in Lösung gebracht werden können, stellen i. d. R. auch keine Umweltgefährdung dar.

Einfluss des pH-Wertes

Allgemein besteht bei niedrigen pH-Werten die höchste Löslichkeit (Ausnahmen z. B. Selen oder Molybdän). Amphotere Metalle wie z. B. Chrom und Zink sind bei höherem pH-Wert ebenfalls gut löslich. Da neben dem pH-Wert die Löslichkeit u. a. auch vom Redoxpotenzial (E_h -Wert) (siehe unten) und der Verfügbarkeit von Fällungspartnern abhängt, kann es vorkommen, dass es auch bei niedrigem pH-Wert zu einer geringen Löslichkeit kommt (z. B. Ausfällung von Realgar (As_4S_4) bei niedrigem pH-Wert und unter reduktiven Verhältnissen).

Mobilisierbarkeit in Böden

Tabelle 13: Mobilisierbarkeit umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle in Böden

Metall oder Halbmetall	pH-Wert
Cadmium	<6,5
Zink	<6
Nickel	<5,5
Arsen, Chrom, Kupfer	<4,5
Blei, Quecksilber	<4

Das pH_{stat} -Verfahren ist ein Elutionsverfahren im Rahmen der Deponieverordnung (DepV) und zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von anorganischen Schadstoffen bei bestimmten pH-Werten (z. B. pH 4) anwendbar (vgl. LAGA 2017).

Einfluss des Redoxpotenzials

Das Redoxpotenzial im Wasser und Boden wirkt sich auf die Oxidationsstufen der umweltrelevanten Metalle und Halbmetalle und damit auch auf deren Mobilität und Toxizität (z. B. Cr^{III} und Cr^{VI}) aus. Die Mobilität kann sich bei einem Wechsel des Redoxpotenzials erhöhen oder erniedrigen. Daher können keine pauschalen Aussagen über die Mobilität von umweltrelevanten Metallen und Halbmetallen bei einer Änderung des Redoxpotenzials getroffen werden.

Beispiele: Oxide von umweltrelevanten Metallen und Halbmetallen sind unter oxidierenden Bedingungen i. d. R. stabil. Bei einem Wechsel zu reduzierenden Bedingungen werden diese gelöst und die umweltrelevanten Metalle und Halbmetalle sind daher mobiler. Metalle und Halbmetalle, die sich leicht mit Schwefel verbinden (chalkophil), können hingegen bei einem Wechsel zu reduzierenden Bedingungen als Sulfide ausgefällt werden. Diese sind i. d. R. schwerlöslich und daher weniger mobil.

In *Grundwassermessstellen* kann auf einfache Weise das Redoxpotenzial mittels einer Redoxelektrode (Referenzelektrode) gemessen werden. Hierbei ist es wichtig die Ergebnisse der Referenzelektrode auf die Standardwasserstoffelektrode (SHE) umzurechnen, um sie mit anderen Redoxelektroden vergleichen zu können oder die untenstehende Berechnung des r_H -Wertes durchführen zu können. Das Redoxpotenzial gibt in Verbindung mit dem pH-Wert Hinweise, ob im Wasser oxidierende, reduzierende oder indifferente Bedingungen vorliegen.

Ein Maß für das Redox-Vermögen eines Systems ist der sogenannte r_H -Wert.

Berechnung von r_H :

$$r_H = \frac{2E_h}{59,16 \text{ mV}} + 2\text{pH}$$

r_H : negativer dekadischer Logarithmus des Wasserstoffpartialdrucks

E_h : gemessenes Redoxpotenzial der Wasserprobe bezogen auf die Standardwasserstoffelektrode (SHE) [mV]

pH: pH-Wert der Wasserprobe

r_H 0 bis 17 reduzierendes Milieu

r_H 17 bis 25 indifferent

r_H 25 bis 42 oxidierendes Milieu

In *Böden* ist die Messung des Redoxpotenzials aufwendiger (siehe z. B. Blume et al. 2011).

In der BBodSchV ist für Böden kein Verfahren zur Bestimmung des Redoxpotenzials angegeben. Falls in Böden eine Änderung des Redoxpotenzials zu erwarten ist, sollen gemäß § 14 Abs. 2 der BBodSchV weitere Extraktions-, Elutions- oder Perkolationsverfahren angewendet werden.

Das Mobilitätsverhalten umweltrelevanter Metalle und Halbmetalle kann vereinfachend auch über E_h -pH-Diagramme (Pourbaix-Diagramme) abgeschätzt werden (Sigg & Stumm 2016).

Adsorptionsfähigkeit an Tonmineralien und (Hydr)Oxiden

An Tonpartikeln findet oft eine schwache unspezifische Adsorption statt. An hydroxylierten Oberflächen von Eisen-, Mangan- und Aluminium(hydr)oxiden findet eine mit steigendem pH-Wert zunehmende, starke spezifische Adsorption statt (Blei > Kupfer > Zink > Nickel > Cadmium).

Einfluss von Komplexbildnern

Komplexbildner im Boden sind z. B. Huminstoffe, aber auch Anionen wie Phosphate und Chloride (z. B. Chlorokomplexe mit Cadmium). Metall-Humus-Komplexe können

mobil oder immobil sein, je nach der Löslichkeit der Huminstoffe. Die Bindungsfähigkeit von Huminstoffen für die kationisch reagierenden Metalle nimmt mit steigendem pH-Wert zu. Sind die Komplexbildner selbst löslich, können ausgefällte Metallverbindungen wieder in Lösung gehen.

Ausgewählte umweltrelevante Metalle- und Halbmetalle

Antimon (Sb)

Halbmetall. Antimon liegt im Boden meist als 3- oder 5-wertige Verbindung vor. Die Antimonverbindungen, insbesondere Antimon^{III}, wirken fast ebenso giftig wie die verwandten Arsenverbindungen; sie sind jedoch weniger mobil und bioverfügbar als die Arsenspezies. Trotz ähnlicher Toxizität kommen Antimonvergiftungen viel seltener vor, da die Antimonsalze die Magen-/Darmwände wesentlich schwerer durchwandern als die Arsensalze.

Arsen (As)

Halbmetall. Arsen liegt im Oberboden meist als 5-wertiges Arsenat vor. Die 3-wertige Form ist allgemein toxischer und mobiler als die 5-wertige. Aufgrund des relativ leichten Übergangs der 5-wertigen in die 3-wertige Form (und umgekehrt) ist jedoch eine analytische Bestimmung der Bindungsform i. d. R. nicht erforderlich. Methylierte Arsenverbindungen sind i. d. R. weniger toxisch als anorganische Verbindungen.

Blei (Pb)

Blei liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Metallisches Blei wird im Boden zu Blei(hydroxy)carbonat und Bleisulfat oxidiert. Blei ist eher als die meisten anderen Spurenmetalle in der Lage, an Huminstoffe, Mangan- und Eisen(hydr)oxide zu adsorbieren und zeigt deshalb im Boden eine relativ geringe Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit. Die Löslichkeit von Blei(hydroxy)carbonat und Bleisulfat ist im pH-Bereich 6,5 bis 8,5 am geringsten. Erst bei pH-Werten unterhalb ca. 4 nimmt die Löslichkeit zu.

Cadmium (Cd)

Cadmium liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Cadmium ist im Boden relativ mobil und biologisch leicht verfügbar. Die Löslichkeit nimmt mit sinkendem pH-Wert zu. Cadmium kann durch Alkali- und Erdalkalitionen von Tonpartikeln und Huminstoffen verdrängt (desorbiert) werden. Daher bewirkt das Aufbringen von Kalidünger und Streusalz eine Mobilisierung von Cadmium.

Chrom (Cr)

Chrom liegt im Boden entweder in 3-wertiger, kationischer Form vor, d. h. als Chrom^{III}, oder es liegt als Chrom^{VI} in anionischer Form vor (Chromat oder Dichromat). Unter reduzierenden Bedingungen wird Chrom^{VI} zu Chrom^{III} reduziert, unter oxidativen Bedingungen ist Chrom^{VI} stabil. Chrom^{VI} ist wesentlich besser wasserlöslich als Chrom^{III} und damit im Boden deutlich mobiler. Chrom^{VI} ist zudem wesentlich toxischer (kanzerogen bei inhalativer Aufnahme). Chrom^{III} ist ein essenzielles Spurenelement. Beim Nachweis von Chromverunreinigungen im Boden oder im Grundwasser (Analyse auf Chromgesamt) sind zusätzliche Analysen auf Chrom^{VI} notwendig.

Cobalt (Co)

Cobalt liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Mit abnehmendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit und Verfügbarkeit zu. Cobalt ist ein essenzielles Spurenelement. Die Humantoxizität ist relativ gering.

Kupfer (Cu)

Kupfer liegt im Boden meist als 2-wertiges, seltener als 1-wertiges Kupfersalz vor; es ist ein wichtiges Spurenelement für alle Lebewesen. Die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Kupfer in Böden ist relativ gering, steigt jedoch bei pH-Werten kleiner 5 und geringen Gehalten organischer Bodenbestandteile deutlich an. Kupfer kann stabile Komplexe bilden. Kupfer wirkt in erster Linie toxisch auf Bakterien, Pflanzen, Fische und Wiederkäuer. Für Säuglinge besteht eine erhöhte Toxizität.

Molybdän (Mo)

Die Alkalisalze der Molybdate (MoO_4^{2-}) sind recht gut wasserlöslich. Metallisches Molybdän (z. B. aus der Glühlampenproduktion) oder molybdänhaltige Legierungen spielen für den Eintrag in die Umwelt kaum eine Rolle. In pH-neutralen Gewässern liegt Molybdän, wenn überhaupt vorhanden, als gelöste Spezies in anionischer Form als MoO_4^{2-} vor. Bei pH-Werten $> 6,5$ ist es sehr mobil und gut bioverfügbar; in sauren Böden ($\text{pH} < 5,5$) ist Molybdän nur gering verfügbar. Für Pflanzen, Tiere und den Menschen stellt Molybdän ein essenzielles Spurenelement dar.

Nickel (Ni)

Nickel liegt meist als 2-wertige Verbindung vor. Das in Böden eingetragene Nickel kann zum Teil an (Hydr)oxiden und Tonpartikeln immobilisiert werden. Eine Nickelmobilisierung kann durch pH-Werte unter 5,5 sowie durch lösliche organische Komplexbildner bewirkt werden. Nickel ist im Boden relativ mobil.

Quecksilber (Hg)

Quecksilber kann in Böden elementar auftreten. Weiterhin tritt Quecksilber in 1- und 2-wertiger ionischer Form sowie (in geringerem Umfang) organisch gebunden, z. B. als Methylquecksilber auf. Hg^{2+} wird im Boden gut an mineralische Bestandteile und organisches Material gebunden; im neutralen Bereich ($\text{pH} 7$) werden auch organische Quecksilberverbindungen gut adsorbiert. Die Umwandlungsrate von ionisch gebundenem in organisch gebundenes Quecksilber ist in Böden gering. Alle chemischen Formen des Quecksilbers sind toxisch für Mensch und Tier. Die Toxizität von elementarem Quecksilber ist wesentlich geringer als die von ionisch vorliegendem Quecksilber. Quecksilberorganische Verbindungen wirken i. d. R. noch toxischer und sind sehr gut resorbierbar. Sofern Hinweise vorliegen, dass quecksilberorganische Verbindungen im Boden oder im Grundwasser vorhanden sein können, sind ggf. spezielle Analysen auf quecksilberorganische Verbindungen durchzuführen.

Selen (Se)

Halbmetall. In durchlüfteten Böden liegt Selen in 4-wertiger oder 6-wertiger Form vor, unter reduzierenden Bedingungen in 2-wertiger oder elementarer Form. Die Mobilität der Selenverbindungen ist stark von der Bindungsform und vom pH-Wert abhängig. Im Gegensatz zu den meisten Metallen nimmt die Löslichkeit oberhalb eines pH-Wertes von 5 zu. Selen und seine Verbindungen wirken bereits in geringen Konzentrationen stark toxisch, stellen allerdings für Menschen und Tiere ein essenzielles Spurenelement dar.

Vanadium (V)

Vanadium kommt nahezu ubiquitär in Böden und Gesteinen sowie in fossilen Brennstoffträgern (Kohle, Erdöl) vor. Die Konzentrationen in den Böden schwanken in Abhängigkeit vom Gehalt der Muttergesteine zwischen 3 und 300 mg/kg. Vanadium kann in den Oxidationsstufen 0, +2, +3, +4 und +5 vorkommen. In Gewässern liegen i. d. R. lösliche Vanadate der Struktur $[\text{HVO}_4]^{2-}$ und $[\text{H}_2\text{VO}_4]^-$ vor, die zudem eine starke Tendenz zur Adsorption an partikuläre Bestandteile aufweisen. Vanadium ist als Spurenelement für die Existenz der höheren Lebewesen essenziell.

Zink (Zn)

Zink liegt im Boden als 2-wertige Verbindung mit typischen Hintergrundkonzentrationen von 10 – 100 mg/kg vor. Die Wasserlöslichkeit von Zink nimmt bei pH-Werten kleiner 6 zu, aufgrund des amphoteren Charakters ebenfalls bei hohen pH-Werten. Zink ist ein Spurenelement und im Boden relativ mobil. Es wirkt in erster Linie phytotoxisch; auf Tiere und Menschen wirkt Zink relativ wenig toxisch.

Weiterführende Literatur

Alloway, B. J. [Hrsg.] (2013): Heavy metals in soils, Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability, Third Edition, Dordrecht, LaVergne, Tenn. Springer, Vol. 22.

Amelung, W.; Blume, H.-P.; Fleige, H.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I. et al. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 17. überarbeitete und ergänzte Auflage, Springer Spektrum, Berlin, 749 S.

Hirner, A. V. (2000): Umweltgeochemie, Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre, Dietrich Steinkopff, Heidelberg, 851 S.

Kumar, V.; Sharma, A.; Cerdà, A. [Hrsg.] (2021): Heavy metals in the environment, Impact, assessment, and remediation, Amsterdam, Elsevier, 246 S.

Sigg, L.; Stumm, W. (2016): Aquatische Chemie, Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer, 6. Auflage, vdf Hochschulverlag, Zürich, 522 S.

Wiberg, E.; Wiberg, N. (2017): Anorganische Chemie, 103. Auflage, De Gruyter, Berlin, Boston.

6.14 Erläuterungen physikalisch-chemischer Größen

Viskosität

Die Viskosität ist ein Maß für die Zähigkeit eines Fluids. Die Zähigkeit einer Flüssigkeit nimmt mit steigender Temperatur ab. Die dynamische Viskosität wird i. d. R. mit der Einheit [mPa · s] angegeben. Stoffe, deren Viskosität kleiner als 1 mPa · s ist, können schneller als Wasser im Untergrund versickern sowie u. U. Versiegelungen durchdringen.

Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{OW})

Der K_{OW} ist das Verhältnis der Stoffkonzentration in der Oktanolphase zur Konzentration in der Wasserphase und ein Maß für die Polarität eines Stoffes. Je höher der K_{OW} ist, desto geringer ist die Wasserlöslichkeit und desto geringer ist i. d. R. die Mobilität eines Stoffes im Boden. Unpolare, schlecht wasserlösliche Stoffe weisen einen sehr hohen K_{OW} auf, z. B. Benzo(a)pyren mit K_{OW} 21.400. Zur leichteren Lesbarkeit kann der dekadische Logarithmus $\log K_{OW}$ gebildet werden.

$\log K_{OW}$

Der $\log K_{OW}$ (oder P_{OW}) ist der dekadische Logarithmus des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{OW} . Beispiel: ein $\log K_{OW}$ von 5,3 entspricht einem K_{OW} von $10^{5,3} \cong 200.000$).

K_{OC}

Der K_{OC} ist definiert als Adsorptionskonstante, normiert auf den Kohlenstoffgehalt eines Bodens. Der K_{OC} eines Stoffes beschreibt dessen Fähigkeit zur Adsorption an natürliches organisches Material (NOM) in Böden. Die Höhe des K_{OC} hängt in erster Linie von den physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften ab, weiterhin auch vom untersuchten Boden. Ein hoher K_{OC} bedeutet, dass der untersuchte Stoff in Böden gut adsorbierbar und daher wenig mobil ist. Da er relativ schwer experimentell zu bestimmen ist, wird er häufig aus der empirischen Korrelation mit Hilfe des K_{OW} nach $K_{OC} \cong 0,4 K_{OW}$ berechnet (Rippen 1990).

6.15 Literaturverzeichnis

Über die zitierte Literatur hinausgehende weiterführende Fachliteratur zu ausgewählten Schadstoffgruppen ist direkt bei der jeweiligen Schadstoffgruppe im Text zu finden.

Allgemein verwendete Literatur

Allgemeine Informationen zu physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften und der Schadstoffmobilität wurden nachfolgender Fachliteratur entnommen. Diese Literatur wurde nicht direkt im Text zitiert.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry [Hrsg.] (2022): Toxicological Profile for Chlorophenols.

Bachmann, G.; König, W.; Utermann, J. [Hrsg.] (2020): Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Berlin, Erich Schmidt, Bodenschutz, 1, Loseblattsammlung S.

BAM, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung [Hrsg.] (2005): Erarbeitung und Validierung von Verfahren zur Bestimmung von polychlorierten Biphenylen und polychlorierten Terphenylen in organischen Materialien.

BVL, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit [Hrsg.] (2022): Informationen über zugelassene Pflanzenschutzmittel, Online Datenbank.

DGUV, Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung e.V. [Hrsg.] (2022): GESTIS-Stoffdatenbank, Online Datenbank.

Falbe, J.; Amelingmeier, E.; Römpf, H. [Hrsg.] (1997): Römpf-Lexikon Chemie, 10. völlig überarb. Aufl. Römpf-Lexikon Chemie.

Fetter, C. W.; Boving, T.; Kreamer, D. (2017): Contaminant Hydrogeology, Third Edition, Waveland Press.

Grathwohl, P.; Schmidt, T.; Bittens, M.; Valtchev, S. (2005): Herkunft und Bilanzierung des Eintrags des Benzinzusatzes Methyl-tert-Butylether (MTBE) und seinen Abbauprodukten in Grundwasser mittels multikompartimeller Modellierung, Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS), BWR 22001.

HLNUG, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2002): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser-Sickerwasserprognose, Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 3.

Holtzmann, K. (1999): Das Ausbreitungsverhalten von Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden nach Auswertung von über 400 Gutachten, Altlasten Spektrum, 6, S. 367–376.

LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2010): Merkblatt 3.8/6, Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen (in Überarbeitung).

LUBW, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1991): Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung.

LUBW, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995a): Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB).

LUBW, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995b): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren, Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren, Band 16.

Rügner, H.; Teutsch, G.; Grathwohl, P.; Kohler, W. (2001): Natural Attenuation organischer Schadstoffe im Grundwasser. Stand der Technik, Methoden zur Implementierung, altlastenforum Baden-Württemberg e.V. 5, S. 1–35.

UBA, Umweltbundesamt [Hrsg.] (1999): Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastenverdächtigen Flächen und Altlasten.

Direkt im Text zitierte Literatur

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

Blume, H.-P.; Stahr, K.; Leinweber, P. (2011): Bodenkundliches Praktikum, Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, Land- und Forstwirte, Geo- und Umweltwissenschaftler, 3. Aufl. 2010, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 255 S.

BVL, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit [Hrsg.] (2022): Informationen über zugelassene Pflanzenschutzmittel, Online Datenbank.

DepV (2009): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV); Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598) geändert worden ist.

DIN EN 13657:2003-01: Charakterisierung von Abfällen - Aufschluß zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen, Deutsche Fassung EN 13657:2002.

DIN EN 16174:2012-11: Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden - Aufschluss von mit Königswasser löslichen Anteilen von Elementen, Deutsche Fassung EN 16174:2012.

DIN EN ISO 17380:2013-10: Bodenbeschaffenheit- Bestimmung des Gehalts an Gesamtcyanid und leicht freisetzbarem Cyanid- Verfahren mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse, Deutsche Fassung EN ISO 17380:2013.

Felten, C. (2018): Untersuchungen zur Mobilität von Chlorbenzolverbindungen in schadstoffbelasteten Böden am Beispiel des Industrieparks Frankfurt-Höchst (IPH), Dissertation, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

FoBiG, Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (2018): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zu humantoxikologischen Eigenschaften von kurzkettigen Alkylphenolen und NSO-Heterozyklen.

Kern, F.; Möhser, H.; Reinhard, M.; Sagner, A.; Sorg, K.-P.; Tiehm, A. (2007): NSO-Heterozyklen, Vorkommen, Analytik, Beurteilung - Hinweise für die Praxis, Altlastenforum Baden-Württemberg, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (in Komm.), Stuttgart, Schriftenreihe Altlastenforum Baden-Württemberg e.V, Heft 12, 32 S.

LAGA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall [Hrsg.] (2017): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen von Abfällen, verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich, Herstellung und Untersuchung von wässrigen Eluaten (LAGA EW 98).

LAWA, Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.] (2010): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser, NSO-Heterozyklen.

Rippen, G. [Hrsg.] (1990): Handbuch Umweltchemikalien, Stoffdaten - Prüfverfahren - Vorschriften, ecomed-Storck.

Sigg, L.; Stumm, W. (2016): Aquatische Chemie, Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer, 6. Auflage, vdf Hochschulverlag, Zürich, 522 S.

Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf - Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen, Habilitation, Technische Universität, Kaiserslautern.

Werner, P.; Börke, P.; Hüser, N. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölaltlasten, BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Themenverbund 2 - Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung, (Holz-) Imprägnierung, TU Dresden, Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Band 58, 270 S.

7 Anhang: Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser

In der BBodSchV (Anlage 2 Tabellen 1 bis 3) sind Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser aufgeführt:

Tabelle 14: Prüfwerte für anorganische Stoffe

Stoff	Ort der Probennahme TOC-Gehalt <0,5% [µg/L]	Ort der Probennahme TOC-Gehalt ≥ 0,5% [µg/L]	Ort der Beurteilung (im Sickerwasser) [µg/L]
Antimon	10	10	5
Arsen	15	25	10
Blei	45	85	10
Bor	1.000	1.000	1.000
Cadmium	4	7,5	3
Chrom, gesamt	50	50	50
Chrom (VI)	8	8	8
Kobalt	50	125	10
Kupfer	50	80	50
Molybdän	70	70	35
Nickel	40	60	20
Quecksilber	1	1	1
Selen	10	10	10
Zink	600	600	600
Cyanide, gesamt	50	50	50
Cyanide, leicht freisetzbar	10	10	10
Fluorid	1.500	1.500	1.500

Tabelle 15: Prüfwerte für organische Stoffe im Sickerwasser

Stoff	Ort der Probennahme/ Ort der Beurteilung [µg/L]
Aldrin	0,03
Summe alkylierte Benzole (BTEX) ¹	20
Benzol	1
Summe Chlorbenzole	2
Chlorethen (Vinylchlorid)	0,5
Summe Chlorphenole	2
Hexachlorbenzol (HCB)	0,1
Summe Kohlenwasserstoffe ²	200
Summe leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) ³	20
Summe Tri- und Tetrachlorethen	10
Methyl-tertiär-butylether (MTBE)	10
Summe Nonylphenole (= 4-Nonylphenol, verzweigt und Nonylphenol-Isomere)	3
Pentachlorphenol (PCP)	0,1
Phenol	80
Summe aus PCB6 und PCB118	0,01
PAK15 ⁴	0,2
Naphthalin und Methylnaphthaline	2
2,4-Dinitrotoluol	0,05
2,6-Dinitrotoluol	0,05
2,4,6-Trinitrotoluol (TNT)	0,2
2,2', 4,4', 6,6'-Hexanitrodiphenylamin (Hexyl)	2
1,3,5-Trinitro-hexahydro-1,3,5-triazin (Hexogen)	1
Nitropenta (Pentaerythryltetranitrat (PETN))	10
Perfluorbutansäure (PFBA)	10
Perfluorhexansäure (PFHxA)	6
Perfluoroktansäure (PFOA)	0,1
Perfluornonansäure (PFNA)	0,06
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	6
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	0,1
Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)	0,1

¹ Summe Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole.

² Summe der Kohlenwasserstoffe, die zwischen n-Dekan (C₁₀) und n-Tetracontan (C₄₀) von der gaschromatographischen Säule eluieren.

³ Summe leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW): Summe der halogenierten C₁- und C₂-Kohlenwasserstoffe; einschließlich Trihalogenmethane. Der Prüfwert für Chlorethen ist zusätzlich einzuhalten.

⁴ PAK₁₅: PAK₁₆ ohne Naphthalin und Methylnaphthaline

8 Anhang: Beschreibung der Schadstoffquelle, des Freisetzungsverhaltens und der Transportprognose

8.1 Beschreibung der Schadstoffquelle

8.1.1 Ermittlung der Schadstoffmasse

Aus den Schadstoff-Gesamtgehalten lässt sich die flächen- oder volumenbezogene Schadstoffmasse ermitteln, die in Kapitel 6.3 für die Abschätzung der mobilisierbaren Schadstoffmasse benötigt wird. In Gleichung A8-1 ist die flächenbezogene Schadstoffmasse $M_{Sch,P}$ [g/m²] für den durch ein Bodenprofil repräsentierten Bereich dargestellt:

$$(A8-1) \quad M_{Sch,P} = \sum_{i=1}^n (G_i \times \rho_i \times z_i)$$

$M_{Sch,P}$:	Masse des Schadstoffes pro Fläche im Bereich eines Bodenprofils, summiert über die Bodenhorizonte [g/m ²]
G:	Schadstoffgehalt [mg/kg]
ρ :	Trockenrohdichte [g/cm ³]
z:	Mächtigkeit eines Bodenhorizontes [m]
i:	Horizont [-]
n:	Anzahl der zu berücksichtigenden Horizonte eines Profils [-]

Erläuterung

Die Multiplikation des Schadstoffgehaltes G mit der Trockenrohdichte ρ ergibt eine volumenbezogene Konzentration eines Schadstoffes (z. B. in der Einheit mg/L bzw. g/m³).

Die volumenbezogene Konzentration multipliziert mit der Horizontmächtigkeit z ergibt die Masse des Schadstoffes des Horizontes pro m² Bodenfläche (z. B. in der Einheit g/m²).

Die Aufsummierung über alle Horizonte ergibt die Stoffmasse des gesamten Bodenprofils $M_{Sch,P}$ pro m² Bodenfläche (z. B. in der Einheit g/m²).

Aus den Schadstoffmassen der einzelnen Bodenprofile der zu betrachtenden Fläche kann unter Berücksichtigung der Flächenrepräsentanz A_R der Profile die durchschnittliche Schadstoffmasse im betrachteten Bodenkörper $M_{Sch,Bk}$ berechnet werden (Gleichung A8-2). Bei ausreichender Informationsdichte können für die Berechnung der Flächenrepräsentanz auch geostatistische Verfahren angewendet werden.

$$(A8-2) \quad M_{Sch,Bk} = \sum_{i=1}^n \left(\frac{M_{Sch,i} \times A_{R,i}}{100} \right)$$

$M_{Sch,Bk}$: Durchschnittliche flächenrepräsentative Masse des Schadstoffes pro Fläche im Bodenkörper [g/m²]

A_R : Flächenrepräsentanz [%]

i : Profil [-]

n : Anzahl der zu berücksichtigenden Profile einer Fläche [-]

Durch Multiplikation der flächenbezogenen Schadstoffmasse $M_{Sch,Bk}$ mit der Austrittsfläche A_{Quelle} ergibt sich die gesamte Schadstoffmasse $M_{Sch,Quelle}$ nach Gleichung A8-3) wie folgt:

$$(A8-3) \quad M_{Sch,Quelle} = M_{Sch,Bk} \times A_{Quelle}$$

$M_{Sch,Quelle}$: Gesamte Schadstoffmasse bezogen auf die Austrittsfläche [g]

$M_{Sch,Bk}$: Durchschnittliche flächenrepräsentative Masse des Schadstoffes pro Fläche im Bodenkörper [g/m²]

A_{Quelle} : Austrittsfläche [m²]

Ein Berechnungsbeispiel unter Verwendung der Gleichungen A8-1 bis A8-3 ist in Kapitel 8.1.2 dieses Anhangs dargestellt.

Für den stark vereinfachten Fall eines homogenen Bodenkörpers oder bei gleichmäßig über die Fläche verteilten Bodenprofilen, gleicher Anzahl Horizonte in den Profilen und gleichen Horizontmächtigkeiten sowie gleicher Trockenrohddichte vereinfacht sich die Berechnung wie folgt (Gleichung A8-4):

$$(A8-4) \quad M_{Sch,F} = G_{Mittel} \times \rho_{Bk} \times V_{Bk}$$

$M_{Sch,F}$: Gesamte Schadstoffmasse bezogen auf die Austrittsfläche (Emissionsfläche) eines homogenen Bodenkörpers [g]

G_{Mittel} : Arithmetischer Mittelwert des Schadstoffgehalts in einem homogenen Bodenkörper [mg/kg]

ρ_{Bk} : Trockenrohddichte des Bodenkörpers [g/cm³]

V_{Bk} : Volumen des Bodenkörpers [m³]

8.1.2 Abschätzung der zukünftigen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser und Emissionsdauer

Für die Abschätzung der zukünftigen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser der Schadstoffquelle sind grundsätzlich zwei Arten des Zeitverhaltens der Freisetzung zu unterscheiden, die zeitlich konstante Quellkonzentration (quasi-konstant) und die exponentiell abnehmende Quellkonzentration.

In beiden Szenarien ist die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser an der Unterseite der Schadstoffquelle (Quellkonzentration) zu ermitteln und der Berechnung zugrunde zu legen.

Als Quellkonzentration werden Ergebnisse aus Eluatuntersuchungen eingesetzt. Können Eluatkonzentrationen nicht ermittelt werden (z. B. für leichtflüchtige Stoffe), kann die Quellkonzentration aufgrund von Schadstoffeigenschaften hinreichend konservativ abgeleitet werden.

Für eine Worst-Case-Betrachtung kann zunächst die innerhalb einer Schadstoffquelle maximal angetroffene Eluatkonzentration oder die maximale Löslichkeit des Schadstoffs als Quellkonzentration eingesetzt werden. Sollte bereits für dieses Szenario keine Überschreitung des Prüfwertes am Ort der Beurteilung zu erwarten sein, erübrigen sich weitere Berechnungen.

Lässt sich über die Worst-Case-Betrachtung kein Gefahrenausschluss ableiten, kann zur Herleitung einer flächenrepräsentativen Quellkonzentration das flächengewichtete Mittel berechnet werden (wie weiter unten in den Berechnungsbeispielen beschrieben).

Liegen mehrere Eluatkonzentrationen aus unterschiedlichen Bodenhorizonten einer Sondierung vor, ist die jeweilige Maximalkonzentration für die Sondierung bei der Berechnung heranzuziehen. Eine vertikale Aufteilung/Auflösung erfolgt i. d. R. nicht.

Zu beachten ist, dass eine flächenrepräsentative Herleitung der Quellkonzentration einen relevanten Einfluss auf die Berechnung der Emissionsdauer der Quelle haben kann, sofern die Schadstoffverteilung sehr heterogen ist. Die Emissionsdauer von höher belasteten Bereichen wird regelmäßig unter-, die von niedriger belasteten Bereichen überschätzt. In Fällen mit stark heterogener Schadstoffverteilung kann es sinnvoll sein, jede Teilfläche einzeln zu betrachten.

Quasi-konstante Quellkonzentration (Fallkonstellation A)

Bei diesem Quelltyp bleibt die Quellkonzentration c_{Quelle} konstant bis zur Erschöpfung der Quelle (Gleichung A8-6). Diese Art des Zeitverhaltens tritt insbesondere bei lösungslimitierter Freisetzung auf (Abbildung 20).

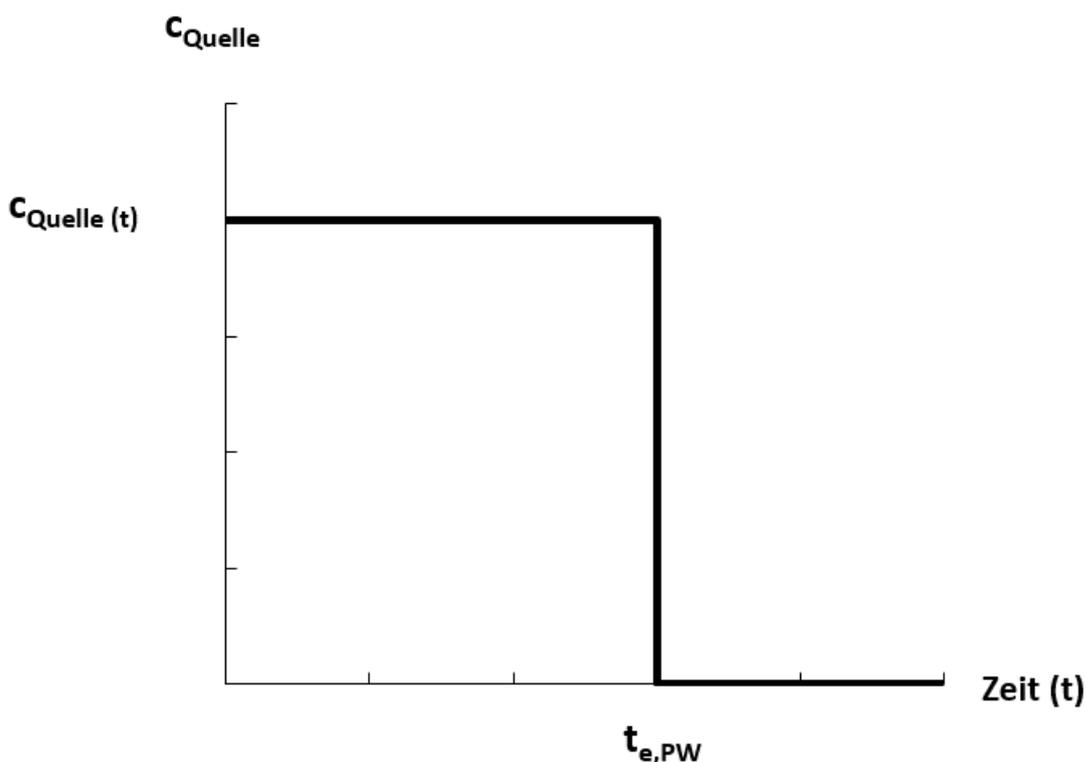


Abbildung 20: Fallkonstellation A (quasi-konstante Quellkonzentration)

$c_{Quelle}(t_0)$: Quellkonzentration bei $t = 0$ (zum Zeitpunkt der Untersuchung) [$\mu\text{g/L}$]

t_e : Emissionsdauer der Schadstoffquelle [a]

$c_{Quelle}(t < t_e)$: Quellkonzentration während der Emissionsdauer der Schadstoffquelle [$\mu\text{g/L}$]

Aus der Quellkonzentration c_{Quelle} , der Sickerwasserrate (SWR) und der mobilisierbaren Schadstoffmasse M_{mob} lässt sich die Mindestemissionsdauer t_e der Schadstoffquelle errechnen. Mit Gleichung A8-6 kann der Zeitpunkt der Erschöpfung (t_e) der Schadstoffquelle (Emissionsdauer) berechnet werden.

$$(A8-6) \quad t_e = \frac{M_{mob}}{(SWR \times c_{Quelle})}$$

Mit $c_{Quelle} = c_{Quelle}(t_0) = \text{konstant}$

t_e : Emissionsdauer der Schadstoffquelle in Jahren [a]

M_{mob} : mobilisierbare Schadstoffmasse pro Fläche im Bodenkörper [g/m^2]

SWR: Sickerwasserrate am Standort [$\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{a}) \triangleq [\text{mm/a}]$]

c_{Quelle} : Quellkonzentration im Sickerwasser beim Austritt aus der Quelle [$\mu\text{g/L}$]

Bei der lösungslimitierten Freisetzung wird die Sickerwasserkonzentration im Wesentlichen durch die Löslichkeit des Schadstoffes bestimmt, die Lösungskinetik kann ver-

nachlässigt werden. Bei dieser Form der Freisetzung entspricht die gelöste Konzentration i. d. R. der Sättigungskonzentration unter den gegebenen Bedingungen (thermodynamisches Gleichgewicht), ist also konstant und unabhängig vom Schadstoff-Gesamtgehalt (bis zur Erschöpfung der Quelle).

Beispiele für diese Art der Freisetzung sind organische Schadstoffe in nicht-wässriger Phase (NAPL) oder leicht lösliche Salze. Im Falle von Stoffgemischen kann es im Laufe der Freisetzung zu Verschiebungen in der Stoffzusammensetzung organischer Phasen (MKW, Teeröl) kommen. Da zunächst die leichter löslichen Stoffe bevorzugt in Lösung gehen, reichern sich mit zunehmender Zeitdauer die schwerer löslichen Bestandteile an. Dies führt zu einer Erhöhung der Sättigungskonzentrationen der angereicherten Stoffe (Raoult'sches Gesetz).

Exponentiell abnehmende Quellkonzentration (Fallkonstellation B)

Eine exponentiell abnehmende Konzentration tritt vor allem bei desorptions-/diffusionslimitierter Freisetzung von Schadstoffen auf (Anhang 8 Abbildung 21).

Für die analytische Bestimmung des Zeitverhaltens einer Quelle mit desorptionslimitierter Freisetzung gibt es bisher keine standardisierten Methoden. Desorptionsisotherme und Abklingfunktionen sind nur durch entsprechenden Laboraufwand (z. B. über Säulenversuche) bestimmbar.

Die in Gleichung A8-7 dargestellte exponentielle Abklingfunktion stellt einen vereinfachten Ansatz für eine grobe Abschätzung des desorptionslimitierten Zeitverhaltens einer Quelle dar, wenn keine Anhaltspunkte aus Laboruntersuchungen vorliegen. Hierbei wird unterstellt, dass die Adsorptions-Desorptions-Gleichgewichtsisotherme linear ist. Untersuchungen haben gezeigt, dass Abklingfunktionen, die sich aus nicht-linearen Isothermen ableiten, hiervon i. d. R. nur vernachlässigbar abweichen (Schneider & Stöfen 2002).

Die Annahme einer linearen Gleichgewichtsisotherme bedeutet, dass das Verhältnis von Sickerwasserkonzentration und mobilisierbarem Schadstoffgehalt während der gesamten Lebensdauer der Quelle konstant bleibt. Der exponentielle Abklingkoeffizient k_s in Gleichung A8-7 ist dann das Verhältnis von Schadstoffaustrag aus der Quelle (Quellstärke) zu M_{mob} .

Über Gleichung A8-7 kann die Konzentration im Sickerwasser (C_{Quelle}) zu einem bestimmten Zeitpunkt t berechnet werden.

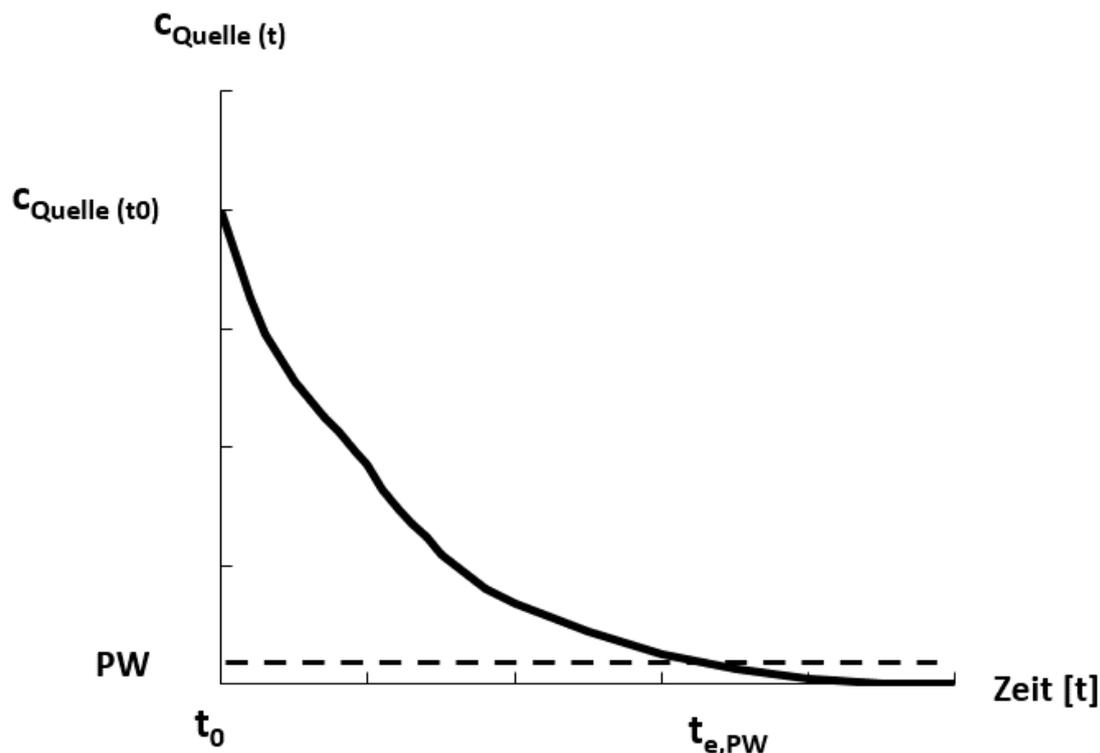


Abbildung 21: Fallkonstellation B (exponentiell abnehmende Quellkonzentration)

$$(A8-7) \quad c_{Quelle}(t) = c_{Quelle}(t_0)e^{(-k_s t)}$$

$c_{Quelle}(t)$: Konzentration zum Zeitpunkt t [$\mu\text{g/L}$]

$c_{Quelle}(t_0)$: derzeitige Schadstoffkonzentration bei $t = 0$ [$\mu\text{g/L}$]

k_s : Abklingkoeffizient [$1/a$]

PW : Prüfwert Boden-Grundwasser der BBodSchV [$\mu\text{g/L}$]

$t_{e,PW}$: Emissionsdauer der Schadstoffquelle bis zum Unterschreiten von PW [a]

t_0 : Zeitpunkt der Untersuchung [a]

Der Abklingkoeffizient k_s ergibt sich aus Gleichung A8-8:

$$(A8-8) \quad k_s = c_{Quelle}(t_0) \cdot \frac{SWR}{M_{mob}} = \frac{J_{Quelle}}{M_{mob}}$$

mit

M_{mob} : mobilisierbare Schadstoffmasse pro Fläche im Bodenkörper [g/m^2]

J_{Quelle} : Quellstärke (Unterkante der Quelle) [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot a)$]

In kontaminierten Zonen größerer Mächtigkeit können auch bei Schadstoffen mit desorptionslimitierter Freisetzung an der Unterkante der Quelle über längere Zeit konstante Konzentrationen auftreten (Sättigungsfront, Pfropfenströmung).

Mobilisierbare Stoffmassen und Emissionsdauer einer Schadstoffquelle:

Bei exponentiell abnehmender Quellkonzentration kann damit die Emissionsdauer $t_{e,PW}$ in der ein Schadstoff mit dem Sickerwasser aus der Quelle bis zum Erreichen des Prüfwertes am Ort der Beurteilung ausgewaschen wird, mit nachfolgender Gleichung A8-9 berechnet werden. Dabei wird der entsprechende Prüfwert (PW) der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser eingesetzt.

$$(A8-9) \quad t_{e,PW} = \frac{\ln c_{Quelle(t_0)} - \ln PW}{k_s}$$

$t_{e,PW}$:	Emissionsdauer der Schadstoffquelle bis zum Unterschreiten des PW [a]
$c_{Quelle(t_0)}$:	Schadstoffkonzentration im Sickerwasser zum Zeitpunkt der Untersuchung ($t=0$) [$\mu\text{g/L}$]
PW:	Prüfwert der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser am Ort der Beurteilung [$\mu\text{g/L}$]
k_s :	Abklingkoeffizient [$1/a$]

Ein Berechnungsbeispiel für die Lebensdauer einer Quelle ist nachfolgend gegeben.

Für Stoffe mit hoher Flüchtigkeit (siehe auch Anhang 6) kann die diffusive Ausgasung zur Oberfläche ggf. zu einer Verkürzung der Emissionsdauer führen. Zur Abschätzung des diffusiven Massenstromes zur Oberfläche können die in der Literatur beschriebenen Verfahren (Lyman et al. 1990) herangezogen werden. Die Vernachlässigung der diffusiven Ausgasung zur Oberfläche führt zu einem Ergebnis auf der sicheren Seite. Im Prognosetool ALTEX-1D sind umfangreiche Stoffdaten zu den meisten altlastenrelevanten Stoffen und Stoffgruppen hinterlegt und einsehbar.

Berechnungsbeispiele**Berechnungsbeispiel für Schadstoffmassen**

Unter Berücksichtigung der Flächenrepräsentanz der Sondierungen, Mächtigkeiten, Trockenrohdichten und der geogenen Gehalte der einzelnen untersuchten Horizonte können aus den Untersuchungsergebnissen die Schadstoffmassen des Bodenkörpers abgeschätzt werden.

Im folgenden Beispiel handelt es sich um eine mit Blei (Pb) verunreinigte Fläche (750 m²). Auf dieser Fläche wurden vier Sondierungen zur Erkundung der Schadstoffquelle durchgeführt und die Bleigehalte der Bodenprofile aufgenommen.

In Abbildung 22 sind die Bodenprofile P1 bis P4 mit ihrer jeweiligen Flächenrepräsentanz dargestellt. In Tabelle 16 sind für das Profil P1 die Ergebnisse der Untersuchungen für Pb-Gehalte und flächennormierte Pb-Massen dargestellt. Für die weiteren Profile sind die flächennormierten Pb-Massen in Tabelle 17 angegeben.

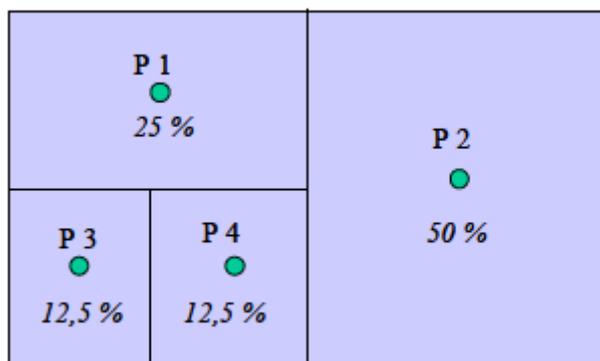


Abbildung 22: Lage der Sondierungen mit den Bodenprofilen P1 bis P4 mit der jeweils dazugehörigen Flächenrepräsentanz auf der mit Pb verunreinigten Untersuchungsfläche.

Tabelle 16: Bodenprofil P1 mit 4 Horizonten

Horizont	Tiefe [m]	Mächtigkeit [m]	ρ [g/cm ³]	Pb-Gehalt [mg/kg]	Pb-Masse [g/m ²]
1	0,3	0,3	0,8	100	24
2	1,3	1	1,4	200	280
3	1,8	0,5	1,8	1.000	900
4	2,2	0,4	1,5	20	12
Summe					1.216

Tabelle 17: Flächenbilanzierung Bodenprofile P1 bis P4

Profil	Pb-Masse [g/m ²]	Flächenrepräsentanz AR [%]	Anteil [g/m ²]
Profil 1	1.216	25	304
Profil 2	600	50	300
Profil 3	1.800	12,5	225
Profil 4	2.500	12,5	313
Summe			1.142

Unter Anwendung von Gleichung A8-1 ergibt sich für das Profil 1 (Tabelle 16) eine Pb-Masse $M_{Sch,P}$ von 1.216 g/m².

Nach Gleichung A8-2 ergibt sich für den untersuchten Bodenkörper eine durchschnittliche flächenrepräsentative Pb-Masse $M_{Sch,Bk}$ von 1.142 g/m².

Für den untersuchten Bodenkörper ergibt sich aus Gleichung A8-3 eine Pb-Gesamtmasse $M_{Sch,Quelle}$ von 856.500 g Pb bzw. 856,5 kg Pb.

Berechnungsbeispiel für Quellkonzentrationen

Für die Berechnung der repräsentativen Quellkonzentration werden Ergebnisse aus Eluatuntersuchungen benötigt. Für den Fall, dass Eluatuntersuchungen nicht vorliegen

oder sinnvoll durchgeführt werden können (z. B. bei leichtflüchtigen Schadstoffen), kann auch eine hinreichend konservative Konzentrationsabschätzung aufgrund der jeweiligen Schadstoffeigenschaften erfolgen.

Für die nachfolgende Beispielrechnung wird die mit Blei verunreinigte Untersuchungsfläche aus dem vorangegangenen Abschnitt mit den Sondierungen und dazugehörigen Boden-/Bohrprofilen P1-4 (Anhang 8 Tabelle 17) herangezogen.

Für eine erste Worst-Case-Abschätzung, ob am Ort der Beurteilung überhaupt mit relevanten Konzentrationen oder Emissionen zu rechnen ist, kann zunächst die maximal ermittelte/geschätzte Quellkonzentration von 2.000 µg/L Pb (Maximalwert von P1-4) für die gesamte Schadstoffquelle eingesetzt werden (vgl. Tabelle 19).

Kann hierdurch kein Verdachts-/Gefahrenausschluss abgeleitet werden, können die Eingabeparameter spezifiziert werden.

Dazu kann für jede Sondierung zunächst die jeweils höchste Quellkonzentration bestimmt werden. Für die Sondierung P1 sind in die Ergebnisse von Eluatuntersuchungen der Bodenhorizonte 1-4 beispielhaft dargestellt (Anhang 8 Tabelle 18). Der Bodenhorizont 2 weist mit 1.000 µg/L die höchste Konzentration auf und wird somit der Sondierung P1 zugeordnet.

Für diese und die übrigen Sondierungen P2-4 sind die so hergeleiteten Maximalkonzentrationen in Anhang 8 Tabelle 19 dargestellt.

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächenrepräsentanz der Sondierung kann durch Addition der jeweiligen Anteile ein flächengewichtetes Mittel der Quellkonzentration berechnet werden.

Tabelle 18: Eluatkonzentrationen aus Bodenhorizonten des Bohrprofils P1; *kursiv* = Maximalwert

Horizont	Tiefe [m]	Pb-Eluatkonzentration [µg/L]
1	0,3	50
2	1,3	<i>1000</i>
3	1,8	500
4	2,2	5

Tabelle 19: (Maximal-)Eluatkonzentrationen aus Bodenhorizonten der Bohrungen P1-4; *kursiv* = Maximalwert

Sondierung	Eluatkonzentration [µg/L]	Flächenrepräsentanz AR (%)
P 1	<i>1.000</i>	25
P 2	500	50
P 3	1.000	12,5
P 4	<i>2.000</i>	12,5

Für o.g. Beispiel ergibt sich eine flächengewichtete Quellkonzentration von $c_{Quelle} = 875 \mu\text{g/L}$.

Berechnungsbeispiel „Lebensdauer einer Quelle am Beispiel Cadmium“

Im Folgenden wird ein Berechnungsbeispiel für eine mit Cadmium verunreinigte Fläche gezeigt.

Tabelle 20: Eingangparameter für das Berechnungsbeispiel "Lebensdauer einer Quelle am Beispiel Cadmium"

	Symbol	Einheit	
Cadmiumkonzentration im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle	c_{Quelle}	[$\mu\text{g/L}$]	100
Mobilisierbare Cadmiumgehalte	G_{mob}	[mg/kg]	2,5
Sickerwasserrate	SWR	[$\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]	300
Mächtigkeit der Quelle	z_{Quelle}	[m]	0,5
Trockenrohdichte der Quelle	ρ	[g/cm^3]	1,5
Prüfwert BBodSchV am Ort der Beurteilung	PW	[$\mu\text{g/L}$]	3

Im Fall einer exponentiell abnehmenden Quellkonzentration ergibt sich für die Lebensdauer t_e unter Anwendung durch einsetzen der zuvor genannten Gleichungen A8-1 und A8-7 bis A8-9:

$$(A8-10) \quad M_{Sch,P} = \sum_{i=1}^n (G_i \cdot \rho_i \cdot z_i)$$

Nach Einsetzen ergibt sich eine flächenbezogene Schadstoffmasse $M_{Sch,P}$ von $1,875 \text{ g/m}^2$.

Im nächsten Schritt wird der Abklingkoeffizient k_s für Cadmium aus der Quellkonzentration c_{Quelle} bestimmt:

$$(A8-11) \quad k_s = c_{s,Quelle}(t_0) \cdot \frac{SWR}{M_{mob}}$$

Nach Einsetzen der Daten aus Anhang 8 Tabelle 20 ergibt sich ein Abklingkoeffizient k_s von $0,016 \text{ a}^{-1}$.

Die Emissionsdauer der Schadstoffquelle bis zum Erreichen des Prüfwerts für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser $t_{e,PW}$ wird durch Einsetzen in die Gleichungen A8-7 und A8-9 dieses Anhangs erhalten.

$$(A8-12) \quad c_{s,Quelle}(t) = c_{s,Quelle}(t_0) e^{(-k_s t)} = 100 \cdot e^{(-0,016 \cdot t)}$$

$$(A8-13) \quad t_{e,PW} = \frac{(\ln[(c)_{s,Quelle(t_0)}] - \ln(PW))}{k_s}$$

$$(A8-14) \quad t_{e,PW} = \frac{(\ln(100) - \ln(3))}{0,016}$$

In diesem Beispiel ergibt sich eine Emissionsdauer von 219 Jahren.

Zum Vergleich: Bei angenommener konstanter Quellkonzentration c_{Quelle} errechnet sich nach Gleichung A8-6 eine Mindest-Emissionsdauer t_e von 62,5 Jahren.

8.2 Transportprognose

8.2.1 Methodik

Ausgehend von der in Kapitel 6.3.2 beschriebenen Zielsetzung sollte das Ergebnis der Transportprognose eine quantifizierende Abschätzung der im Prognosezeitraum t_p in das Grundwasser eintretenden Konzentration $c_{odB(t)}$ und der Fracht $F_{odB(t)}$ sein.

Zur Lösung dieser Aufgabe kommen mehrere Verfahrenswege in Betracht, die je nach den Gegebenheiten des Einzelfalls zielführend sein können.

Im Folgenden wird die analytische Lösung der Advektions-Dispersions-Transportgleichung beschrieben. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der Möglichkeit, durch Variation der Parameter und der Anfangs- und Randbedingungen zu einer schnellen Beurteilung der Ergebnisbandbreite zu gelangen. Der Aufwand dabei ist abhängig von der Qualität der eingegebenen Parameter (Verwendung von Literaturdaten bzw. vorhandenen Standortdaten oder Verwendung von Laboruntersuchungen mit Bodenmaterial vom jeweiligen Standort).

Als weitere Verfahrenswege sind z. B. die numerische Lösung der Advektions-Dispersions-Transportgleichung oder die Massenbilanz-Methode möglich. Bei der numerischen Lösung der Advektions-Dispersions-Transportgleichung durch Anwendung von Finite Element- oder Finite Differenzen-Modellen muss der Untersuchungsraum mit Hilfe eines diskretisierten Modelles beschrieben werden.

Bei Anwendung dieses Verfahrens können, im Vergleich zu den analytischen Lösungen, auch komplexe Standortsituationen betrachtet werden. Dies erfordert allerdings einen deutlich erhöhten Aufwand insbesondere für die Ermittlung der benötigten Eingangparameter in der erforderlichen räumlichen Auflösung. Trotz dieses erhöhten Aufwandes ist nicht zwangsläufig eine größere Genauigkeit der Prognoseergebnisse gegeben. Hinweise zu analytischen und numerischen Modellen sind in (LfUG 2005) aufgeführt.

Bei der Massenbilanzmethode wird die Sickerstrecke als ein- oder auch mehrschichtiger homogener Reaktor betrachtet, in dem die im Sickerwasser gelösten Schadstoffe durch Adsorption, biologischen Abbau oder chemische Umwandlungsprozesse zurückgehalten/eliminiert und damit dem weiteren Transport entzogen werden. Die Massenbilanzierung kann auch auf der Grundlage von Laboruntersuchungen erfolgen (z. B. LfUG 2004). Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der Möglichkeit, durch Laborversuche standortspezifische Aussagen zu erhalten, die sowohl standorteigenen

Boden und Schadstoffe als auch die Wechselwirkungen des Schadstoffgemisches berücksichtigen.

Auch eine Kombination der genannten Verfahrenswege ist möglich, indem z. B. Ergebnisse von Laboruntersuchungen aus der Massenbilanzmethode bei der analytischen Lösung der Advektions-Dispersions-Transportgleichung oder in Einzelfällen beim Einsatz von numerischen Modellen verwendet werden. Welcher Verfahrensweg angewandt wird, muss in Abhängigkeit vom Einzelfall und der Datenlage entschieden werden.

8.2.2 Analytische Lösung der Transportgleichung

Für den Standardfall und unter stark vereinfachenden Annahmen (eindimensionales, vertikales, stationäres Strömungsfeld, homogener Aufbau des Sickerraumes, Vernachlässigung der Querdispersion) ergibt sich die folgende partielle Differentialgleichung (Gleichung A8-15):

$$(A8-15) \quad R \times \frac{\delta c}{\delta t} = D_z \times \frac{\delta^2 c}{\delta z^2} - v_{sw} \times \frac{\delta c}{\delta z} - \lambda \times c$$

R: Retardationsfaktor aufgrund von Adsorption [-]

$\delta c / \delta t$: Konzentrationsgradient mit der Zeit

c: Stoffkonzentration im Sickerwasser

D_z : longitudinaler Dispersionskoeffizient

v_{sw} : mittlere Sickerwassergeschwindigkeit (m/a)

λ : Abbaukoeffizient (Abbau 1. Ordnung)

Gleichung (A8-15) beschreibt die Schadstoffausbreitung in der wasserungesättigten Zone bei homogenem und einheitlichem Bodenaufbau (Einschichtmodell) und bei stationärer nach unten gerichteter eindimensionaler Sickerwasserbewegung unter Berücksichtigung der wesentlichen Prozesse Advektion, Dispersion, lineare Gleichgewichtssorption und Abbau 1. Ordnung. Sie kann bei Kenntnis der Parameter aus Gleichung A8-16 unter Annahme von Anfangs- und Randbedingungen analytisch gelöst werden. Bei Verwendung sogenannter „äquivalenter Parameter“ können auch mehrschichtige Profile und die Verflüchtigung bei leichtflüchtigen Stoffen berücksichtigt werden (siehe bspw. ALTEX-1D, siehe Dispersionskoeffizient, Äquivalente Parameter weiter unten). Mit der analytischen Lösung kann die Schadstoffkonzentration $c_{(z,t)}$ im Sickerwasser in Abhängigkeit von Ort und Zeit ermittelt werden.

Die Betrachtung mit den oben beschriebenen vereinfachenden Annahmen führt i. d. R. zu Ergebnissen auf der sicheren Seite (konservativ), da die Verdünnung durch Dispersionsvorgänge quer zur Strömungsrichtung nicht berücksichtigt wird.

Es ist zu beachten, dass wegen der Verwendung von stoffspezifischen Parametern die Lösung immer nur für einen Einzelstoff Gültigkeit hat. Im Falle von Stoffgemischen mit Wechselwirkung der einzelnen Stoffkomponenten kann eine Beeinflussung nur indirekt über eine Anpassung der Stoffparameter berücksichtigt werden (z. B. bei der Ermittlung der Sättigungskonzentration von Einzelstoffen in Gemischen durch Berücksichtigung des Raoult'schen Gesetzes). Die direkte Berücksichtigung von reaktiven

Wechselwirkungen erfordert die Anwendung von numerischen Multikomponentenmodellen.

8.2.3 Ermittlung der Parameter

Neben der Festlegung der Anfangs- und Randbedingungen müssen zur Lösung des eindimensionalen Falles nach Gleichung A8-15 die folgenden Parameter ermittelt bzw. entsprechende Annahmen getroffen werden:

Länge der Sickerstrecke

Die Länge der Sickerstrecke z_{sw} (siehe Abbildung 10) ist die Entfernung zwischen Unterkante der Schadstoffquelle und Ort der Beurteilung.

Sickerwassergeschwindigkeit

Für die Sickerwassergeschwindigkeit in Gleichung A8-15 wird auf Grund der getroffenen Vereinfachung die mittlere Sickerwassergeschwindigkeit v_{sw} , gebildet aus dem Quotienten aus Sickerwasserrate SWR und volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität Θ_{FK} (siehe auch Anhang 8 Kapitel 8.2.5, Gleichung A8-45) eingesetzt."

Wasserhaushaltsbetrachtung

Der Standortwasserhaushalt wird durch die Wasserhaushaltsgleichung (Gleichung A8-16) beschrieben:

$$(A8-16) \quad N = A_o + A_u + ET_a$$

N: Jahresniederschlag [mm/a]

A_o : oberirdischer Abfluss [mm/a]

A_u : unterirdischer Abfluss [mm/a]

ET_a : tatsächliche Verdunstung (Evapotranspiration) [mm/a]

Der unterirdische Abfluss A_u entspricht dem Anteil des Niederschlages, der nach Infiltration in den Boden für die weitere Verlagerung in der wasserungesättigten Zone zur Verfügung steht.

Bei der Passage des unterirdischen Abflusses durch die wasserungesättigte Zone kann bei entsprechenden Standortbedingungen ein Teil des unterirdischen Abflusses als Zwischenabfluss (Interflow) A_i direkt dem Vorfluter zufließen, so dass nur ein Teil des unterirdischen Abflusses die Grundwasseroberfläche erreicht. Schadstoffe, die mit dem Zwischenabfluss direkt in Vorfluter übertreten, werden im Rahmen der Sickerwasserprognose nach BBodSchV nicht betrachtet (siehe Kapitel 5 im Hauptteil dieser Arbeitshilfe). Sie sind jedoch im Rahmen der Detailuntersuchung zu berücksichtigen.

Zwischenabflüsse treten vor allem an Standorten mit Hangneigung und ausgeprägten Durchlässigkeitsunterschieden (stauende Schichten) in der wasserungesättigten Zone auf. Die Prüfung, ob Zwischenabflüsse berücksichtigt werden sollten, ist im Rahmen der Standortbeschreibung (siehe Kapitel 5 im Hauptteil dieser Arbeitshilfe) z. B. auf der Grundlage der von den staatlichen geologischen Diensten (SGD) (BLA-GEO 2008) entwickelten Typprofilen zum Bodenwasserregime vorzunehmen.

Für den Fall, dass Zwischenabflüsse vernachlässigt werden können, kann die Grundwasserneubildungsrate GWN mit der Sickerwasserrate SWR aus dem Boden gleichgesetzt werden. Die GWN wird analog zu den anderen Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung in [mm/a] angegeben. Es gilt somit (Gleichung A8-17):

$$(A8-17) \quad GWN = SWR - A_i$$

GWN: Grundwasserneubildungsrate [mm/a]

SWR: Sickerwasserrate [mm/a]

A_i : Zwischenabfluss (Interflow) [mm/a]

Wenn Zwischenabflüsse nicht vernachlässigt werden können, muss die Grundwasserneubildungsrate durch Gebietswasserhaushaltsbetrachtungen auf der Grundlage von Abflussmessungen abgeschätzt werden. Hierfür können Kartenwerke im regionalen Maßstab herangezogen werden, z. B. BfG (2023), LBEG (2023). Eine direkte standortbezogene Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate ist nur durch sehr aufwendige Modellrechnungen unter Einbeziehung von Lysimeter-Messungen möglich, die für die standardmäßige Anwendung im Rahmen von Detailuntersuchungen nicht in Frage kommen. In jedem Falle ist ein Abgleich mit der standörtlich bestimmten Sickerwasserrate aus dem Boden notwendig. Eine einfache Abschätzung kann nach der Methode von Beims & Gutt (2002) folgen. Grundlage ist die folgende Gleichung auf Basis des Jahresniederschlags N mit den Koeffizienten a bis d :

$$(A8-18) \quad GWN = a \cdot (N - b)^c \cdot d$$

GWN: Grundwasserneubildung [mm/a] = [L/(m² · a)]

N : Jahresniederschlag [mm/a]

Die Abschätzungsmethode ist in ALTEX-1D enthalten.

Die Gleichsetzung der Grundwasserneubildungsrate GWN mit der Sickerwasserrate aus dem Boden SWR führt entsprechend Gleichung A8-18 zu einem Ergebnis auf der sicheren Seite (konservativ).

Der in das Grundwasser eintretende Sickerwasserstrom Q_{OdB} ergibt sich durch Multiplikation von GWN mit der Eintrittsfläche A_{OdB} .

Unter der Annahme, dass $GWN = SWR$, gilt

$$(A8-19) \quad Q_{OdB} = SWR \cdot A_{OdB}$$

Q_{OdB} : in das Grundwasser eintretender Sickerwasserstrom [L/a]

SWR: Sickerwasserrate [mm/a] = [L/(m² · a)]

A_{OdB} : Eintrittsfläche in das Grundwasser [m²]

Dispersionskoeffizient

Die Wirkung der Dispersion führt zu einem räumlichen Auseinanderdriften der aus der Quelle austretenden Schadstoffe und damit zu einer Verdünnung der Konzentration (die Schadstoffmasse bleibt dabei erhalten und wird nur auf ein größeres Volumen

verteilt). Im eindimensionalen Fall führt die nur in Strömungsrichtung wirkende Dispersion zu einem Auseinanderziehen der Schadstofffront in der vertikalen Ausbreitungsrichtung. Die Verdünnungswirkung ist daher nur für Fälle mit begrenzter Emissionsdauer der Quelle gegeben und hängt vom Verhältnis der Emissionsdauer der Quelle zur Aufenthaltsdauer des Schadstoffes in der Sickerstrecke ab.

Im dreidimensionalen Fall kommt es zu einer Auffächerung der eingetragenen Schadstoffe quer zur Ausbreitungsrichtung. Der Verdünnungseffekt ist damit auch im Falle einer persistenten Schadstoffquelle gegeben. Der eindimensionale Fall ist wie unter Anhang 8.2.2. erläutert konservativ. Für den Dispersionskoeffizienten D_z in Gleichung A8-20 gilt die Beziehung:

$$(A8-20) \quad D_z = \alpha_z \cdot v_z$$

D_z : Dispersionskoeffizient in z-Richtung (vertikal) [m^2/a]

α_z : longitudinale Dispersivität [m]

v_z : Sickerwassergeschwindigkeit in z-Richtung [m/a]

Wegen der ausgeprägten Skalenabhängigkeit von α_z ist eine Übertragbarkeit von Laborwerten schwierig. In der Praxis wird meist von einer linearen Proportionalität zwischen α_z und der Sickerstrecke z_{sw} ausgegangen:

$$(A8-21) \quad \alpha_z = f_d \cdot z_{sw}$$

α_z : longitudinale Dispersivität [m]

f_d : Dispersivitäts-Skalenfaktor [-]

z_{sw} : Länge der Sickerstrecke [m]

Als Dispersivitäts-Skalenfaktor f_d wird meist 0,1 verwendet (Gelhar et al. 1992). Abhängig von den Standortbedingungen kann der Faktor auch um eine Zehnerpotenz höher (stärkere Verdünnung) oder geringer liegen. Eine Abschätzung der möglichen Bandbreite durch Verwendung von Min-/Max-Werten ist daher zu empfehlen. Über den Dispersionskoeffizienten kann bei leichtflüchtigen Stoffen auch ein Übergang von der gelösten Phase (Sickerwasser) in die Bodenluft und die diffusive Ausbreitung in der Bodenluft berücksichtigt werden. Hierzu muss ein äquivalenter Dispersionskoeffizient nach folgender Gleichung errechnet werden (Schneider 2008):

$$(A8-22) \quad D_{z\ddot{a}q} = \alpha_z \cdot v_z + D_w \cdot \theta_w \cdot \tau_w + H/\theta_w \cdot D_g \cdot \theta_g \cdot \tau_g$$

mit:

$D_{z\ddot{a}q}$: äquivalenter longitudinaler Dispersionskoeffizient in z-Richtung [m^2/a]

α_z : longitudinale Dispersivität [m]

v_z : Sickerwassergeschwindigkeit in z-Richtung [m/a]

D_w : freier Diffusionskoeffizient in Wasser [m^2/a]

D_g : freier Diffusionskoeffizient in der Luft [m^2/a]

θ_w :	volumetrischer Wassergehalt [m^3/m^3]
θ_g :	volumetrischer Luftgehalt [m^3/m^3]
H:	Henry-Konstante [-]
τ_w :	Tortuosität im Bodenwasser [-]
τ_g :	Tortuosität in der Bodenluft [-]

Die Tortuositäten τ_w und τ_g können über folgende Gleichungen errechnet werden:

$$(A8-23) \quad \tau_w = \theta_w^{(7/3)} / \theta_s^2$$

$$(A8-24) \quad \tau_g = \theta_g^{(7/3)} / \theta_s^2$$

mit θ_s : Gesamtporenraum (Summe von θ_w und θ_g) [m^3/m^3]

Henry-Konstante und Diffusionskoeffizienten können entweder direkt den Tabellenwerken der Literatur entnommen werden oder über entsprechende Methoden berechnet werden. Die Werte sind für ausgewählte Stoffe in ALTEX-1D aufgeführt. Die Validität der Methode „äquivalente Parameter“ wurde mit Hilfe numerischer Modellrechnungen überprüft (LBEG 2008). Für den Fall, dass auch der Einfluss der Querdispersion berücksichtigt werden soll, können die Querdispersivitäten näherungsweise mit

$$(A8-25) \quad \alpha_x = \alpha_y = 0,1 \cdot \alpha_z$$

angenommen werden.

Retardationsfaktor

Der Retardationsfaktor R beschreibt die Verzögerung der Schadstoffverlagerung gegenüber der Sickerwassergeschwindigkeit durch Adsorptionsprozesse an der Bodenmatrix. Der Retardationsfaktor R ergibt sich über folgende Gleichung A8-26:

$$(A8-26) \quad R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta_{FK}} K_d$$

mit

R:	Retardationsfaktor [-]
ρ_b :	Trockenrohddichte [g/cm^3]
θ_{FK} :	volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität [-]
K_d :	Verteilungskoeffizient Boden-Wasser [L/kg]

mit der Trockenrohddichte ρ_b und dem Verteilungskoeffizient K_d , der das Verteilungsgleichgewicht eines Stoffes zwischen Sickerwasser und Bodenmatrix beschreibt.

Zu beachten ist die unterschiedliche Vorgehensweise für anorganische und organische Stoffe.

Vorausgesetzt wird hierbei, dass die Adsorption durch eine lineare und reversible Gleichgewichts-Adsorptions/Desorptionsisotherme entsprechend der Beziehung

$$(A8-27) \quad c_{sorb} = K_d \cdot c_{gel}$$

c_{sorb} : im Boden sorbierte Konzentration [mg/kg]

K_d : Verteilungskoeffizient Boden-Wasser [L/kg]

c_{gel} : im Sickerwasser gelöste Konzentration [mg/L]

beschrieben werden kann. Der Verteilungskoeffizient K_d hängt sowohl von den physikochemischen Stoffeigenschaften als auch von den Eigenschaften des Bodens ab. Anorganische und organische Stoffe unterscheiden sich grundsätzlich bzgl. ihres Adsorptionsverhaltens.

Adsorption anorganischer Stoffe

Die Adsorptionseigenschaften von anorganischen Stoffen können i. d. R. mit einem nichtlinearen empirischen Freundlich-Ansatz nach folgender Exponential-Beziehung beschrieben werden:

$$(A8-28) \quad c_{\text{sorb}} = K \cdot c_{\text{gel}}^n$$

c_{sorb} : an der Bodenmatrix adsorbierter Stoffgehalt [mg/kg]

K : Freundlich-Koeffizient [L/kg]

c_{gel} : im Sickerwasser gelöste Konzentration [mg/L]

n : Freundlich-Exponent [-]

Für eine Verwendung in Gleichung (A29) zur Ermittlung von R muss die Freundlich-Isotherme zuvor linearisiert werden, um K_d zu erhalten. Hierfür kann folgende Gleichung verwendet werden:

$$(A8-29) \quad K_d = 2 \cdot K \cdot (c_{\text{Quelle}}^{(n+1)}) / ((c_{\text{Quelle}}^2 - c_{\text{An}}^2) \cdot (n + 1))$$

K_d : Verteilungskoeffizient Boden-Wasser [L/kg]

K : Freundlich-Koeffizient [L/kg]

n : Freundlich-Exponent [-]

c_{Quelle} : Stoffkonzentration im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [mg/L]

c_{An} : Anstromkonzentration [mg/L]

Hierbei ist zu beachten, dass die Linearisierung nur für einen begrenzten Konzentrationsbereich anwendbar ist, der möglichst durch Laboruntersuchungen abgesichert sein sollte.

Stehen keine standortspezifischen in Laboruntersuchungen bestimmten Adsorptionsisothermen zur Verfügung, kann zur Parametrisierung der Freundlich-Isotherme (Ermittlung von K und n in Gleichung A8-28 eine Berechnung aus einfach zu ermittelnden Bodenkenngrößen wie pH-Wert, Tongehalt, und C_{org} -Gehalt nach dem Konzept der substratübergreifenden Adsorptionsisothermen herangezogen werden. Die Bodenkenngrößen sind im Rahmen der Standortbeschreibung (siehe Kapitel 5) ggf. schichtbezogen zu ermitteln. Die Freundlich-Parameter für die relevanten Schwermetalle wurden im Rahmen des BMBF-Schwerpunktprogrammes „Sickerwasserprognose“ für unterschiedliche Bodentypen und Ausgangsgesteine bestimmt und als Tabellenwerk veröffentlicht (BGR 2005). Die veröffentlichten Werte sind in ALTEX-1D berücksichtigt und können dort eingesehen werden. Für diejenigen Elemente, für die keine Freundlich-Parameter vorliegen, werden in ALTEX-1D ersatzweise lineare K_d -Werte nach einem Ansatz aus der Literatur verwendet (van den Berg & Roels 1991).

Adsorption organischer Stoffe

Die Adsorptionscharakteristik von organischen Stoffen kann i. d. R. durch eine lineare Adsorptionsisotherme entsprechend der Gleichung A8-30 beschrieben werden. Der

Verteilungskoeffizient K_d ist hauptsächlich vom organischen Kohlenstoffgehalt C_{org} abhängig und kann durch die Beziehung in Gleichung A8-30 charakterisiert werden.

$$(A8-30) \quad K_d = K_{OC} \cdot C_{org}$$

K_d : Verteilungskoeffizient Boden-Wasser [L/kg]

K_{OC} : Verteilungskoeffizient für C_{org} [L/kg]

C_{org} : organischer Kohlenstoffgehalt im Boden [-]

Der stoffspezifische K_{OC} -Wert kann entweder direkt den Tabellenwerken der Literatur entnommen werden oder über empirische Beziehungen zwischen dem K_{OC} -Wert und dem K_{OW} -Wert (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) oder der Wasserlöslichkeit berechnet werden. K_{OC} -Wert für ausgewählte Stoffe sind im Tabellenblatt Stoffdaten in der EXCEL-Anwendung ALTEX-1D aufgeführt und werden im Tabellenblatt K_d -Organik zur Berechnung des K_d -Wertes verwendet.

Abbaukoeffizient

Mit dem in Gleichung A8-31 aufgeführten Abbaukoeffizienten λ können der biologische Stoffabbau oder Prozesse mit vergleichbarer Wirkung berücksichtigt werden. Hierbei wird eine Abbaukinetik 1. Ordnung vorausgesetzt. Dies ist vor allem für mikrobiologisch gut abbaubare organische Schadstoffe wie Mineralölkohlenwasserstoffe relevant. Bei anorganischen Schadstoffen können damit ggf. reaktive Abbau-/Umbauvorgänge oder auch Fixierungs-/Immobilisierungsvorgänge berücksichtigt werden.

Der Abbaukoeffizient λ setzt sich aus den Abbaukoeffizienten in der gelösten Phase (Sickerwasser) λ_w und in der sorbierten Phase (Bodenmatrix) λ_s zusammen. Unter der Voraussetzung, dass beide Abbaukoeffizienten gleich sind, ergibt sich der wirksame Abbaukoeffizient λ aus Gleichung A8-31

$$(A8-31) \quad \lambda = \lambda_w \cdot R$$

λ : Abbaukoeffizient [1/a]

λ_w : Abbaukoeffizienten in der gelösten Phase (Sickerwasser) [1/a]

R : Retardationsfaktor [-]

Hierbei wird angenommen, dass die Abbaurate proportional zur Konzentration c ist (Abbaukinetik 1. Ordnung)

$$(A8-32) \quad \frac{dc}{dt} = \lambda \cdot c$$

Der Abbaukoeffizient λ entspricht der Proportionalitätskonstante. Hieraus ergibt sich eine exponentielle Abnahme der Konzentration (analog zum Gesetz des radioaktiven Zerfalls) entsprechend der Beziehung:

$$(A8-33) \quad c = c_0 \cdot e^{(-\lambda \cdot t)}$$

c_0 : Anfangskonzentration [$\mu\text{g/L}$]

λ : Abbaukoeffizient [1/a]

t: Dauer [a]

Die Abbaurate wird häufig auch in Form einer Halbwertszeit $t_{1/2}$ angegeben. Der Abbaukoeffizient λ ergibt sich daraus über

$$(A8-34) \quad \lambda = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \approx \frac{0,693}{t_{1/2}}$$

$t_{1/2}$: Halbwertszeit [a]

Eine experimentelle Bestimmung der Abbauraten im Labor im Rahmen von Detailuntersuchungen ist sehr aufwendig. Die Ergebnisse sind i. d. R. nur eingeschränkt auf in-situ Verhältnisse übertragbar (Höper & Wilke 2004). Die experimentelle Bestimmung von Abbauraten durch biologische Abbauversuche im Labor bleibt daher Spezialfällen vorbehalten. Es wird empfohlen, zunächst anhand der Stoffeigenschaften zu prüfen, ob die Berücksichtigung von Abbau sinnvoll ist. Wegen der erheblichen Schwankungsbreite der Werte und deren erhebliche Auswirkung auf das Ergebnis einer Sickerwasserprognose ist eine Bandbreiten-Abschätzung aufgrund von Min/Max-Werten zu empfehlen.

Verhalten der Quelle

Zur Lösung der Gleichung A8-15 ist eine Annahme bzw. Prognose der zeitlichen Entwicklung der Schadstofffracht $Fr_{Quelle(t)}$ erforderlich. Die Emissionsdauer der Quelle t_e und die Entwicklung der Quellkonzentration $c_{Quelle(t)}$ im Laufe der Emissionszeit hängen von der Freisetzungseigenschaft der Quelle ab. Hierbei können folgende in Kapitel 6.3.2 beschriebene Fälle unterschieden werden:

Fallkonstellation A1

Quasi-konstante Quellkonzentration mit praktisch unbegrenzter Emissionsdauer (Emissionsdauer sehr viel länger als die mittlere Aufenthaltsdauer des Schadstoffes in der Sickerstrecke)

Für den Fall einer quasi-konstanten Quellkonzentration und unbegrenzter Emissionsdauer ist bei eindimensionaler Betrachtung nach Gleichung A8-15 eine Konzentrationsminderung am Ort der Beurteilung nur durch Abbau oder Verflüchtigung der Schadstoffe möglich. Adsorption und Dispersion bewirken lediglich eine Verzögerung des Transports. Die Quellkonzentration c_{Quelle} stellt sich nach entsprechender Zeit unverändert auch am Ort der Beurteilung ein ($C_{0dB}/C_{Quelle} = 1$). Der zeitliche Verlauf der Schadstoffkonzentration ist in Anhang 8 Abbildung 23 dargestellt.

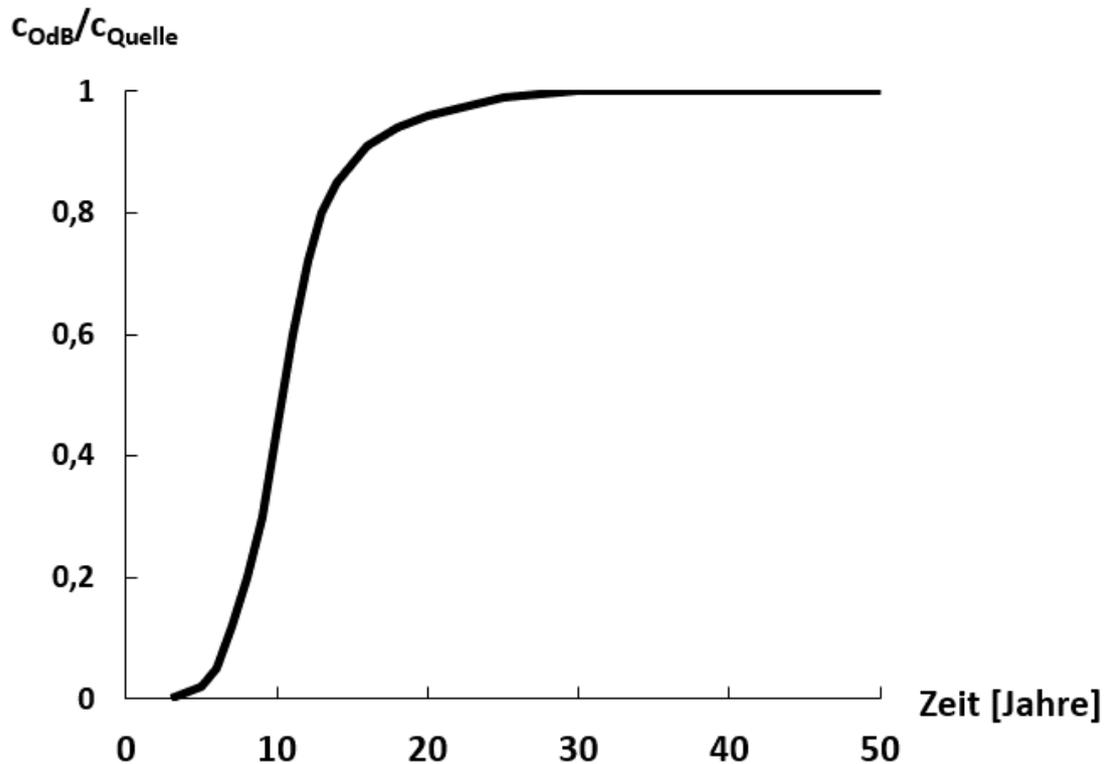


Abbildung 23: Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung. Annahme: unbegrenzte Emissionsdauer der Quelle, konstante Quellkonzentration, kein Abbau auf dem Transportweg.

Fallkonstellation A2

Quasi-konstante Quellkonzentration mit relativ kurzer Emissionsdauer (Emissionsdauer in der Größenordnung der Aufenthaltsdauer der Schadstoffe in der Sickerstrecke)

Nur bei begrenzter Emissionsdauer der Quelle können Adsorption und Dispersion, zusätzlich zu Abbau- und Ausgasungsprozessen, eine nachhaltige Minderung der Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung bewirken. Für den Beispielfall einer 5-jährigen Emission ist der zeitliche Verlauf in Anhang 8 Abbildung 24 dargestellt.

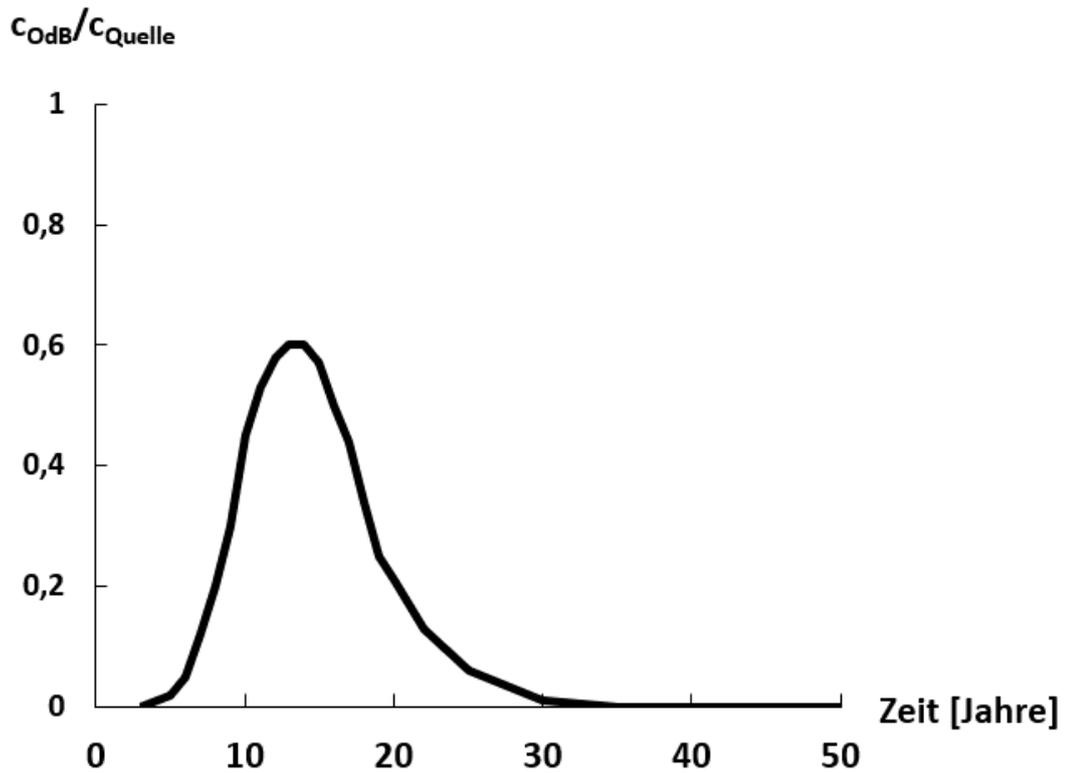


Abbildung 24: Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung. Annahme: auf 5 Jahre begrenzte Emissionsdauer der Quelle, konstante Quellkonzentration, kein Abbau auf dem Transportweg.

Fallkonstellation B

Exponentiell abnehmende Quellkonzentration mit praktisch unbegrenzter Emissionsdauer (Anhang 8 Abbildung 25).

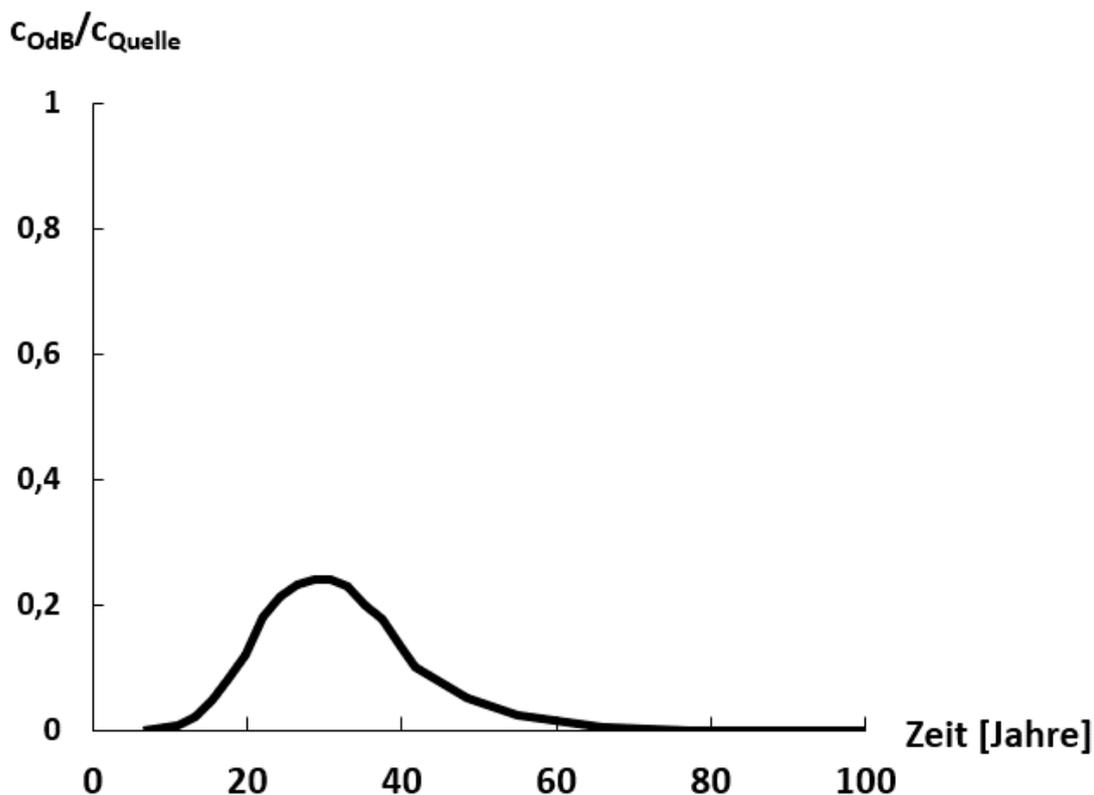


Abbildung 25: Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung. Annahme: exponentiell abnehmende Quellkonzentration, kein Abbau auf dem Transportweg.

Die Minderung der Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung ist in erster Linie abhängig vom Verhältnis V_{QT} der Emissionsdauer der Quelle t_e zur Verweilzeit t_{stm} des Schadstoffes in der Sickerstrecke:

$$(A8-35) \quad V_{QT} = \frac{t_e}{t_{stm}}$$

V_{QT} : Verhältnis der Emissionsdauer der Quelle t_e zur mittl. Verweilzeit t_{stm} [a]

t_e : Emissionsdauer der Quelle [a]

t_{stm} : mittlere Verweilzeit des Schadstoffes in der Sickerstrecke [a]

Die mittlere Verweilzeit eines Schadstoffes t_{stm} kann unter Verwendung von Gleichung A8-36 berechnet werden nach:

$$(A8-36) \quad t_{stm} = t_{sw} \times R = \frac{z_{sw} \theta_{FK} R}{SWR} \quad (1)$$

t_{stm} : mittlere Verweilzeit eines Schadstoffes [a]

t_{sw} : mittlere Verweilzeit des Sickerwassers [a]

R : Retardationsfaktor aufgrund Adsorption [-]

z_{sw} : Länge der Sickerstrecke [m]

SWR: Sickerwasserrate [mm/a]

ØFK: volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität [-]

Bei ausgeprägter vertikaler Inhomogenität ist die Berücksichtigung einzelner Schichten über die Berechnung äquivalenter Parameter aus den Parametern der Einzelschichten möglich. Hierzu ist die Kenntnis der Parameter der einzelnen Schichten erforderlich.

Bei vernachlässigbarem Abbau kann für die Fallkonstellation A (quasi-konstante Quellkonzentration) bei Fällen mit $V_{QT} > 10$ davon ausgegangen werden, dass keine wesentliche Konzentrationsminderung mehr eintritt und die Schadstoffkonzentration beim Eintritt ins Grundwasser c_{OdB} weitgehend der Ausgangskonzentration c_{Quelle} beim Austritt aus der Schadstoffquelle entspricht.

8.2.4 Stofftransport in der wasserungesättigten Zone

Bezugnehmend auf Kapitel 6.3.2 werden im Folgenden die relevanten Gleichungen des Stofftransports in Bezug auf Abbildung 10 dargestellt. Für die aus der Quelle austretende Schadstofffracht gilt:

$$(A8-37) \quad Fr_{Quelle} = Q_{Quelle} \cdot c_{Quelle}$$

mit

Fr_{Quelle} : Schadstofffracht an Unterkante der Quelle [g/a]

Q_{Quelle} : Sickerwasserstrom an Unterkante der Quelle [m³/a]

c_{Quelle} : Schadstoffkonzentration an Unterkante der Quelle [µg/L]

Für die in das Grundwasser eintretende Fracht gilt entsprechend A8-38:

$$(A8-38) \quad Fr_{OdB} = Q_{OdB} \cdot c_{OdB}$$

mit:

Fr_{OdB} : Schadstofffracht am OdB [g/a]

Q_{OdB} : Sickerwasserstrom am OdB [m³/a]

c_{OdB} : Schadstoffkonzentration am OdB [µg/L]

Die sich an der Unterkante der Schadstoffquelle durch die austretende Schadstofffracht Fr_{Quelle} ergebende Massenstromdichte J_{Quelle} wird im Folgenden als Quellstärke bezeichnet werden. Sie entspricht dem Produkt aus Sickerwasserrate SWR und Stoffkonzentration im Sickerwasser an der Unterkante der Schadstoffquelle c_{Quelle} (Gleichung A8-39).

$$(A8-39) \quad J_{Quelle} = \frac{Fr_{Quelle}}{A_{Quelle}} = SWR \cdot c_{Quelle}$$

mit

J_{Quelle} : Quellstärke an der Unterkante der Quelle [g/(m² · a)]

Fr_{Quelle} : Schadstofffracht an Unterkante der Quelle [g/a]

A_{Quelle} : Fläche der Schadstoffquelle [m²]

SWR: Sickerwasserrate [L/(m² · a)] bzw. [mm/a]

C_{Quelle} : Stoffkonzentration an der Unterkante der Quelle [µg/L]

Die Massenstromdichte am Ort der Beurteilung J_{OdB} wird im Folgenden als Quellstärke J_{OdB} am Ort der Beurteilung bezeichnet. Sie ist der Quotient aus Schadstofffracht Fr_{OdB} und der (Eintritts-)Fläche A_{OdB} (Gleichung A8-40). Für den Standardfall wird die Austrittsfläche A_{Quelle} mit der Eintrittsfläche A_{OdB} gleichgesetzt.

$$(A8-40) \quad J_{OdB} = \frac{Fr_{OdB}}{A_{OdB}}$$

mit

J_{OdB} : Quellstärke am OdB [g/(m² · a)]

Fr_{OdB} : Schadstofffracht am OdB [g/a]

A_{OdB} : Fläche [m²]

Der Sickerwasserstrom Q_{SW} ergibt sich durch Multiplikation von SWR mit der Austritts- bzw. Eintrittsfläche Fläche A_{Quelle} bzw. A_{OdB} (Gleichung A8-41).

Für den Fall, dass Zwischenabflüsse vernachlässigt werden können, kann die Sickerwasserrate SWR aus dem Boden mit der Grundwasserneubildungsrate GWN gleichgesetzt werden. Für andere Fälle werden in Kapitel 8.2.3 dieses Anhangs Hinweise gegeben. Die Gleichsetzung der SWR mit der GWN führt zu einem Ergebnis auf der sicheren Seite (konservativ).

$$(A8-41) \quad Q_{SW} = SWR \cdot A$$

Der Sickerwasserstrom Q_{SW} ist eine Komponente des Standortwasserhaushaltes, der durch die Wasserhaushaltsgleichung definiert ist. Die entscheidende Größe ist die Sickerwasserrate SWR aus dem Boden, die nach bekannten empirischen Verfahren oder anderen in den einzelnen Bundesländern gebräuchlichen Verfahren standortbezogen ermittelt werden kann.

8.2.5 Sickerwasserbewegung

Für eine integrative Betrachtungsweise (mit zeitlicher Mittelung z. B. über ein Jahr) ist es jedoch ausreichend, von einer stationären mittleren Sickerwassergeschwindigkeit v_{sw} auszugehen. Diese kann in Anlehnung an DIN 19732 mit folgender Gleichung berechnet werden:

$$(A8-42) \quad v_{sw} = \frac{SWR}{\Theta_{FK}}$$

v_{sw} : mittlere Sickerwassergeschwindigkeit [m/a]

Θ_{FK} : volumetrischer Wassergehalt bei Feldkapazität [-]

Die mittlere Verweilzeit des Sickerwassers t_{sw} in der Sickerstrecke ergibt sich aus der Länge der Sickerstrecke z_{sw} und der mittleren Sickerwassergeschwindigkeit v_{sw} . Der Parameter t_{sw} wird für die Ermittlung der mittleren Aufenthaltsdauer eines Schadstoffes in der Sickerstrecke benötigt und ergibt sich über die Gleichung:

$$(A8-43) \quad t_{sw} = \frac{z_{sw}}{v_{sw}} = \frac{z_{sw} \times \theta_{FK}}{SWR}$$

8.2.6 Gesamtfracht im Prognosezeitraum

Eine weitere Beurteilungsgröße ist die im betrachteten Prognosezeitraum t_p in das Grundwasser eingetragene Schadstoffmasse $M_{mob,OdB}$. Sie kann über die Bildung des Zeitintegrals von $Fr_{OdB}(t)$ über t_p ermittelt werden (Gleichung A8-44).

$$(A8-44) \quad M_{mob,OdB} = Fr_{OdB}(t) \cdot t_p$$

$M_{mob,OdB}$: Schadstoffmasse am Ort der Beurteilung im Prognosezeitraum [g]

$Fr_{OdB}(t)$: Fracht am Ort der Beurteilung [g/a]

t_p : Prognosezeitraum [a]

Die Gesamtschadstoffmasse kann für längerfristige Stoffbilanzierungen in einem betrachteten Grundwasservolumen herangezogen werden. Darüber hinaus kann aus der Differenz zwischen der mobilisierbaren Schadstoffmasse in der Schadstoffquelle M_{mob} und der den Ort der Beurteilung erreichten Gesamtschadstoffmasse $M_{mob,OdB,ges}$ die in der Sickerstrecke sorbierte oder abgebaute Masse ermittelt werden (Gleichung A8-45):

$$(A8-45) \quad M_{sorb} = M_{mob} - M_{mob,OdB,ges}$$

M_{sorb} : sorbierte oder abgebaute Schadstoffmasse [g]

M_{mob} : mobilisierbare Schadstoffmasse in der Schadstoffquelle [g]

$M_{mob,OdB,ges}$: Gesamtschadstoffmasse am Ort der Beurteilung [g]

8.3 Literaturverzeichnis

BBodSchV (2021): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598, 2716).

Beims, U.; Gutt, B. (2002): Entwicklung eines rationellen Verfahrens zur Bewertung von Bodenkontaminationen und deren Exposition (EXPOSI), Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben.

BfG, Bundesanstalt für Gewässerkunde [Hrsg.] (2023): Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD).

BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe [Hrsg.] (2005): Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen.

BLA-GEO, Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung [Hrsg.] (2008): Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose.

DIN 19732:2011-10: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standörtlichen Verlagerungspotentials von nichtsorbiebaren Stoffen.

Gelhar, L. W.; Welty, C.; Rehfeldt, K. R. (1992): A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resources Research*, 28, 7, S. 1955–1974.

Höper, H.; Wilke, B.-M. (2004): Bewertung der Biodegradation im Rahmen der Sickerwasserprognose zur Verlagerung organischer Schadstoffe, *Altlasten Spektrum*, 2, S. 69–78.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.] (2008): Die Verwendung „äquivalenter Parameter“ zur Berechnung mehrschichtiger Bodenprofile und Berücksichtigung leichtflüchtiger Stoffe mit ALTEX-1D, Validierung mit Hilfe numerischer Modellrechnungen, interner Bericht.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.] (2020): ALTEX-1D, Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS-EXCEL, Version 3.4.5.

LBEG, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen [Hrsg.] (2023): Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS® KARTENSERVER.

LfUG, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2004): Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung - Musterleistungsbeschreibung.

LfUG, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie [Hrsg.] (2005): DASIMA - Simulationsprogramme zur Strömungs- und Schadstofftransportmodellierung.

Lyman, W. J.; Reehl, W. F.; Rosenblatt, D. H. (1990): Handbook of chemical property estimation methods, Washington, DC (USA); American Chemical Society.

Schneider, W. (2008): Erweiterung des Modells „ALTEX-1D“ für Sickerwasserprognosen für flüchtige Schadstoffe im geschichteten Bodenprofil, *Altlasten Spektrum*, 5, S. 206–213.

Schneider, W.; Stöfen, H. (2002): Relevanz des Quellterms bei der Sickerwasserprognose, Bodenschutz, 4.

van den Berg, R.; Roels, J. M. (1991): Beurteilung der Gefährdung des Menschen und der Umwelt durch Exposition gegenüber Bodenverunreinigungen, Integration der Teilaspekte, Bericht Nr. 725201007 VROM.