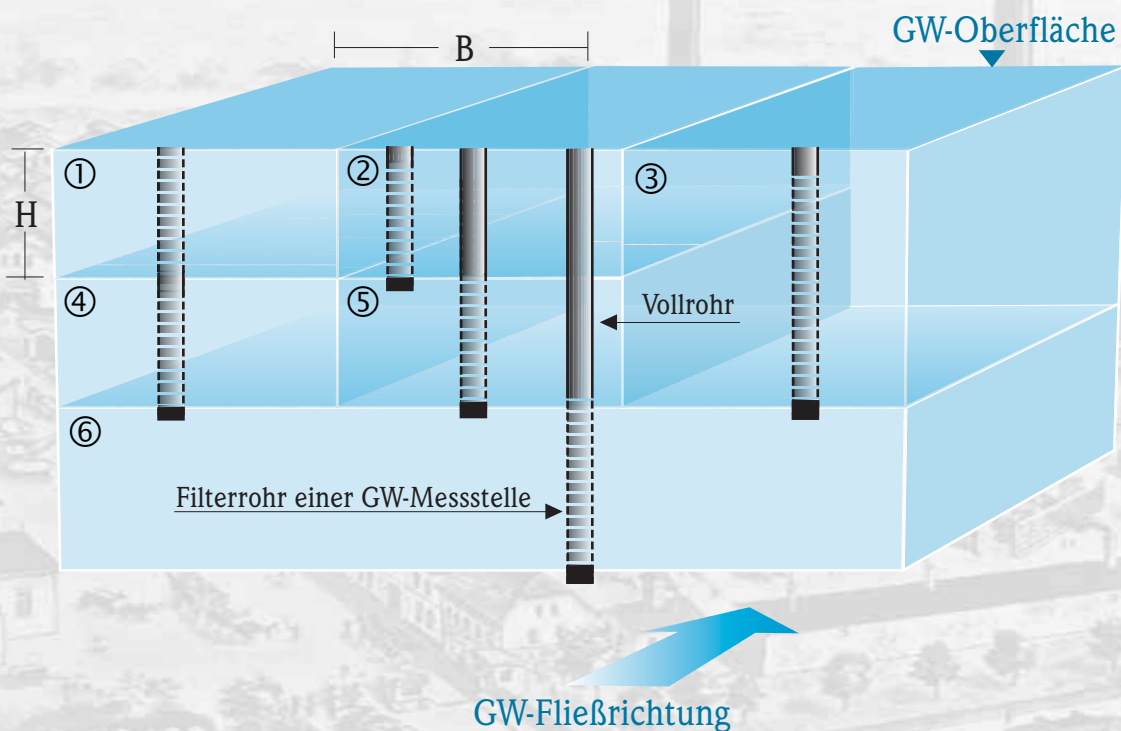




Handbuch Altlasten

Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser

Band 3, Teil 6



Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 6

Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser

Wiesbaden 2008

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Impressum

Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 6

ISBN 978-3-89026-812-5

Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser

Bearbeiter: Dr. THOMAS HELD, Dr. HELMUT JACOB, JENS BLOTEVOGEL
ARCADIS Consult, Darmstadt

Dipl.-Ing. VOLKER ZEISBERGER, HLOG
Dr. DIETER KÄMMERER (Anhang 6), HLOG

Titelabbildung: Hintergrundbild: Hedderheimer Kupferwerk und Süddeutsche Kabelwerke AG
Bildnachweis: Denkmalamt Stadt Frankfurt am Main
Grafik: Blick auf die Stromröhren ① bis ⑥ in einer Kontrollebene/Transekte quer zur Ausbreitungsrichtung des Grundwassers. Jede der sechs Filterstrecken repräsentiert eine rechteckige Stromröhre.

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

Telefax: 0611 6939113
E-Mail: vertrieb@hlog.de
Internet: www.hlog.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

Inhalt

1	Einleitung	5
2	Definitionen	6
3	Frachtermittlung im Sickerwasser	8
3.1	Einleitung	8
3.2	Berechnung der aus der Schadstoffquelle freigesetzten Schadstofffracht	10
3.2.1	Allgemeines	10
3.2.2	Schadstoffinventar	11
3.2.3	Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser	14
3.2.4	Sickerwasserrate	17
3.2.5	Berechnung von Schadstofffrachten im Sickerwasser	21
3.3	Rückrechnung der Sickerwasserfracht mittels Grundwasseruntersuchungen	24
3.3.1	Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose	24
3.3.2	Hinweise zum Messstellennetz und -ausbau	26
4	Frachtermittlung im Grundwasser	28
4.1	Einleitung	28
4.2	Zuflussgewichtete Probennahme	30
4.3	Hinweise zur Ermittlung der Durchlässigkeit und des Grundwassergefälles	31
4.4	Stromröhrenmodell	31
4.5	Immissionspumpversuch	34
4.5.1	Allgemeines	34
4.5.2	Quasi-stationärer Immissionspumpversuch	34
4.5.3	Instationärer integraler Immissionspumpversuch	35
4.5.4	Hinweise zur Anwendung von Immissionspumpversuchen	38
4.5.5	Quantifizierung von Abbau- und Rückhalteprozessen in der Schadstofffahne	38
4.6	Transekten-Methode	39
4.7	Prognose der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Schadstofffahne mittels mathematischer Modelle	41
4.8	Diskussion der Genauigkeit von Frachtab-schätzungen	43
	Anhänge	44
Anhang 1	Beispiel zur Berechnung von Schadstoffmassen	45
Anhang 2	Direct-Push-Verfahren	46
Anhang 3	Berechnung der Sickerwasserrate nach dem TUB-BGR-Verfahren (EXCEL)	47
Anhang 4	Ermittlung der Schadstoffkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung mittels Grundwasseruntersuchungen (EXCEL)	48
Anhang 5	Beispiel zur Frachtermittlung nach dem Stromröhrenmodell (EXCEL)	49
Anhang 6	Pumpversuche bei der Erkundung, Sanierung und Überwachung von Grundwasser- verunreinigungen	51
	Literatur	54

1 Einleitung

Die Abschätzung von Schadstofffrachten im Sicker- und Grundwasser gewinnt bei der Altlastenbearbeitung an Bedeutung. So sind bei der Sickerwasserprognose nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) neben Schadstoffkonzentrationen auch Schadstofffrachten im Sickerwasser zu berücksichtigen, um den Wirkungspfad Boden-Grundwasser bewerten zu können.

Schadstofffrachten im Grundwasser sind relevant für die Entscheidung,

- ob eine Grundwassersanierung erforderlich ist
- ob eine laufende Grundwassersanierung beendet werden kann, obwohl die Sanierungszielwerte (i. d. R. Stoffkonzentrationen) noch nicht erreicht sind
- ob die Überwachung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse (Monitored Natural Attenuation MNA) ein aktives Sanierungsverfahren ergänzen bzw. ersetzen kann.

Frachtberechnungen sind mit relativ hohen Unsicherheiten behaftet, wenn die Eingangsgrößen (z. B. Durchlässigkeitsbeiwert, Sickerwasserrate) nicht genau bekannt sind. Daher muss bei der Abschätzung einer Schadstofffracht stets eine Betrachtung erfolgen, welche Genauigkeit erzielbar ist. Häufig ist bei Frachtabschätzungen die Angabe einer Bandbreite empfehlenswert. Frachtabschätzungen im Grundwasser sind i. d. R. nur bei Porengrundwasserleitern sinnvoll, da bei Kluftgrundwasserleitern die erzielbare Genauigkeit meist gering ist.

Im vorliegenden Handbuch wird die Ermittlung von Schadstofffrachten sowohl im Sicker- als auch im Grundwasser beschrieben. Für die Bewertung der Schadstofffrachten liegen zwar keine bundeseinheitlichen Vorgaben vor. Jedoch haben einzelne Bundesländer Regelungen zur Bewertung von Grundwasserfrachten getroffen, z. B. gilt in Hessen das Handbuch Altlasten „Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasser-Verunreinigungen“ [HLUG 2008]. Zur Bewertung von Sickerwasserfrachten liegt der Vorschlag einer LAWA/LABO-Arbeitsgruppe vor [LAWA/LABO 2006].

Sickerwasserprognose

GW-Schadensfälle

erreichbare
Genauigkeit

Bewertung von
Frachten

2 Definitionen

Schadstoffquelle

Kontaminierte Bodenbereiche mit mobilen bzw. mobilisierbaren Schadstoffen werden als Schadstoffquelle bezeichnet. Der kontaminierte Bodenbereich kann in der ungesättigten oder gesättigten Zone liegen. Die Freisetzung und Verlagerung der Schadstoffe kann auf mehreren Wegen erfolgen. Lösliche Schadstoffe können durch Sicker- und Grundwasser ausgewaschen und transportiert werden. Flüchtige Schadstoffe können in die Bodenluft und anschließend in die Atmosphäre und in das Grundwasser gelangen. Mobile flüssige Schadstoffphasen können im Untergrund versickern.

Dagegen sind Bodenbereiche mit wasserunlöslichen Schadstoffen keine Schadstoffquelle, da keine Freisetzung in das Sicker- oder Grundwasser stattfindet (z. B. in Schlacke fest eingebundene Schwermetalle).

Organische Stoffe: Hohe Freisetzungsraten treten i. d. R. auf, wenn organische Stoffe als Phase vorliegen (**Non Aqueous Phase Liquid, NAPL**). Dabei kann es sich um zusammenhängende (kohärente) Phasen handeln, die einen Großteil des Porenraums im Boden ausfüllen und noch fließfähig sind. Bei Unterschreitung der Residualsättigung liegen Schadstoffphasen nur noch als Tröpfchen in den Bodenporen und -zwickeln vor. Diese sind nicht beweglich, teilen sich aber durch Lösungs- und Verdunstungsprozesse der Umgebung mit.

Im Übergangsbereich Boden/Grundwasser reichern sich häufig „aufschwimmende Phasen“ an, z. B. Benzin, Kerosin, Diesel oder Heizöl bei Mineralölschadensfällen. Diese weisen eine Dichte kleiner 1 kg/l auf und werden als **Light Non Aqueous Phase Liquid (LNAPL)** bezeichnet. Schwere Phasen mit einer Dichte größer 1 kg/l werden als **Dense Non Aqueous Phase Liquid (DNAPL)** bezeichnet. Hierzu zählen vor allem chlorierte Lösungsmittel mit Leichtflüchtigen Chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) und Teeröle mit Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). DNAPL können aufgrund ihrer hohen Dichte tiefer als LNAPL in den Grundwasserleiter eindringen.

Liegen organische Schadstoffe nicht als Phase, sondern sorptiv gebunden vor, sind die Freisetzungsraten i. d. R. relativ gering.

Anorganische Stoffe: Bei Schwer- und Halbmetallen definiert sich die Schadstoffquelle als der Bodenbereich, in dem einerseits deutlich erhöhte Gesamtgehalte vorliegen und andererseits die nachgewiesenen Schwer- und Halbmetalle eine relevante Wasserlöslichkeit/Mobilität aufweisen. Bei der Abgrenzung der Quelle sind die anthropogenen und geogenen Hintergrundgehalte zu berücksichtigen. Die Mobilität der Schwer- und Halbmetalle wird mittels Elutions-/Extraktionsuntersuchungen ermittelt.

Fracht

Die Fracht ist die mit dem Sicker- oder Grundwasser transportierte Schadstoffmasse pro Zeiteinheit. Als Kurzbezeichnung für die Fracht bzw. Emission wird üblicherweise der Buchstabe (E) verwendet [LABO 2007, HLU 2008, LfU 1996]. Die Fracht wird häufig in der Einheit Gramm pro Tag [g/d] angegeben.

Für die Interpretation von Schadstofffrachten ist wichtig, an welcher Stelle die Fracht bestimmt wird. Bei Sickerwasser-Frachten ist zu unterscheiden, ob diese direkt unterhalb der Schadstoffquelle oder am Ort der Beurteilung (Grundwasseroberfläche) ermittelt wurden. Grundwasser-Frachten werden im Abstrom einer Schadstoffquelle ermittelt, insbesondere dicht an der Schadstoffquelle (naher Grundwasserabstrom). Um Abbau- und Rückhalteprozesse bewerten zu können, ist zusätzlich die Frachtermittlung im weiteren Grundwasserabstrom erforderlich (Kap. 4.1).

Die Quellstärke (J) ist die aus einer Schadstoffquelle freigesetzte Schadstoffmasse pro Zeit- und Flächeneinheit, sie wird z. B. in der Einheit $[g/(m^2 \cdot d)]$ angegeben. Sie ist also eine flächenbezogene Fracht [LABO 2007].

**Quellstärke,
Emissionsstärke**

Im vorliegenden Handbuch werden die Begriffe Quellstärke und Emissionsstärke nur dann verwendet, wenn die Schadstoffquelle in der ungesättigten Bodenzone liegt und der Stofftransport über das Sickerwasser erfolgt (Kapitel 3). Als Fläche gilt dann die horizontale Ausdehnung der Schadstoffquelle. Während die Quellstärke direkt unterhalb der Schadstoffquelle bestimmt wird, ist die Emissionsstärke die flächenbezogene Fracht am Ort der Beurteilung. Sind Abbau- und Rückhalteprozesse nicht relevant, entspricht die Emissionsstärke der Quellstärke, ansonsten ist sie geringer als die Quellstärke.

Transekten sind senkrechte Ebenen, die quer zur Ausbreitungsrichtung der im Grundwasser transportierten Schadstoffe aufgespannt werden (s. Abb.11 in Kap. 4.1). Grundwassermessstellen, die entlang einer Transekte positioniert sind, erfassen die Breite einer Schadstofffahne.

Transekte

Bei Schadstoffquellen in der ungesättigten Zone ist dies der Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone (§ 4 Abs. 3 BBodSchV). Die entspricht nach [LABO 2003] dem mittleren Grundwasserhöchststand. Bei Schadstoffquellen, die in der gesättigten Zone liegen, gilt als „Ort der Beurteilung“ das im unmittelbaren Kontakt mit dem verunreinigten Boden strömende Grundwasser (Kontaktgrundwasser, s. Abb. 1) [LAWA/LABO/LAGA 1998].

Ort der Beurteilung

Kontaktgrundwasser

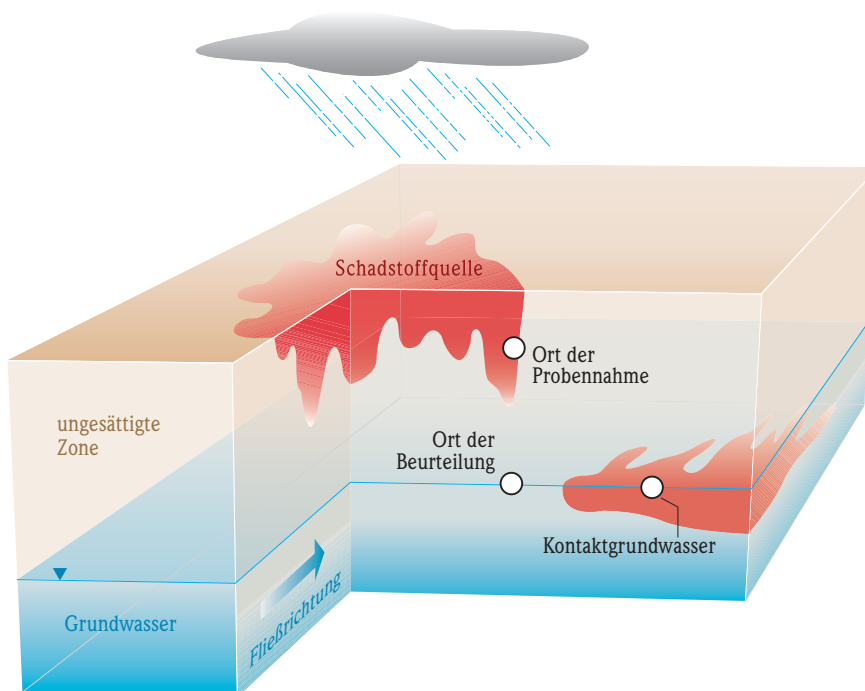


Abb. 1: Schädliche Bodenveränderungen in der ungesättigten und gesättigten Zone (schematisiert) [LABO 2003].

3 Frachtermittlung im Sickerwasser

3.1 Einleitung

Sickerwasserprognose

Schadstoffquellen in der ungesättigten Bodenzone können eine Verunreinigung des Grundwassers verursachen, indem versickerndes Niederschlagswasser Schadstoffe aus der Quelle löst und in das Grundwasser transportiert (Wirkungspfad: Boden → Grundwasser). Das Verfahren zur Beurteilung dieses Prozesses ist die so genannte Sickerwasserprognose, die nach Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) durchzuführen ist.

Definition

Eine Sickerwasserprognose wird definiert in § 2 Nr. 5 BBodSchG: „Abschätzung der von einer Altlastenfläche, altlastenverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenverunreinigung oder Altlast ausgehenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone (Ort der Beurteilung).“

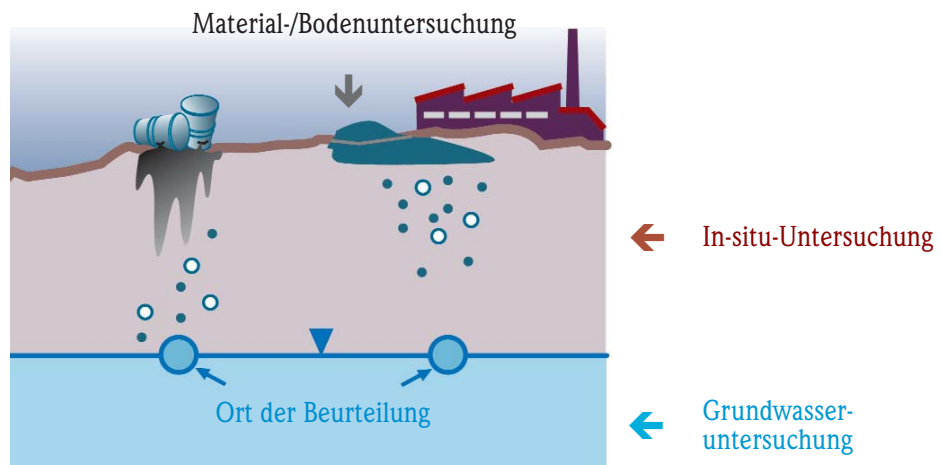


Abb. 2: Drei Möglichkeiten der Sickerwasserprognose [HLUG 2002].

Verfahren zur Durchführung der Sickerwasserprognose werden in Anhang 1 Nr. 3.3 der BBodSchV genannt (Abb. 2):

- Material-/Bodenuntersuchungen im Labor (s. Kapitel 3.2).
- Rückschlüsse/Rückrechnung aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom (s. Kapitel 3.3)
- In-situ-Untersuchungen, z. B. mittels Saugkerzen [HLUG 2002].

Arbeitshilfen

In einzelnen Bundesländern liegen Arbeitshilfen zur Durchführung von Sickerwasserprognosen vor, z. B. das Handbuch des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie [HLUG 2002]. Die hier vorliegende Arbeitshilfe ist eine Ergänzung des Handbuches und nennt u. a. neue Entwicklungen zu Elutionsverfahren und zur Bestimmung der Sickerwasserrate. Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat die Arbeitshilfen „Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen“ und „Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ veröffentlicht [LABO 2003, LABO 2007]. In der letztgenannten Arbeitshilfe wird u. a. die Ermittlung von Schadstofffrachten behandelt.

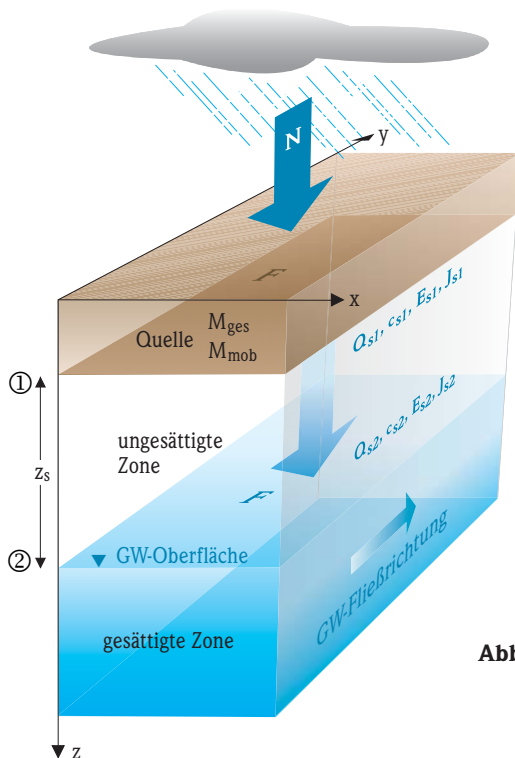
Schwerpunkt des Kapitels 3.2 ist die Ermittlung der Sickerwasserfracht an der Unterkante der Quelle. Bei der Ermittlung von Schadstofffrachten im Sickerwasser ist zu berücksichtigen, dass die Fracht an der Unterkante der Quelle i. d. R. größer ist als am Ort der Beurteilung, da in der ungesättigten Zone Rückhalte- und Abbauprozesse wirksam sind, die zu Minderungen der Schadstoffkonzentrationen und –frachten führen (Abb. 3). Auf die Abbau- und Rückhalteprozesse in der ungesättigten Zone wird in diesem Handbuch nicht eingegangen. Diese im Rahmen einer Transportbetrachtung wichtigen Prozesse werden in [LABO 2007] detaillierter beschrieben. Zu berücksichtigen ist bei der Transportbetrachtung die Sickerwasserbewegung in der ungesättigten Zone sowie Dispersion, Retardation und Abbau von Schadstoffen.

Die **Schadstofffracht** (Emission E_s) ist das Produkt aus dem Sickerwasserstrom (Q_s) und der Konzentration (c_s) des betrachteten Schadstoffs im Sickerwasser. Die Schadstofffracht ist ein Massenstrom. Bezeichnet man den Anfangspunkt des Transportweges (Unterkante der Quelle) mit ① und den Endpunkt (Ort der Beurteilung bzw. Grundwasseroberfläche) mit ② so gilt:

$E_{s1} = Q_{s1} \cdot c_{s1}$	aus der Quelle austretende Fracht	(1)
$E_{s2} = Q_{s2} \cdot c_{s2}$	in das Grundwasser eintretende Fracht	(2)

Berechnungsformeln

- E_{s1} Fracht im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [g/d]
- E_{s2} Fracht im Sickerwasser am Ort der Beurteilung (OdB) / an der Grundwasseroberfläche [g/d]
- Q_{s1} Sickerwasserstrom an der Unterkante der Quelle [m³/d]
- Q_{s2} Sickerwasserstrom am OdB / an der Grundwasseroberfläche [m³/d]
- c_{s1} Stoffkonzentration im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [g/m³] oder [mg/l]
- c_{s2} Stoffkonzentration im Sickerwasser am OdB / an der Grundwasseroberfläche [g/m³] oder [mg/l]



- N Niederschlag
- F Emissionsfläche bzw. Eintrittsfläche
- M gesamte Schadstoffmasse
- M_{mob}^{ges} mobilisierbare Schadstoffmasse
- z_s Länge der Transportstrecke
- $Q_{s1, s2}$ aus der Quelle austretender Sickerwasserstrom bzw. in das Grundwasser eintretender Sickerwasserstrom
- $E_{s1, s2}$ aus der Quelle austretende Schadstofffracht bzw. in das Grundwasser eintretende Schadstofffracht
- $c_{s1, s2}$ Schadstoffkonzentration im Sickerwasser beim Austritt aus der Quelle bzw. beim Eintritt in das Grundwasser
- $J_{s1, s2}$ Massenstromdichte (Quellstärke) beim Austritt aus der Quelle bzw. beim Eintritt in das Grundwasser
- ① Anfang der Transportstrecke
- ② Ende der Transportstrecke

Abb. 3: Schematische Darstellung des Schadstofftransportes in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone [LABO 2007].

Quellstärke

Ergänzend oder alternativ zur Fracht kann die Quell- und Emissionsstärke ermittelt werden. Die Quellstärke (J_{s1}) ist eine flächenbezogene Fracht (Gleichung 3). Sie ist aus physikalischer Sicht eine Massenstromdichte [Masse/(Zeit · Fläche)]. Die Quellstärke entspricht auch dem Produkt aus Sickerwasserrate (SWR) und Stoffkonzentration im Sickerwasser an der Unterkante der Schadstoffquelle c_{s1} :

$$J_{s1} = E_{s1}/F = \text{SWR} \cdot c_{s1} \quad (3)$$

J_{s1}	Quellstärke im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [g/(m ² ·d)]
E_{s1}	Fracht im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [g/d]
F	Fläche an der Unterkante der Schadstoffquelle (horizontale Ebene) [m ²]
SWR	Sickerwasserrate [m ³ /(m ² ·d)]
c_{s1}	Stoffkonzentration im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [g/m ³] oder [mg/l]

Emissionsstärke

Die Quellstärke kann durch Rückhalte- und Abbauprozesse in der ungesättigten Zone verringert werden. Die flächenbezogene Fracht am Ort der Beurteilung wird als Emissionsstärke J_{s2} bezeichnet. Sie ist das Produkt aus Grundwasserneubildungsrate und der Stoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung.

Detailuntersuchung

Bei orientierenden Untersuchungen sind Frachtab-schätzungen i. d. R. nicht möglich, da die Beprobungsdichte zu gering ist und der potenzielle Schaden nicht vollständig erkundet ist. Dagegen ist bei Detailuntersuchungen eine Abschätzung/Quantifizierung der Schadstofffrachten bzw. der Quell- und Emissionsstärke erforderlich.

GW-Untersuchung

In der Realität ist das Verhalten der Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone komplexer als in Abb. 3 dargestellt. Dies ist insbesondere bei stark inhomogener Schadstoffverteilung der Fall. In der Praxis ist daher eine zuverlässige summarische Beurteilung der vom Boden ausgehenden Grundwassergefährdung häufig nur über eine ergänzende Grundwasserüberwachung möglich (s. Kapitel 3.3). Grundwasseruntersuchungen lassen allerdings nur Aussagen über bereits erfolgte Schadstoffeinträge in das Grundwasser zu, Zukunftsbetrachtungen sind nicht möglich [LABO 2003].

3.2 Berechnung der aus der Schadstoffquelle freigesetzten Schadstofffracht

3.2.1 Allgemeines

erforderliche Information

Zur Berechnung der Schadstofffracht, die aus einer Schadstoffquelle in der ungesättigten Bodenzone freigesetzt wird, sind folgende Informationen erforderlich:

- Schadstoffinventar (räumliche Verteilung der Schadstoffe/Schadstoffgehalte in der ungesättigten Bodenzone, Kapitel 3.2.2)
- Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Elutions-/Extraktionsverfahren, Saugkerzenuntersuchungen, chem.-physik. Stoffeigenschaften, Kapitel 3.2.3)
- Sickerwasserrate (Kapitel 3.2.4).

Schadstoffrückhalt und -abbau

Ein mikrobieller Abbau während des Transportes der Schadstoffe im Sickerwasser oder ein sorptiver Rückhalt an der Bodenmatrix – beides Prozesse, die in vielen Fällen relevant sind und zu einer Verminderung der Schadstofffracht führen – werden im vorliegenden Handbuch nicht behandelt. Damit ergibt sich eine Worst-Case-Abschät-

zung. Sollen Abbau- und Rückhalteprozesse berücksichtigt werden, ist eine Vorgehensweise nach der LABO-Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ [LABO 2007] zu empfehlen.

3.2.2 Schadstoffinventar

Für die Sickerwasserprognose müssen die räumliche Ausdehnung und die Verteilung der Schadstoffe bekannt sein. Zusätzlich ist die Kenntnis der Gesamtmasse der Schadstoffe auf einer Verdachtsfläche/Altlast erforderlich, um die Dauer des Schadstoffaustrages mit dem Sickerwasser aus der Schadstoffquelle abschätzen zu können.

Anhand der gemessenen Schadstoffgehalte in Bodenproben lassen sich Schadstoffinventar und der mittlere Schadstoffgehalt des kontaminierten Bodenvolumens abschätzen. Grundlage für die Ermittlung des Schadstoffinventars bilden die Gesamtgehalte der analysierten Schadstoffe in den einzelnen untersuchten Horizonten der Profile. Aus den Gesamtgehalten lässt sich die flächen- oder volumenbezogene Schadstoffmasse ermitteln. In Gleichung 4 ist die flächenbezogene Schadstoffmasse [mg/m²] für den durch ein Bodenprofil¹ repräsentierten Bereich dargestellt [LABO 2007].

$$M_{\text{Sch,P}} = \sum_{i=1}^n (G_i \cdot LD_i \cdot M\ddot{a}_i) \quad (4)$$

$M_{\text{Sch,P}}$	Masse des Schadstoffes pro Fläche [mg/m ²] im Bereich eines Bodenprofils, summiert über die einzelnen Bodenhorizonte
G	Gesamtgehalt des Schadstoffes in einer Bodenprobe [mg/kg TM]
i	laufende Nummer eines Horizontes in einem Bodenprofil
LD	Lagerungsdichte [kg TM/m ³]
Mä	Mächtigkeit der einzelnen Bodenhorizonte
n	Anzahl der zu berücksichtigenden Horizonte eines Profils [-]

Erläuterung: Durch Multiplikation des Gehaltes mit der Lagerungsdichte ergibt sich eine volumenbezogene Konzentration [mg/m³ Boden]. Diese volumenbezogene Konzentration multipliziert mit der Horizontmächtigkeit ergibt die Masse des Schadstoffes des Horizontes pro Fläche [mg/m²]. Die Aufsummierung über alle Horizonte ergibt die Stoffmasse des gesamten Bodenprofils bezogen auf 1 m² Bodenoberfläche.

Aus den Schadstoffmassen der einzelnen Bodenprofile der zu betrachtenden Fläche kann unter Berücksichtigung der Flächenrepräsentanz der Profile die durchschnittliche Schadstoffmasse im betrachteten Bodenkörper $M_{\text{Sch,Bk}}$ [mg/m²] berechnet werden (Gleichung 5). Bei ausreichender Informationsdichte können für die Berechnung der Flächenrepräsentanz auch geostatistische Verfahren angewendet werden (s. u.).

$$M_{\text{Sch,Bk}} = \sum_{i=1}^n (M_{\text{Sch,i}} \cdot R_i / 100) \quad (5)$$

$M_{\text{Sch,Bk}}$	Durchschnittliche flächenrepräsentative Masse des Schadstoffes im Bodenkörper bezogen auf 1 Quadratmeter [mg/m ²]
i	laufende Nummer eines Bodenprofils [-]
R	Flächenrepräsentanz [%]
n	Anzahl der zu berücksichtigenden Profile einer Fläche [-]

Durch Multiplikation der flächenbezogenen Schadstoffmasse [mg/m²] mit der Fläche der Schadstoffquelle [m²] ergibt sich die gesamte Schadstoffmasse [mg].

Schadstoffgehalte in
Bodenproben

Berechnungsformeln

gesamte
Schadstoffmasse

¹ Bodenprofil: Vertikalschnitt durch den Bodenkörper (2-dimensional).

$$M_{\text{Sch,F}} = M_{\text{Sch,Bk}} \cdot F \quad (6)$$

$M_{\text{Sch,Bk}}$	Gesamte Schadstoffmasse im Bereich einer Schadstoffquelle [mg]
$M_{\text{Sch,F}}$	Durchschnittliche flächenrepräsentative Masse des Schadstoffes im Bodenkörper bezogen auf 1 Quadratmeter [mg/m^2]
F	Fläche der Schadstoffquelle (horizontale Ebene) [m^2]

homogene Bodenkörper

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 Lagerungsdichte vereinfacht sich die Berechnung wie folgt:

$$M_{\text{Sch,F}} = G_{\text{Mittel}} \cdot LD_{\text{Bk}} \cdot V_{\text{Bk}} \quad (7)$$

$M_{\text{Sch,F}}$	Gesamte Schadstoffmasse [mg], bezogen auf die Emissionsfläche eines homogenen Bodenkörpers
G_{Mittel}	Arithmetischer Mittelwert der Gehalte des Schadstoffes in einem homogenen Bodenkörper
LD_{Bk}	Lagerungsdichte des Bodenkörpers [$\text{kg}/\text{m}^3 \text{ TM}$]
V_{Bk}	Volumen des Bodenkörpers [m^3]

Berechnungsbeispiel

Ein Beispiel für die Berechnung des Schadstoffinventars unter Verwendung der Gleichungen 4 bis 6 ist in Anhang 1 dargestellt.

Die Abschätzung der Schadstoffinventare ist bei heterogenen Bodenverhältnissen und inhomogener Schadstoffverteilung mit hohen Unsicherheiten behaftet, insbesondere wenn nur wenige Bodensondierungen durchgeführt wurden. Zusätzliche Informationen zur Schadstoffverteilung in der Schadstoffquelle und zur Abgrenzung der Schadstoffquelle bieten z. B. die Direct-Push-Erkundungsverfahren (Anhang 2). Bei ausreichender Sondierungsdichte können geostatistische Verfahren die genauere Abschätzung der Schadstoffgehalte und -gesamtmenge ermöglichen (s. u.).

direct-push

Geostatistik

Raumbezogene Daten werden in der Regel punktuell erfasst, z. B. mittels Rammkernsondierungen und Schürfen und anschließender Analyse ausgewählter Bodenproben. Um aus den vorliegenden Punktdaten (Variablen) Informationen über deren räumliche Verteilung zu erhalten, können hierzu statistische Rechenverfahren zur räumlichen Interpolation eingesetzt werden. Die Geostatistik ist ein Modellierungswerkzeug, um mit Anwendung statistischer Methoden (Interpolation) auf der Basis von Punktmessungen Aussagen über die Fläche oder den Raum zu ermöglichen [PEKDEGER 1998]. Mit einem Interpolationsverfahren werden auf Grundlage von gemessenen Daten (hier: Schadstoffgehalte in Bodenproben) die Schadstoffgehalte an den nicht beprobten Orten abgeschätzt.

Interpolationsmethoden

Es gibt eine Reihe von Interpolationsmethoden. Alle beruhen auf der Annahme, dass es Ähnlichkeiten zwischen räumlich benachbarten Werten gibt: räumlich nah beieinander liegende Werte weisen eine größere Ähnlichkeit auf als räumlich weit voneinander entfernte. Aus den beobachteten Daten und diesen räumlichen Ähnlichkeiten, die neben der Distanz auch von der Richtung abhängen können, werden die Werte der Beobachtungsvariablen an den unbeprobten Orten geschätzt. Die Interpolationsverfahren unterscheiden sich im Wesentlichen durch unterschiedliche Modellierung der räumlichen Zusammenhänge. Man unterscheidet zwischen nichtstatistischen In-

terpolationsverfahren und statistischen Interpolationsverfahren (z.B. Kriging). Auf statistische Verfahren wird in diesem Handbuch nicht näher eingegangen. Zu den nichtstatistischen Interpolationsverfahren gehören z. B. [SCHAFMEISTER 1999]:

- **Triangulierung**
Der Wertebereich der Schadstoffgehalte wird durch Aufspannen von Ebenen zwischen den gemessenen Werten geschätzt. Durch drei benachbarte gemessene Werte wird jeweils eine Ebene (Dreieck) gelegt. Diese Ebenen bilden zusammen den zu schätzenden Wertebereich.
- **Polygonmethode (Thiessen-Polygone)**
Die untersuchte Fläche wird in einzelne Polygone (Vielecke) unterteilt. Die Anzahl der Polygone ist so hoch wie die Anzahl der Messpunkte. Die Polygone werden so konstruiert, dass die Messpunkte im Zentrum jedes Polygons liegen. Es wird angenommen, dass alle Werte innerhalb einer Polygonfläche denselben Wert haben wie der Messpunkt. In Abb. 4 ist der zentrale Messpunkt von fünf Messwerten (1 bis 5) umgeben, daraus ergibt sich ein fünfseitiges Polygon (grau markierte Fläche). Alle Punkte innerhalb des Polygons liegen dichter am zentralen Messpunkt als an den benachbarten Messpunkten.
- **Inverse Distanzwichtung (Inverse-Distance-Methode)**
Der Schadstoffgehalt an einem unbeprobten Ort wird mittels der benachbarten gemessenen Werte geschätzt. Je geringer der Abstand zwischen einem unbekanntem Wert und einem Messwert ist, desto ähnlicher sind die Werte (s. Abb. 5).

Triangulierung

Thiessen-Polygone

Inverse Distanzwichtung

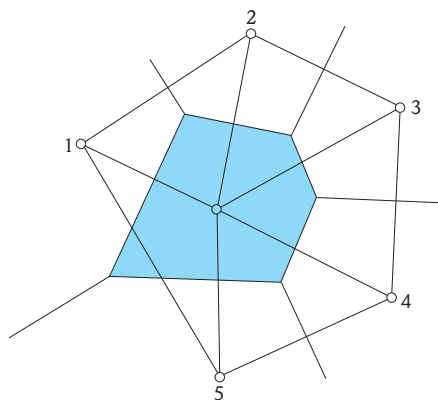


Abb. 4: Prinzip von Thiessen-Polygonen.

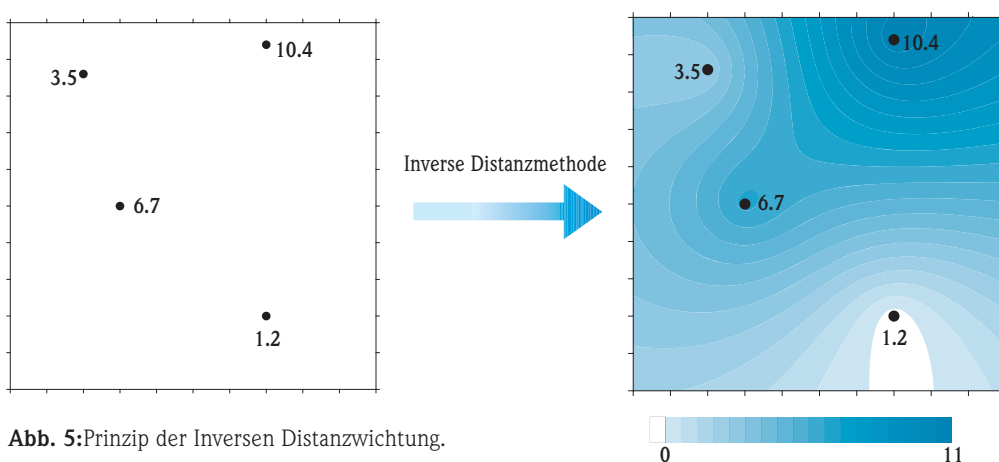


Abb. 5: Prinzip der Inversen Distanzwichtung.

geostatistische Software-Programme

Für komplexe Probleme ist die Anwendung von geostatistischen Software-Programmen wie z. B. ArcGIS Geostatistical Analyst oder GSLIB (Geostatistical Software Library) zur räumlichen Korrelation, Schätzung und Interpolation unerlässlich. Eine zusammenfassende Darstellung der zahlreichen Programme findet sich unter der Internetadresse www.ai-geostats.org (AI-Geostats). Ergebnisse der Modellierung sind eine wahrscheinliche räumliche Ausdehnung der Kontamination, maximale Schadstoffgehalte und das Schadstoffinventar einschließlich einer Fehlerbetrachtung. Für hinreichend genaue Ergebnisse ist eine ausreichende Anzahl von Daten (Sondierungen) erforderlich. Ein weiteres Anwendungsgebiet der Geostatistik ist die Ermittlung der Anzahl der erforderlichen Sondierungen zum Erzielen einer vorgegebenen Aussage-sicherheit.

Weitere Informationen über Geostatistische Verfahren gibt die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz [LABO 2003a]. In der Praxis der Altlastenerkundung werden geostatistische Verfahren, die Ausdehnung, Inventare und maximale Schadstoffgehalte liefern können, nur bei großen Verdachtsflächen/Altlasten angewendet.

3.2.3 Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser

Für die Berechnung der Sickerwasser-Schadstofffracht ist die Schadstoffkonzentration des Sickerwassers eine wichtige Ausgangsgröße. Um die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser abschätzen zu können, werden (i) Elutions- bzw. Extraktionsuntersuchungen an Material-/Bodenproben² oder (ii) In-situ-Untersuchungen³ durchgeführt. Häufig ist es für die Sickerwasserprognose ausreichend, von einer konstanten Schadstoffkonzentration im Sickerwasser auszugehen, solange bis die Schadstoffquelle erschöpft ist. Ein Beispiel zur Frachtberechnung im Zuge der Sickerwasserprognose findet sich in Kapitel 3.2.5.

Elutionsverfahren

Elutions- bzw. Extraktionsuntersuchungen an Material-/Bodenproben werden vor allem mit folgenden Methoden durchgeführt:

- Bodensättigungsextrakt
- 10:1-Verfahren, z. B. DEV S4
- Ammoniumnitrat-Extrakt
- 2:1-Verfahren
- pH-stat-Verfahren
- Säulenversuche

Vorgaben der BBodSchV

Für anorganische Schadstoffe werden in der BBodSchV explizit die drei zuerst genannten Verfahren aufgeführt [BBodSchV 1999]. Diese Elutions-/Extraktionsverfahren sind im Handbuch Altlasten [HLUG 2002] beschrieben. Zu beachten ist, dass Bodensättigungsextrakt und Ammoniumnitrat-Extrakt eher zu einer Überschätzung der Stoffkonzentration im Sickerwasser führen. Neuere Untersuchungen lassen das 2:1-Verfahren nach DIN EN 12457-1 bzw. DIN E 19529 geeignet erscheinen, um die

² Bei leichtflüchtigen Stoffen wie LHKW und BTEX sowie bei MKW sind Elutions-/Extraktionsverfahren nicht sinnvoll. Alternativ sind dann die chem.-physikalischen Stoffeigenschaften zur Abschätzung der Stoffkonzentration im Sickerwasser heranzuziehen.

³ Beprobung des Sickerwassers mittels Saugkerzen oder -sonden.

Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser realitätsnah abschätzen zu können [HLUG 2005a]. Im Zuge der Novellierung der BBodSchV (Stand Mai 2007) ist daher geplant, anstelle des Bodensättigungsextraktes das 2:1-Verfahren vorzugeben. Im Folgenden werden die o. g. Verfahren kurz beschrieben.

Bodensättigungsextrakt nach BBodSchV: Die BBodSchV von 1999 gibt dem Bodensättigungsextrakt den Vorrang vor anderen Verfahren. Es ist jedoch zu erwarten, dass im Zuge der Novellierung der BBodSchV der Bodensättigungsextrakt durch das 2:1-Verfahren ersetzt wird (s. u.).

Bodensättigungsextrakt

Gemäß Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV können die im Bodensättigungsextrakt ermittelten Stoffkonzentrationen mit der Stoffkonzentration im Sickerwasser ansatzweise gleichgesetzt werden. Beim Bodensättigungsextrakt liegt ein niedriges Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnis von ca. 1:2 vor. Das Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnis ist damit realitätsnäher als bei anderen Elutionsverfahren. Das Verfahren ist relativ aufwändig, eine leistungsstarke Kühlzentrifuge mit mindestens 6000 g ist erforderlich. Die erzielbare Extraktmenge ist gering, dies kann zu höheren Bestimmungsgrenzen der Analyseverfahren führen. Nach heutigem Kenntnisstand führt der Bodensättigungsextrakt nicht selten zu einer Überschätzung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser [LABO 2003, Berger 2006].

10:1-Verfahren nach DIN EN 12457-4, nach DIN 38414-4 (S4-Verfahren) oder LAGA EW 98 S [LAGA 2002]: Bei den drei genannten Elutionsverfahren beträgt das Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnis 10:1. Die Verfahren sind ähnlich und werden in diesem Handbuch als 10:1-Verfahren zusammengefasst. Das Elutionsverfahren nach DIN EN 12457-4 „Charakterisierung von Abfällen, einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 L/kg“ hat das weit verbreitete S4-Verfahren nach DIN 38414-4 (DEV S4) abgelöst. Das von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) veröffentlichte Verfahren EW 98 S ist auch bei verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich anwendbar.

10:1-Verfahren

Bei den 10:1-Verfahren ist das Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnis wesentlich größer als beim Bodensättigungsextrakt. Dies kann zu niedrigeren Schadstoffkonzentrationen im Eluat als beim Bodensättigungsextrakt führen [LABO 2003]. Auf der anderen Seite ist bei den 10:1-Verfahren die mechanische Beanspruchung während der Untersuchung sehr groß, so dass neue Phasengrenzflächen entstehen können. Die dadurch bedingte verstärkte Freisetzung von Schadstoffen kann u. U. dazu führen, dass im 10:1-Eluat sogar höhere Schadstoffkonzentrationen als im Bodensättigungsextrakt auftreten. Dieser Effekt wurde häufig bei dem Parameter Blei festgestellt.

2:1-Verfahren nach DIN EN 12457-1 bzw. DIN E 19529: Dieses Verfahren nimmt hinsichtlich des Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnisses von 2:1 eine Mittelstellung zwischen den 10:1-Verfahren und dem Bodensättigungsextrakt ein. Die bundesweite Diskussion (Stand 2008) unter Auswertung neuerer Untersuchungsergebnisse [GAB 2004] zeigt, dass mit dem 2:1-Verfahren eine realitätsnahe Abschätzung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser möglich ist. Das Verfahren ist aus fachlicher Sicht als Alternative zum Bodensättigungsextrakt einsetzbar [HLUG 2005a] und wird voraussichtlich in der novellierten BBodSchV den Bodensättigungsextrakt ersetzen.

2:1-Verfahren

Ammoniumnitrat-Extrakt

Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730: Beim Ammoniumnitrat-Extrakt nach DIN 19730 wird anstelle von Wasser eine Ammoniumnitratlösung eingesetzt. Diese ist ein wirkungsvolles Extraktionsmittel für anorganische Schadstoffe. Das Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnis ist ca. 2,5:1. Es ist davon auszugehen, dass der Ammoniumnitrat-Extrakt zu einer deutlichen Überschätzung der realen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser führt. Zur Ermittlung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser ist der Ammoniumnitrat-Extrakt daher nicht geeignet.

pH-stat

pH-stat-Verfahren nach LAGA EW 98 [LAGA 2002]: Das Elutionsverfahren EW 98p der LAGA „Bestimmung der Eluierbarkeit mit wässrigen Medien bei konstantem pH-Wert“, bekannt als pH-stat-Verfahren, dient zur Prüfung des Elutionsverhaltens von Metallen und Halbmetallen aus Abfällen und verunreinigten Böden. Das Flüssigkeit-Feststoff-Verhältnis ist 10:1, der pH-Wert wird während der Elution auf pH 4 bzw. pH 11 eingestellt. Ziel der Untersuchung ist die Bestimmung des mobilisierbaren Stoffanteils [mg/kg TM] in einer Probe bei einem niedrigen bzw. einem hohen pH-Wert sowie die Ermittlung der Säurenneutralisationskapazität. Das pH-stat-Verfahren ist nicht zur Abschätzung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser geeignet.

Säulenversuch

Säulenversuch (Perkolation): Für organische Schadstoffe wird in der BBodSchV der Säulenversuch genannt. Prinzipiell sind Säulenversuche auch bei anorganischen Stoffen einsetzbar. Für Säulenversuche liegt keine DIN-Norm vor, die Vornorm DIN V 19736 wurde 2003 zurückgezogen. Eine neue DIN-Norm ist in Vorbereitung (DIN E 19528).

Umfangreiche Erfahrungen mit Säulenversuchen liegen für PAK vor [LUA-NRW 2000, Berger 2004, LUA-NRW 2007]. Für die anderen organischen Stoffgruppen sind die chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften, insbesondere die Wasserlöslichkeit, für die Abschätzung der Sickerwasserkonzentration heranzuziehen [HLUG 2002].

Raoult'sches Gesetz bei Schadstoffphasen

Liegt ein organischer Schadstoff in Phase vor, kann die Stoffkonzentration im Sickerwasser mit der Wasserlöslichkeit des Stoffes (Sättigungskonzentration) gleichgesetzt werden. Bei Mischphasen (z. B. Teeröl, BTEX in Ottokraftstoffen) ist das Raoult'sche Gesetz zu berücksichtigen. Dieses sagt aus, dass die Wasserlöslichkeit eines Stoffes in einer Mischphase vom Anteil des betreffenden Stoffes in der Mischphase abhängig ist.

$$c_i = x_{i,org} \cdot c_{sätt} \quad (8)$$

c_i Maximale Konzentration des Stoffes i in Wasser
 $x_{i,org}$ Molenbruch des Stoffes i in der organischen Mischphase
 $c_{sätt}$ Sättigungskonzentration (Wasserlöslichkeit) der Reinsubstanz i

In-situ-Untersuchungen: Eine weitere Möglichkeit zur Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser bieten In-situ-Untersuchungen [HLUG 2002]. Hierzu zählt vor allem die Bodenwassergewinnung mit Saugkerzen bzw. Saugsonden (s. u.).

Saugkerzen

Bei *anorganischen* Schadstoffen liegen für Saugkerzen zahlreiche Erfahrungen vor [KALBE 2004]. Als Kerzenmaterial sind vor allem Kunststoffe (z. B. Polyamid PA, Teflon PTFE) geeignet. Keramik, Glas und Edelstahl führen zu Beginn der Beprobung zu Minderbefunden. Nach einer mehrwöchigen Beprobungsdauer ist davon auszugehen, dass die Saugkerzen „eingearbeitet“ sind und Minderbefunde nicht mehr auftreten. Änderungen der Redoxverhältnisse im Probennahmegefäß z. B. durch Sauerstoffzutritt sind auszuschließen, um Ausfällungen zu vermeiden.

Bei *organischen* Schadstoffen liegen vergleichsweise wenige Untersuchungen vor. Für leichtflüchtige altlastrelevante Stoffe wie LHKW und BTEX sind Saugkerzen prinzipiell nicht geeignet. Auch für sehr unpolare, wenig wasserlösliche Stoffe sind Saugkerzen ungeeignet, hierzu zählen die Mineralölkohlenwasserstoffe in Diesel, Heizöl und Schmieröl. Für PAK ergab ein hessisches Forschungsvorhaben, dass die Anwendung von Saugkerzen sinnvoll sein kann [ZEISBERGER 2005]. Als Saugkerzenmaterialien kommen Glas, Keramik und Edelstahl in Frage. Allerdings ist mit deutlichen Minderbefunden im Vergleich zum realen Bodenwasser zu rechnen, vor allem in den ersten Wochen der Saugkerzenbeprobung. Ursachen für Minderbefunde sind Adsorption an das Filterkerzen- und Einschlammmaterial, die Filtration PAK-haltiger Partikel durch die Saugkerze sowie Verflüchtigung und Bioabbau. Für Routineeinsätze bei PAK-Schadensfällen sind Saugkerzen nicht zu empfehlen.

Die Gewinnung von Bodenluft ist eine wichtige In-situ-Erkundungsmethode bei Kontaminationen mit leichtflüchtigen Schadstoffen. Sie ist insbesondere zur Abgrenzung des Kontaminationsherdes und der Schadstofffahne im Grundwasser geeignet (HLUG 2002a). Ob mit Bodenluftuntersuchungen eine Abschätzung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser möglich ist, ist in Fachkreisen stark umstritten.

**Bodenluft-
untersuchung**

3.2.4 Sickerwasserrate

Schadstoffe, die sich in der ungesättigten Zone befinden, können durch versickerndes Niederschlagswasser gelöst werden und mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen. Bei der Sickerwasserprognose ist i. d. R. keine hohe zeitliche Auflösung des Sickerwasserflusses erforderlich. Für eine integrative summarische Betrachtung ist die Sickerwasserrate bzw. Grundwasserneubildungsrate ausreichend [LABO 2007].

**Sickerwasserfluss
und -rate**

Die Bestimmung der Sickerwasserrate ist insbesondere in der Landwirtschaft und bei der Deponietechnik relevant. Daher gibt es zu diesem Thema vielfältige Untersuchungen und Erfahrungen, die letztlich in die DIN 19687 „Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden“ mündete [DIN 19687]. Eine Weiterentwicklung ist das TUB-BGR-Verfahren [BLA-GEO 2004].

Der Wasserhaushalt an einem Standort wird durch die Wasserhaushaltsgleichung beschrieben. Die Sickerwasserrate ist eine Komponente der Wasserhaushaltsgleichung. Die Wasserhaushaltsgleichung für eine Bodenschicht ist in Gleichung 9 dargestellt. Die einzelnen Wasserflüsse der Wasserhaushaltsgleichung werden in Abbildung 6 verdeutlicht.

**Wasserhaushalts-
gleichung**

$$N = ET_a + A_0 + A_L + A_S + \Delta B \quad (9)$$

N	Niederschlag [mm]
ET _a	aktuelle Evapotranspiration (Σ Boden-, Pflanzen- und Interzeptionsverdunstung) [mm]
A ₀	Oberflächenabfluss [mm]
A _L	lateraler unterirdischer Abfluss, Zwischenabfluss (Interflow) [mm]
A _S	Sickerwasser [mm]
ΔB	Änderung der Bodenwasserspeicherung [mm]

Die Berechnung der Sickerwasserfracht mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung ist aufwändig und nur in Ausnahmefällen erforderlich. Einfacher ist das TUB-BGR-Verfahren (s. u.). Für Hessen werden Grundwasserneubildungskarten erarbeitet (s. u.), mit denen eine grobe Abschätzung der Sickerwasserrate an einem Standort möglich ist. In jedem Fall müssen standortspezifische Besonderheiten wie Versiegelung, Bewuchs und Relief zusätzlich bei der Abschätzung der Sickerwasserrate berücksichtigt werden.

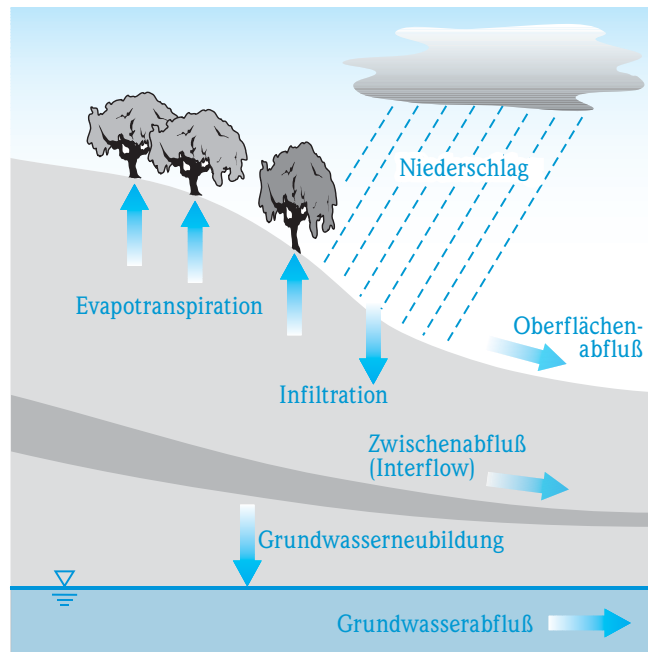


Abb. 6: Wasserhaushalt einer Bodenschicht (schematisch)⁴.

Einfluss von Versiegelungen

Versiegelungen beeinflussen die Sickerwasserrate, da sie den Oberflächenabfluss i. d. R. erhöhen und die Evapotranspirationsrate vermindern. Beton-/Asphaltflächen, Rasensteine oder Pflaster wirken sich unterschiedlich auf die Sickerwasserrate aus. Bei Beton-/Asphaltflächen ist die Sickerwasserrate i. d. R. sehr gering, sie ist allerdings vom Zustand des Betons/Asphalts abhängig.

Für die Wasserdurchlässigkeit eines Pflasters sind der Belag, der Fugenanteil und der Unterbau von Bedeutung. Bei gut durchlässigen Pflasterarten kann die Sickerwasserrate höher sein als bei bewachsenen Flächen, da die Verdunstung (Evapotranspiration) geringer ist. Im Vergleich zu einer unbewachsenen, unversiegelten Fläche ist bei den folgenden Pflasterarten keine deutliche Verminderung der Sickerwasserrate zu erwarten, da die Wasserdurchlässigkeit dieser Pflasterarten hoch ist: Rasengittersteine, Betonrasensteine, Kleinpflaster mit offenen Fugen und Kopfsteinpflaster. Eine Verminderung der Sickerwasserrate ist dagegen bei Belägen mit Kunststeinplatten mit schmalen oder vergossenen Fugen sowie Pflaster bzw. Deckschichten über verdichtetem oder gebundenem Unterbau zu erwarten [BLUME 2004, KOWALEWSKI 1984].

Einfluss von Schadstoffphasen

Schadstoffe in Phase beeinflussen ebenfalls die Sickerwasserrate. Bereits geringe Anteile von Öl- und LCKW-Phasen im Boden (Non Aqueous Phase Liquid, NAPL) vermin-

⁴ Der Grundwasserabfluss wird auch als Basisabfluss bezeichnet; er resultiert aus der so genannten „langsamen“ Abflusskomponente im Grundwasserleiter (vgl. auch DIN 4049-3). Basisabfluss und Direktabfluss (Oberflächenabfluss + Zwischenabfluss) ergeben zusammen den Gesamtabfluss.

dern die Durchlässigkeit des Bodens und damit die Sickerwasserrate, da NAPL-Tröpfchen vor allem die Grobporenbereiche für den Sickerwassertransport blockieren. Die Verminderung der Sickerwasserrate durch NAPL ist allerdings aufwändig zu bestimmen, z. B. durch Ermittlung der Kapillardruck-Fluidanteil-Funktion bzw. pF-Kurve [LfUG 2004]. Die Auswirkungen von NAPL auf die Sickerwasserrate ist dann zu berücksichtigen, wenn die Abschätzung der Sickerwasserrate mit besonders hoher Genauigkeit erfolgen soll.

Berechnung der Sickerwasserrate mittels des TUB-BGR-Verfahrens

Bei dem TUB-BGR-Verfahren⁵ handelt es sich um einen empirischen Ansatz für die Ermittlung der Sickerwasserrate auf bewachsenen Standorten [WESSOLEK 2004, BLA-GEO 2004]. Bei der Berechnung der Sickerwasserrate wird der Anteil des Niederschlages ermittelt, das den Wurzelraum an seiner Unterkante verlässt. Der Oberflächenabfluss wird vernachlässigt. Es sind folgende Eingangsdaten erforderlich:

N_{Jahr}	mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe [mm/a]
N_{Sommer}	mittlere korrigierte jährliche Sommer-Niederschlagshöhe [mm]
ET_p	mittlere jährliche potenzielle Evapotranspiration ⁶ [mm/a]
nFK_{We}	nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum [mm]

Die Daten für Niederschlag und Evapotranspiration können aus Karten entnommen werden, wie sie z. B. vom HLUg für Hessen erstellt werden [HLUG 2009]. Im Hydrologischen Atlas von Deutschland liegen ebenfalls Karten vor [HAD 2003]. Der bodenkundliche Parameter nFK_{We} kann aufgrund der Bodenart abgeschätzt werden [AG Boden 2000, AG Boden 2005, HAD 2003].

Falls grundwasserbeeinflusste Böden vorliegen, sind aus den o. g. Parametern zwei weitere Parameter abzuleiten, um die kapillare Aufstiegsrate K_A [mm/a] abschätzen zu können: Evapotranspiration im Sommerhalbjahr ($ET_{p,Som}$) in [mm] und klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr (KWB_{Som}) in [mm]. Hierzu sind die effektive Durchwurzelungstiefe We [dm], der mittlere Grundwassertiefstand [dm] und die Feldkapazität [mm] zu ermitteln. Die kapillare Aufstiegsrate hängt von der Bodenart, der Lagerungsdichte und dem Wassersättigungsgrad eines Bodens ab. Kapillarer Aufstieg kann nur relevant sein, wenn der Grundwasserflurabstand weniger als 3 m u. GOK beträgt. Häufig ist die kapillare Aufstiegsrate bereits bei Flurabständen größer 2 m u. GOK vernachlässigbar. Weitere Details finden sich in der Bodenkundlichen Kartieranleitung [AG Boden 2005] und bei [AG Boden 2000].

Weiterhin ist es beim TUB-BGR-Verfahren erforderlich, die pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (WV) in [mm] zu berechnen:

$$WV = nFK_{We} + K_A + N_{\text{Sommer}} \quad (10)$$

Beispiel: Bei einer nutzbaren Feldkapazität von 200 mm, vernachlässigbarem kapillarem Aufstieg (0 mm) und Sommer-Niederschlagshöhe von 400 mm errechnet sich $WV = 600$ mm.

⁵ Das Verfahren wurde von der TU Berlin und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe entwickelt.

⁶ bei TUB-BGR als „mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe als FAO-Grasreferenzverdunstung“ bezeichnet.

TUB-BGR-Verfahren

Datenquellen

kapillarer Aufstieg

pflanzenverfügbare Wassermenge

Die Sickerwasserrate (SWR) in [mm/a] lässt sich mit Hilfe einer Reihe von empirischen Regressionsgleichungen berechnen. Die Gleichungen unterscheiden zwischen Standorten mit und ohne kapillaren Aufstieg (grundwasserbeeinflusst, grundwasserfern) sowie Nutzungsszenarien (Acker, Grünland, Nadel-, Laub-, Mischwald).

Regressionsgleichungen

Im Folgenden ist die Regressionsgleichung für grundwasserferne Grünlandstandorte⁷ wiedergegeben. Hier sind zwei Fälle zu unterscheiden: $WV > 700$ mm (Gleichung 11) und $WV \leq 700$ mm (Gleichung 12). Weitere Regressionsgleichungen finden sich bei [BLA-GEO 2004].

$$SWR = N_{\text{Jahr}} - ET_p \cdot 1,20 \cdot [0,66 \log (ET_p^{-1} + 2,79)] \quad (11)$$

$$SWR = N_{\text{Jahr}} - ET_p \cdot [1,79 \log (nFK_{We} + N_{\text{Sommer}}) - 3,89] \cdot [0,66 \log (ET_p^{-1} + 2,79)] \quad (12)$$

Berechnungsbeispiele

Beispiel für einen grundwasserfernen Grünlandstandort mit $WV > 700$ mm (Gleichung 11):

$$\begin{aligned} N_{\text{Jahr}} & 800 \text{ mm/a} \\ ET_p & 600 \text{ mm/a} \\ SWR & 800 - 600 \cdot 1,20 \cdot [0,66 \log (600^{-1}) + 2,79] = 111 \text{ mm/a} \\ & \approx 100 \text{ bis } 150 \text{ mm/a} \end{aligned}$$

Beispiel für einen grundwasserfernen Grünlandstandort mit $WV < 700$ mm (Gleichung 12):

$$\begin{aligned} N_{\text{Jahr}} & 800 \text{ mm/a} \\ ET_p & 400 \text{ mm/a} \\ nFK_{We} & 200 \text{ mm} \\ SWR & 800 - 600 \cdot [1,79 \log (200 + 400) - 3,89] \cdot [0,66 \log (600^{-1}) + 2,79] = 178 \text{ mm/a} \\ & \approx 150 \text{ bis } 200 \text{ mm/a} \end{aligned}$$

In Anhang 3 ist ein EXCEL-Arbeitsblatt aufgeführt, mit dessen Hilfe die Sickerwasserrate für grundwasserferne Grünlandstandorte errechnet werden kann. Die EXCEL-Datei ist auf der Homepage des HLUg abrufbar (www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/fracht.htm).

Berechnung der Sickerwasserrate nach DIN 19687

DIN 19687

Das Verfahren nach DIN 19687 „Bodenbeschaffenheit - Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden“ basiert wie das TUB-BGR-Verfahren auf einer Reihe von empirischen Gleichungen [DIN 19687]. Die Regressionsgleichungen gelten lediglich für Standorte ohne Grundwassereinfluss und unterscheiden sich leicht von den im TUB-BGR-Verfahren angegebenen Regressionsgleichungen.

Abschätzung der Sickerwasserrate mit Hilfe von Karten

Eine grobe Abschätzung der Sickerwasserrate auf einem Standort ist mittels Karten zur Grundwasserneubildung möglich, wie sie z. B. vom HLUg für Hessen erstellt

⁷ Die Ableitungen beziehen sich auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und nicht spezifisch auf Altlasten. Da Altlasten oftmals bewachsene Brachflächen sind, wurde die Nutzung „Grünlandfläche“ beispielhaft ausgewählt.

werden (Abb. 7). Das der Karte zugrunde liegende Modell wurde mit tatsächlichen gemessenen Abflusswerten kalibriert. Die Bestimmung der Grundwasserneubildung (GWN) erfolgt indirekt und beruht auf der Separation des Gesamtabflusses in die beiden Abflusskomponenten Grundwasserabfluss (= Basisabfluss) und Direktabfluss (= Oberflächenabfluss + Zwischenabfluss) [HERGESELL 2005]. Zu beachten ist, dass die GWN-Karte regionale Durchschnittswerte abbildet. Standorttypische Besonderheiten wie Versiegelung und Relief müssen immer mit berücksichtigt werden. Die Karte ist voraussichtlich ab 2009 über die Homepage des HLUG abrufbar [HLUG 2009].

**Karten der
Grundwasser-
neubildung**

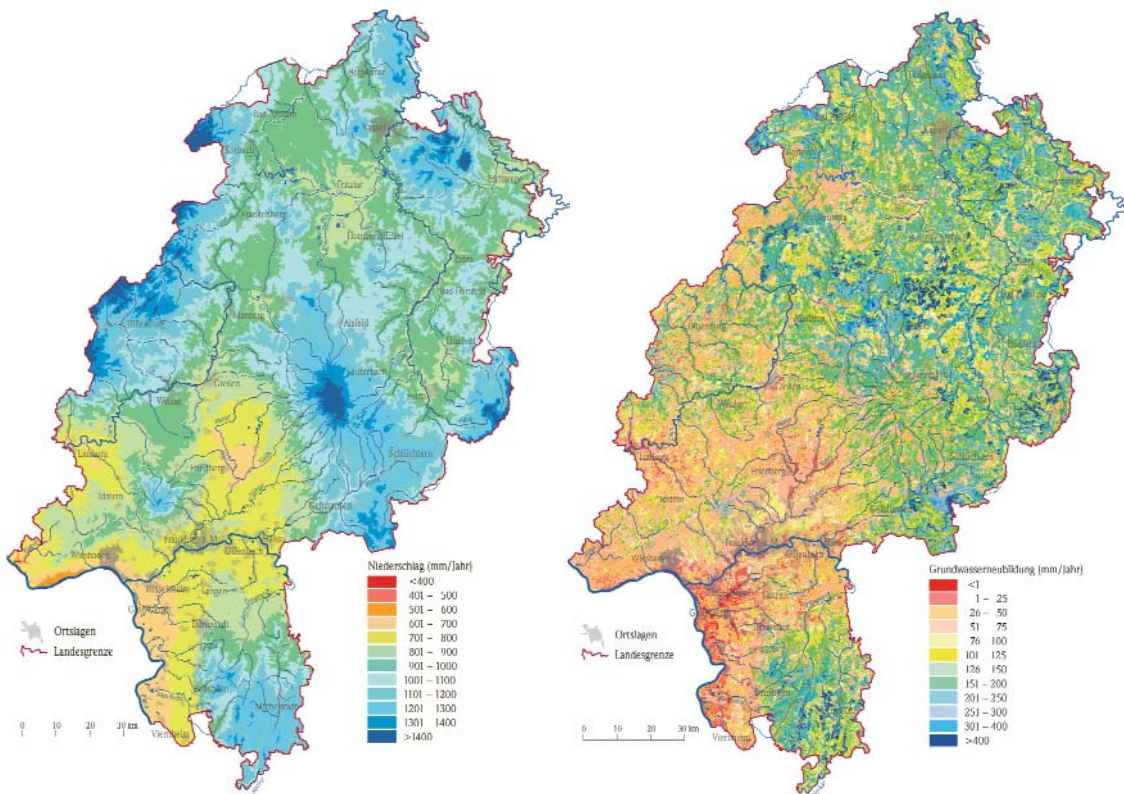


Abb. 7: Mittlere Niederschläge und Grundwasserneubildung in Hessen.

3.2.5 Berechnung von Schadstofffrachten im Sickerwasser

Zur Berechnung der aus der Schadstoffquelle freigesetzten Schadstofffrachten müssen Informationen zum Schadstoffinventar, zur Schadstoffkonzentration im Sickerwasser und zur Sickerwasserrate vorliegen (Kapitel 3.2.2 bis 3.2.4).

Im Einzelnen sind folgende Daten erforderlich, um die Schadstofffracht im Sickerwasser an der Unterkante der Schadstoffquelle berechnen zu können:

- Horizontale Ausdehnung (Fläche) [m²] und vertikale Ausdehnung [m] der Schadstoffquelle
- Lagerungsdichte des Bodenkörpers im Bereich der Schadstoffquelle [kg/m³]
- Schadstoffgehalte in Bodenproben der Schadstoffquelle [mg/kg]
- mobilisierbarer Anteil der Schadstoffe [%]
- Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser [mg/l]
- Sickerwasserrate [mm/a] oder [l/(m²·d)]

erforderliche Daten

Berechnungsergebnisse

Auf Grundlage dieser Daten werden folgende Berechnungsgrößen ermittelt:

- Flächenbezogene Schadstoffmasse [g/m^2] oder alternativ
- Durchschnittliche Schadstoffgehalte im Boden [mg/kg]
- Gesamte Schadstoffmasse [kg]
- Mobilisierbare Schadstoffmasse [kg]
- Durchschnittliche Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser [mg/l]
- Quellstärke [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]
- **Sickerwasserfracht** [mg/d]
- **Gesamtdauer des Schadstoffaustrags** [a]

gesamte Schadstoffmasse

Aus der horizontalen und vertikalen Ausdehnung der Schadstoffquelle und der räumlichen Verteilung der Schadstoffe im Boden wird zunächst die flächenbezogene Schadstoffmasse und anschließend die gesamte Schadstoffmasse mit Hilfe der Gleichungen 4 bis 6 aus Kapitel 3.2.2 errechnet. Alternativ kann mit Hilfe der Gleichung 7 die gesamte Schadstoffmasse errechnet werden.

mobilisierbare Masse

Die mobilisierbare Masse wird entweder abgeschätzt oder anhand von Eluatuntersuchungen ermittelt. Sie kann zwischen 0 und 100 % der gesamten Schadstoffmasse betragen. Wenn die gesamte Schadstoffmasse mobilisierbar ist (100 %), haben die mobilisierbare Masse und die gesamte Schadstoffmasse den gleichen Wert (worst-case). Anhand von Eluatuntersuchungen oder unter Berücksichtigung der chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften wird die durchschnittliche Schadstoffkonzentration im Sickerwasser [mg/l] ermittelt bzw. abgeschätzt.

Sickerwasserrate

Die Sickerwasserrate liegt häufig in der Einheit [mm/a] vor. Sinnvoll ist die Umrechnung in [$\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]. Der Umrechnungsfaktor ist $1/365$.
Beispiel: $100 \text{ mm}/\text{a}$ entsprechen $0,277 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.

Quellstärke

Die Quellstärke, d. h. die aus einer Schadstoffquelle freigesetzte Schadstoffmasse pro Zeit- und Flächeneinheit, ergibt sich durch Multiplikation der Sickerwasserrate mit der durchschnittlichen Schadstoffkonzentration im Sickerwasser:

$$J_s = \text{SWR} \cdot c_s \quad (13)$$

J_s Quellstärke im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]
 SWR Sickerwasserrate [$\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$]
 c_s Schadstoffkonzentration im Sickerwasser [mg/l]

Sickerwasserfracht

Die Berechnung der Sickerwasserfracht, d. h. der pro Zeiteinheit mit dem Sickerwasser transportierten Schadstoffmasse, ergibt sich aus der Quellstärke multipliziert mit der horizontalen Ausdehnung (Fläche) der Schadstoffquelle.

$$E_s = J_s \cdot F \quad (14)$$

E_s Fracht im Sickerwasser [mg/d]
 J_s Quellstärke im Sickerwasser an der Unterkante der Quelle [$\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]
 F Horizontale Ausdehnung (Fläche) der Schadstoffquelle [m^2]

Bei Anwendung von Gleichung 14 wird die Sickerwasserfracht in der Einheit [mg/d] errechnet. Meist ist eine Umrechnung in andere Einheiten sinnvoll. Durch Umrechnung ergibt sich:

$$1000 \text{ mg}/\text{d} = 1 \text{ g}/\text{d} = 0,365 \text{ kg}/\text{a}$$

Die Dauer des Schadstoffaustrags errechnet sich im Falle einer langjährig konstanten Quellkonzentration, indem die mobilisierbare Schadstoffmasse der Quelle durch die Sickerwasserfracht dividiert wird:

$$t = M_{\text{mob}} / E_s \quad (15)$$

t	Dauer des Schadstoffeintrags [a]
M_{mob}	Mobilisierbare Schadstoffmasse in der Schadstoffquelle [kg]
E_s	Fracht im Sickerwasser [kg/a]

Falls von einer exponentiell abnehmenden Quellkonzentration auszugehen ist, z. B. bei desorptions-/difusionslimitierter Freisetzung, sind Rechenmodelle erforderlich. In [LABO 2007] ist hierzu ein analytisches Modell beschrieben. Mit diesem Modell können auch Rückhalte- und Abbauprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb der Schadstoffquelle berücksichtigt werden.

Im Folgenden werden die Gleichungen 7 und 13 bis 15 anhand eines Beispiels erläutert:

Berechnungsbeispiel

- Ein Altstandort weist Verunreinigungen mit Kupfer auf. Die kontaminierte **Fläche** erstreckt sich über **1000 m²**. Die Schadstoffe werden von **0 bis 2 m unter Geländeoberkante** angetroffen.
- Der kupferbelastete Bodenkörper ist homogen, so dass zur Berechnung der Schadstoffmasse die Gleichung 7 aus Kapitel 3.2.2 angewendet werden kann.
- Der gemessene **durchschnittliche Kupfergehalt** beträgt **100 mg/kg** Boden. Das **Volumen** des kontaminierten Bodenkörpers beträgt **2000 m³**. Bei einer **Lagerungsdichte** von **2000 kg/m³** entspricht dies einer Bodenmasse von 4 000 000 kg.
- Aus Gleichung 7 ergibt sich eine Kupfermasse von insgesamt 400 kg. Vereinfachend soll angenommen werden, dass das gesamte Kupfer mobilisierbar ist (Mobilisierungsgrad 100 %). Damit beträgt die **mobilisierbare Kupfermasse** ebenfalls **400 kg**.
- Bei Anwendungen der Gleichungen 4 bis 6 anstelle der Gleichung 7 wäre als Zwischenergebnis eine **flächenbezogene Kupfermasse** von **400 g/m²** errechnet worden. Die flächenbezogene Kupfermasse wird im beschriebenen Beispiel allerdings nicht benötigt.
- Eluatuntersuchungen ergeben eine Konzentration des Schadstoffs von **0,5 mg/l** Kupfer bzw. 500 µg/l. Es wird angenommen, dass dies die durchschnittliche Kupferkonzentration im **Sickerwasser** ist.
- Die **Sickerwasserrate** wurde mit **120 mm/a** bestimmt, dies entspricht **0,33 l/(m² · d)**.
- Die **Quellstärke** im Sickerwasser an der Unterkante der Schadstoffquelle beträgt **0,165 mg/(m² · d)**. Sie errechnet sich nach Gleichung 13, indem die Sickerwasserrate 0,33 l/(m² · d) mit der Kupferkonzentration im Sickerwasser 0,5 mg/l Kupfer multipliziert wird.
- Die **Sickerwasserfracht** unterhalb der Kupferkontamination ergibt durch Multiplikation der Quellstärke 0,165 mg/(m² · d) mit der Fläche 1000 m² einen Wert von 165 mg/d. Bei Annahme einer Unsicherheit von ± 50 % ergibt sich eine Fracht von ca. **80 bis 250 mg/d**, dies entspricht ca. **0,08 bis 0,25 g/d** (Gleichung 14). Umgerechnet ergibt sich eine Fracht von ca. 0,03 bis 0,09 kg/a.

- Nach Gleichung 15 beträgt die **Gesamtdauer** des Schadstoffaustrags bei einer Sickerwasserfracht von 80 bis 250 mg/d bzw. 0,03 bis 0,09 kg/a und einer Kupfermasse von 400 kg ca. **4 500 bis 13 000 Jahre**.

3.3 Rückrechnung der Sickerwasserfracht mittels Grundwasseruntersuchungen

3.3.1 Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose

Rückrechnung zum Ort der Beurteilung

Die mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangende Schadstofffracht kann auch anhand von Grundwasseranalysen abgeschätzt werden. Hierzu kann gemäß BBodSchV Anhang 1 Nr. 3.3 eine Rückrechnung zum Ort der Beurteilung erfolgen. Die Rückrechnung soll auf Untersuchungen des Grundwasserabstroms basieren, wobei die Stoffkonzentration im Grundwasserzustrom, die Verdünnung und das Schadstoffverhalten in der gesättigten Zone zu berücksichtigen sind.

Anwendungsgrenzen

Falls sich die Schadstoffquelle zumindest teilweise im Grundwasser befindet, ist die nachfolgend beschriebene Berechnung nicht anwendbar. Undichte Kanäle führen zu einer Fehleinschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung, da sie die Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungsrate erhöhen. Zu beachten ist weiterhin, dass mit Grundwasseruntersuchungen keine Prognose der zukünftigen Schadstoffeinträge in das Grundwasser möglich ist.

Abbau- und Rückhalteprozesse

Im Folgenden wird für die Rückrechnung eine einfache Modellvorstellung beschrieben (Abb. 8 und Gleichungen 16 bis 22). Dabei wird angenommen, dass im Grundwasser keine Abbau- und Rückhalteprozesse stattfinden. Eine Vernachlässigung dieser Prozesse führt zu einer Unterschätzung der Sickerwasserkonzentrationen und -frachten am Ort der Beurteilung (Abb. 9). Daher sollen die Messstellen im Grundwasserabstrom möglichst nahe beim Ort der Beurteilung platziert werden, d.h. im nahen Abstrom.



Abb. 8: Schematische Darstellung der Sicker- und Grundwasservolumenströme und Schadstoffkonzentrationen.

Für die Berechnung der Fracht im Sickerwasser E_{SiWa} am Ort der Beurteilung werden folgende Daten benötigt:

Ausgangsdaten

• Horizontale Ausdehnung (Fläche) der Schadstoffquelle	F	[m ²]
• Grundwasserneubildungsrate	GWN	[m ³ /(m ² · s)]
• Sickerwasserrate (alternativ)	SWR	[m ³ /(m ² · s)]
Umrechnung: 1 mm/a entspricht $3,2 \cdot 10^{-10}$ m ³ /(m ² · s)		
• Durchlässigkeitsbeiwert	k_f	[m/s]
• hydraulischer Gradient	I	[m/m]
• Breite der Schadstoffquelle quer zur Grundwasserfließrichtung	B	[m]
• Grundwassermächtigkeit ⁸	H	[m]
• Schadstoffkonzentration im Grundwasserzustrom	c_{Zu}	[μg/l]
• Schadstoffkonzentration im Grundwasserabstrom	c_{Ab}	[μg/l]

Unter Verwendung der Gleichungen 16 bis 22 kann die Schadstofffracht E_{SiWa} und Schadstoffkonzentration im Sickerwasser c_{SiWa} am Ort der Beurteilung berechnet werden:

Berechnungsformeln

$$Q_{SiWa} = F \cdot GWN \quad [m^3/s] \quad (16)$$

$$Q_{Zu} = k_f \cdot I \cdot B \cdot H \quad [m^3/s] \quad (17)$$

$$Q_{Ab} = Q_{Zu} + Q_{SiWa} \quad [m^3/s] \quad (18)$$

$$E_{Zu} = Q_{Zu} \cdot c_{Zu} \quad [g/s] \quad (19)$$

$$E_{Ab} = Q_{Ab} \cdot c_{Ab} \quad [g/s] \quad (20)$$

$$E_{SiWa} = E_{Ab} - E_{Zu} \quad [m^3/s] \quad (21)$$

$$c_{SiWa} = E_{SiWa} / Q_{SiWa} \quad [\mu g/l] \quad (22)$$

E_{Ab}	Schadstofffracht (Emission) im GW-Abstrom [g/s]
E_{Zu}	Schadstofffracht (Emission) im GW-Zustrom [g/s]
E_{SiWa}	Schadstofffracht im Sickerwasser am Ort der Beurteilung [g/s]
Q_{Ab}	Grundwasser-Volumenstrom im Abstrom [m ³ /s]
Q_{Zu}	Grundwasser-Volumenstrom im Zustrom [m ³ /s]
Q_{SiWa}	Sickerwasser-Volumenstrom am Ort der Beurteilung [m ³ /s], [l/(s · m ²)]
c_{Zu}	Schadstoffkonzentration im GW-Zustrom [μg/l]
c_{Ab}	Schadstoffkonzentration im Abstrom [μg/l]
c_{SiWa}	Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung [μg/l]
F	Horizontale Ausdehnung der Schadstoffquelle [m ²]
GWN	Grundwasserneubildungsrate [mm/a], umgerechnet in [m ³ /(m ² · s)], alternativ: Sickerwasserrate (SWR) [mm/a] bzw. [m ³ /(m ² · s)]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
I	hydraulischer Gradient [-]
B	Breite der Schadstoffquelle quer zur Grundwasserfließrichtung [m]
H	Grundwassermächtigkeit [m]

⁸ Bei Grundwasserkörpern, die nicht bis zur Basis erkundet sind, wird die zu berücksichtigende Mächtigkeit H mit der Filterlänge der berücksichtigten Grundwassermessstelle gleichgesetzt.

EXCEL-Datei

Unter www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/fracht.htm ist für die Berechnungen eine EXCEL-Datei verfügbar (siehe Anhang 4). Hierbei wird davon ausgegangen, dass je eine Messstelle im Zu- und Abstrom ausreichend ist. Sind im Abstrom mehrere nebeneinander liegende Messstellen vorhanden, können „Stromröhren“ gebildet werden. Die Berechnungen werden für jede einzelne Stromröhren durchgeführt (analog zum Stromröhrenmodell, siehe Kapitel 4.4). Anschließend ist eine Fehlerbetrachtung durchzuführen, um die Genauigkeit des Berechnungsergebnisses beurteilen zu können.

Prüfwerte der BBodSchV

Eine Frachtberechnung kann entfallen, wenn im nahen Abstrom der Schadstoffquelle die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden–Grundwasser deutlich unterschritten werden. Wenn im Abstrom einer Schadensquelle die Prüfwerte der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden–Grundwasser zwar unterschritten werden, die Schadstoffe aber im Vergleich zum Zustrom signifikant erhöht sind, kann vermutet werden, dass am Ort der Beurteilung eine Prüfwertüberschreitung vorliegt. In diesem Falle wäre eine Frachtberechnung durchzuführen.

Einfluss von Abbauprozessen

Abb. 9 zeigt schematisch den Einfluss von Abbauprozessen auf die Schadstoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser. Werden Abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone vernachlässigt, ergibt sich eine Überschätzung der Konzentrationen am Ort der Beurteilung. Werden dagegen im Grundwasser wirkende Abbauprozesse vernachlässigt, ergibt sich eine Unterschätzung der Konzentrationen am Ort der Beurteilung.

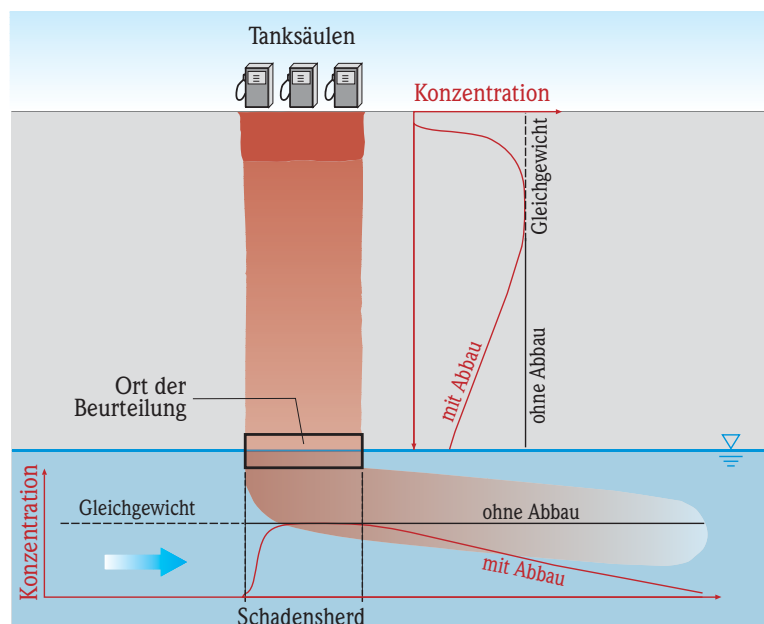


Abb. 9: Schadstoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser bei einem Schadensherd in der ungesättigten Bodenzone (nach GRATHWOHL 2000).

3.3.2 Hinweise zum Messstellennetz und -ausbau

Finden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser statt, kann bei Porengrundwasserleitern davon ausgegangen werden, dass die Schadstoffkonzentrationen im oberen Bereich des Grundwassers am größten sind. Grundwassermessstel-

len, die im nahen Abstrom der Schadstoffquelle (bzw. des Ortes der Beurteilung) positioniert sind, sollten daher nur im oberen Bereich des Grundwasser verfiltert sein. Erst im weiteren Abstrom ist damit zu rechnen, dass eine relevante Tiefenverlagerung gelöster Schadstoffe auftritt⁹. Die Tiefenverlagerung ist von der Grundwasserneubildung und weiteren hydrogeologischen Faktoren abhängig.

Verfilterung von GW-Messstellen

Grundwasserschwankungen sind bei der Planung der Verfilterung zu berücksichtigen. Die Filterstrecke dieser Messstellen sollte ca. 1 m bis unter den zu erwartenden tiefsten Grundwasserstand reichen. Die Oberkante sollte mit dem höchsten Grundwasserstand abschließen. Bei Grundwassermessstellen, die in tieferen Bereichen des Grundwasserleiters verfiltert sind, spielen jahreszeitliche Änderungen des Grundwasserstandes nur eine untergeordnete Rolle.

Um Proben aus einer definierten Tiefe zu erhalten, können Probennahmeverfahren sinnvoll sein, die nur zu geringen Störungen der hydrodynamischen Verhältnisse führen. Beim Low-Flow Purge and Sampling [PULS 1996] wird die Probennahmepumpe spätestens am Vortag vor der Probenahme in die Messstelle eingebaut. Die Pump rate wird so eingestellt, dass nahezu nur die Wassermasse abgepumpt wird, die der

Low-Flow Purge and Sampling

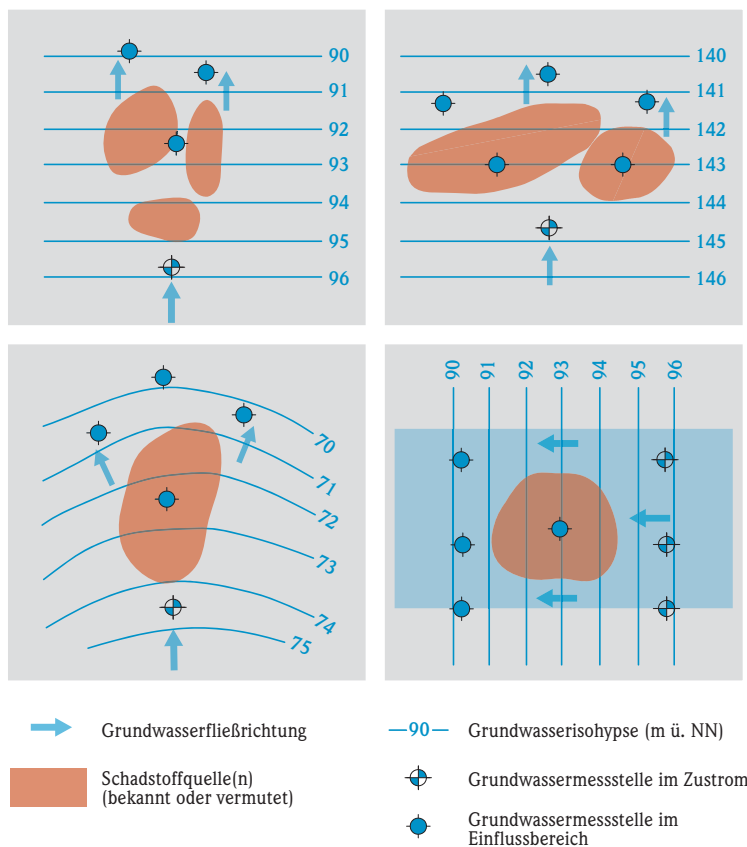


Abb. 10: Anordnung von Grundwassermessstellen zur Erfassung der Schadstofffahne (Aufsicht).

⁹ Diese Aussage gilt für relativ homogene Porengrundwasserleiter. Bei stark heterogenen Porengrundwasserleitern mit wechselnden Durchlässigkeiten und Speicherkoeffizienten sowie bei Kluftgrundwasserleitern ist das Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe schwer vorherzusagen. Daher sollten in diesen Fällen Messstellen mit relativ langen Filterstrecken gewählt werden, um Schadstofffahnen zumindest teilweise zu erfassen.

Messstelle in der gleichen Zeit natürlicherweise zufließt. Der Grundwasserspiegel soll hierbei so wenig wie möglich abgesenkt werden. Einsatzgrenzen dieses Verfahrens liegen bei sehr geringen Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten bzw. sehr bindigen Sedimenten.

Anordnung von GW-Messstellen

Mindestens eine der abstromigen Messstellen sollte dicht am Schadenszentrum (naher Abstrom) positioniert sein, damit der Einfluss von Abbau- und Verdünnungsprozessen im Grundwasser möglichst gering ist.

Wenn im Zustrom keine Kontaminationen vorliegen, ist dort eine Grundwassermessstelle ausreichend (Abb. 10 oben). Die abstromigen Messstellen müssen die Konzentrationsunterschiede entlang einer Kontrollebene/Transekte (Kapitel 2 und 4.1) erfassen. Zur Ermittlung der Verteilung der Schadstoffkonzentrationen entlang der Kontrollebene sowie zur Bestimmung der Lage des Schadstoffzentrums können auch Immissionspumpversuche (Kapitel 4.5) verwendet werden.

Liegt dagegen im Zustrom bereits eine Kontamination vor, sind die Messstellen paarweise so anzuordnen, dass jeweils eine Abstrommessstelle im direkten Abstrom zu einer Messstelle im Zustrom liegt (Abb. 10 unten rechts).

4 Frachtermittlung im Grundwasser

4.1 Einleitung

Hinweise

Das Kapitel 4 beschreibt die Abschätzung von Schadstofffrachten mittels Grundwasseruntersuchungen. Voraussetzung sind geeignete Grundwassermessstellen im Ab- und Zustrom einer Schadstoffquelle. Ob die Schadstoffquelle nur in der ungesättigten Zone liegt oder sich bis in die gesättigte Zone erstreckt, ist bei der Bestimmung von Schadstofffrachten im Grundwasserabstrom von nachrangiger Bedeutung, jedoch bei der Positionierung der Grundwassermessstellen sowie bei der Festlegung von Länge und Lage der Verfilterung zu berücksichtigen. Frachtabschätzungen sind i. d. R. nur bei Porengrundwasserleitern sinnvoll, nicht bei Kluftgrundwasserleitern.

Kontrollebenen/Transekten

Die Ermittlung von Frachten erfolgt an Kontrollebenen quer zur Schadstoffausbreitungsrichtung, die als Transekten bezeichnet werden (Abb. 11). Pro Transekte müssen i. d. R. mehrere Grundwassermessstellen vorhanden sein (Messstellenkette). Im Einzelfall kann eine Messstelle pro Transekte ausreichend sein, sofern ein stationärer Pumpversuch durchgeführt oder ein Sanierungsbrunnen betrieben wird (Kapitel 4.5). Die Grundwassermessstellen sind so zu positionieren, dass die Fahne in ihrer gesamten Breite erfasst wird. Weiterhin ist durch geeignete Verfilterung der Grundwassermessstellen sicherzustellen, dass die Fahne in der Tiefe vollständig erfasst wird.

Quantifizierung von Abbau und Rückhalt

Quantitative Aussagen zu Abbau- und Rückhalteprozessen sind möglich, wenn an mehreren Transekten die Fracht ermittelt wird. Die Fracht ist, ebenso wie die Konzentration, im direkten Abstrom der Schadstoffquelle am höchsten (Transekte A in Abbildung 11). Durch Abbau- und Rückhalteprozesse verringert sich die Fracht mit zunehmender Fließstrecke (Transekte B). An der Fahnen spitze ist die Fracht

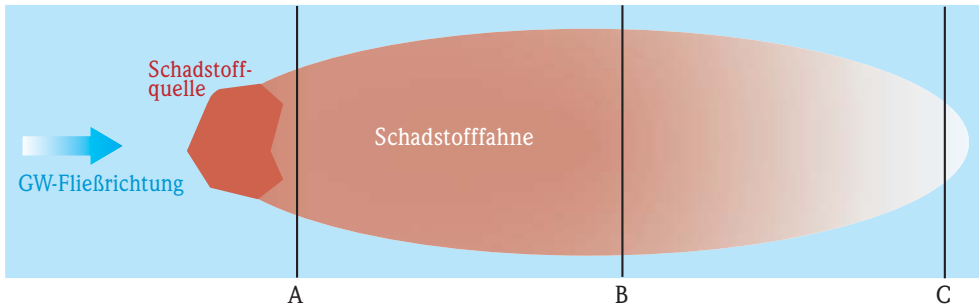


Abb. 11: Aufsicht auf eine Schadstofffahne mit den Transekten A bis C.

annähernd Null (Transekte C). Verdünnungsprozesse bewirken keine Minderung der Fracht, sondern nur der Konzentration.

Zur Bestimmung der Schadstofffracht im Grundwasser stehen mehrere Verfahren zur Verfügung. Das Stromröhrenmodell (Kapitel 4.4) dient im Wesentlichen zur Feststellung, ob von einer Verdachtsfläche bzw. Altlast Schadstoffe in sanierungsrelevanten Konzentrationen und Frachten abströmen [HLUG 2008, LfU 1996]. Die erforderlichen Grundwassermessstellen sollten im nahen Abstrom der Schadstoffquelle errichtet werden (Transekte A in Abb. 11). Das abströmende Grundwasser wird in mindestens eine „Stromröhre“ unterteilt. Die Fracht wird für jede Stromröhre getrennt berechnet, anschließend werden die einzelnen Frachten addiert. Das Stromröhrenmodell kann auch im weiteren Abstrom angewendet werden (Transekten B und C in Abb. 11).

Immissionspumpversuche (Kapitel 4.5) werden meist vergleichsweise weit entfernt von der Schadensquelle eingesetzt (Transekten B und C in Abb. 11). Gleiches gilt für die Transekten-Methode (Kapitel 4.6). Der wesentliche Unterschied beider Verfahren besteht darin, dass beim Immissionspumpversuch ein längeres, oft mehrtägiges Abpumpen erforderlich ist, während bei der Transekten-Methode die üblichen Grundwasserbeprobungen stattfinden.

Häufig ist die Ermittlung der derzeitigen mit dem Grundwasser abströmenden Fracht ausreichend (status quo). Soll auch die zukünftige Entwicklung der Schadstofffrachten betrachtet werden, ist die Dynamik der Fahne zu prognostizieren (expandierend, stationär oder schrumpfend). Hierfür sind Grundwasseruntersuchungen alleine nicht ausreichend. Zusätzlich ist die zeitliche Entwicklung der Stofffreisetzung aus der Schadstoffquelle zu berücksichtigen. Weiterhin müssen die frachtmindernden Prozesse (Abbau, Sorption, Ausfällung, Verflüchtigung) identifiziert und jeder relevante Prozess quantifiziert werden. Um das Fahnenverhalten zeitlich und räumlich prognostizieren zu können, sind reaktive Schadstofftransportmodelle erforderlich, die alle wesentlichen Prozesse berücksichtigen (Kapitel 4.7).

Frachtab-schätzungen können mit hohen Unsicherheiten verbunden sein, insbesondere bei heterogenen Verhältnissen im Grundwasserleiter. Dies gilt sowohl für einfache Modelle als auch für reaktive Stofftransportmodelle. Bei der Ermittlung von Schadstofffrachten ist stets zu diskutieren, welche Sicherheit die Aussagen haben (Kapitel 4.8).

Stromröhrenmodell

Immissionspumpversuche

Transekten-Methode

Fahndynamik

reaktive Stofftransportmodelle

Unsicherheiten bei der Frachtermittlung

4.2 Zuflussgewichtete Probennahme

Hinweise zur GW-Hydraulik

Bei der üblichen Probennahme von Grundwasser¹⁰ werden zuflussgewichtete, tiefengemittelte Wasserproben gewonnen. Aus durchlässigen Bereichen des Grundwasserleiters fließt mehr Wasser in die Grundwassermessstelle als aus weniger durchlässigen Bereichen. Zur Ermittlung von Frachten sind solche zuflussgewichteten Grundwasserproben gut geeignet.

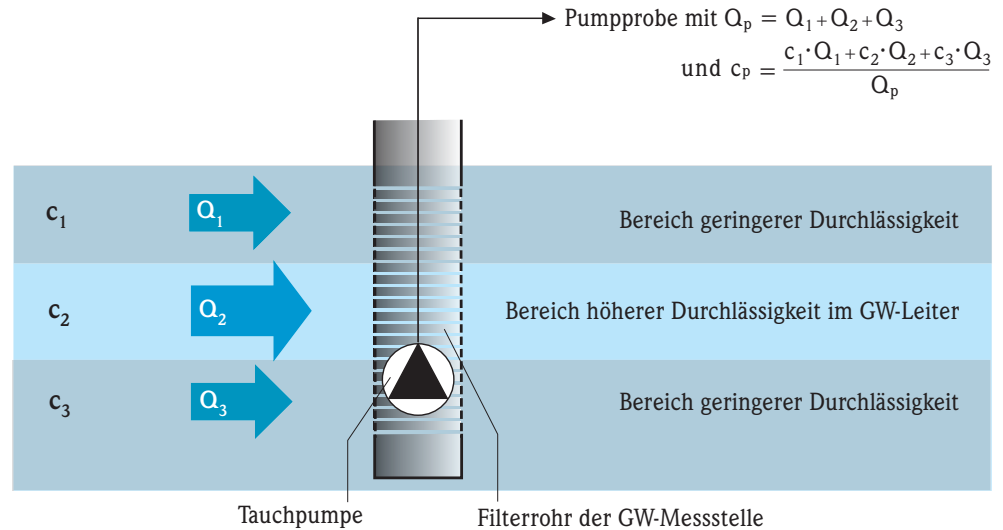


Abb. 12: Einfluss auf die Stoffkonzentration c_p einer zuflussgewichteten Pumpprobe bei Bereichen unterschiedlicher Durchlässigkeit im Grundwasserleiter (Q = Volumenstrom während der Probennahme, c = Stoffkonzentration im Grundwasser).

In Abb. 12 ist eine Grundwassermessstelle in einem heterogenen Grundwasserleiter dargestellt. Im mittleren Bereich der Filterstrecke ist die Durchlässigkeit höher als im oberen und unteren Bereich der Filterstrecke. Daher ist der im mittleren Bereich zuströmende Volumenstrom Q_2 größer als Q_1 oder Q_3 . Während der Probennahme wird der Volumenstrom Q_p gefördert, wobei $Q_p = Q_1 + Q_2 + Q_3$ ist. Die Stoffkonzentration in der Pumpprobe c_p wird in erster Linie durch die Konzentration c_2 des Volumensstroms Q_2 bestimmt. Die Stoffkonzentrationen c_1 und c_3 fallen weniger stark ins Gewicht, da die Volumenströme Q_1 und Q_3 relativ gering sind.

Eignung zuflussgewichteter Probennahmen

Unter idealen Bedingungen¹¹ werden während der Probennahme die tatsächlichen Fließverhältnisse im Grundwasser repräsentiert, denn auch unter ungestörten Verhältnissen werden die durchlässigen Bereiche stärker durchströmt. Somit ist die bei der zuflussgewichteten Probennahme erhaltene Stoffkonzentration c_p repräsentativ für die Stoffkonzentration im Grundwasser im Bereich der Filterstrecke und kann direkt in die Frachtberechnung einfließen (siehe Gleichungen 23 bis 25). Die Kenntnis der Tiefenverteilung der Stoffkonzentrationen im Bereich einer Filterstrecke ist für die Frachtberechnung nicht erforderlich.

¹⁰ Abpumpen bis zur annähernden Konstanz der Feldparameter, dann Probennahme (z. B. nach [HLUG 2002a]).

¹¹ Durchmesser der Pumpe deutlich kleiner als der Durchmesser des Filterrohrs der Messstelle, damit beim Abpumpen eine Vermischung des Wassers im Filterrohr (oberhalb und unterhalb der Pumpe) nicht behindert wird.

4.3 Hinweise zur Ermittlung der Durchlässigkeit und des Grundwassergefälles

Auch in homogen erscheinenden Grundwasserleitern liegen Bereiche bzw. Schichten mit unterschiedlichen Durchlässigkeiten vor. Aus Gleichung 24 wird deutlich, dass die abströmende Fracht E_{ab} proportional zum Durchlässigkeitsbeiwert k_f ist. Daher hat die Ermittlung der repräsentativen Durchlässigkeit bei Frachtab-schätzungen eine große Bedeutung.

$$E_{ab} = Q_{ab} \cdot c_{ab} \quad (23)$$

$$E_{ab} = k_f \cdot I \cdot B \cdot H \cdot c_{ab} \quad (24)$$

E_{ab}	Schadstofffracht (Emission) im GW-Abstrom einer Schadstoffquelle [g/s]
Q_{ab}	Grundwasser-Volumenstrom [m ³ /s]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
I	Grundwassergefälle [-]
B	Breite der kontaminierten Fläche quer zur GW-Fließrichtung [m]
H	GW-Mächtigkeit [m] bzw. Länge der Filterstrecke der GW-Messstelle
c_{ab}	Stoffkonzentration im Abstrom [mg/l] oder [g/m ³]

Vorzugsweise sollte die Durchlässigkeit über Pumpversuche ermittelt werden, da in diesem Fall ein Mittelwert gewonnen wird, der die tatsächlichen Verhältnisse in der Umgebung der Filterstrecke einer Messstelle repräsentiert [HÖLTING 1996]. Die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes durch Laborversuche bietet meist keine Alternative, da die sedimentologisch und/oder tektonisch bedingte Heterogenität des Grundwasserleiters nicht erfasst werden kann.

In Gleichung 24 tritt weiterhin das Grundwassergefälle I als Faktor auf. Für die Ermittlung des Grundwassergefälles sind mindestens drei, möglichst in Form eines gleichseitigen Dreiecks angeordnete Messstellen erforderlich (Hydrologisches Dreieck). Mit Hilfe von Stichtagsmessungen der Grundwasserstände lässt sich über Grundwassergleichen das Grundwassergefälle und die Grundwasserfließrichtung bestimmen [HLUG 2002a].

4.4 Stromröhrenmodell

Das Stromröhrenmodell ist ein einfaches und häufig angewendetes stationäres Modell¹². Es wurde in Baden-Württemberg entwickelt und wird dort zur Immissions-/Emissionsbetrachtung angewendet [BW 1998, LFU 1996]. Auch im Handbuch Atlanten „Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen“ bildet das Stromröhrenmodell die Grundlage für die Ermittlung und Bewertung von Schadstofffrachten [HLUG 2008]. Das vorliegende Kapitel behandelt nur diejenigen Anwendungsbereiche des Stromröhrenmodells, die für die Ermittlung von Schadstofffrachten im Ab- und Zustrom einer Schadstoffquelle von Bedeutung sind¹³.

¹² Änderungen der Grundwasserfließrichtung, wie sie bei längerfristigen Überwachungen auftreten können, lassen sich beim Stromröhrenmodell nicht berücksichtigen. Das Modell eignet sich also im Wesentlichen für Frachtab-schätzungen bei stationären Grundwasserverhältnissen [BÖRKE 2007].

¹³ Nicht erläutert werden weitere Anwendungsbereiche wie die Ermittlung von Sanierungszielwerten, die Rückrechnung auf den Ort der Beurteilung bzw. das Kontaktgrundwasser und die Einbeziehung von Eluatuntersuchungen.

Durchlässigkeit

Pumpversuche

Laborversuche

Gefälle

Stromröhren

Mit Stromröhren kann eine Schadstofffahne gedanklich in verschiedene Bereiche unterteilt werden. Stromröhren besitzen einen rechteckigen Querschnitt und verlaufen parallel zur Grundwasserfließrichtung. Stromröhren können sowohl nebeneinander als auch untereinander liegen (Abb. 13).

GW-Messstellen im nahen Abstrom

Die Schadstoffretardierung und der natürliche abiotische und biotische Abbau werden beim Stromröhrenmodell nicht berücksichtigt. Nicht erforderlich ist die Unterscheidung, ob die Schadstoffquelle in der ungesättigten oder gesättigten Zone liegt. Die Messstellen sollten im nahen Abstrom der Schadstoffquelle positioniert sein, damit die frachtmindernden Abbau- und Rückhalteprozesse vernachlässigbar sind. Prinzipiell kann das Stromröhrenmodell auch bei Messstellen im weiteren Abstrom angewendet werden.

Hinweise

Wichtige Aspekte des hier beschriebenen Stromröhrenmodells sind:

- Mindestens eine Grundwassermessstelle im Zustrom der Schadstoffquelle ist erforderlich, damit die zuströmende Schadstoffkonzentration und -fracht abgeschätzt werden können. Mehrere Messstellen sind dann erforderlich, wenn im Zustrom Kontaminationen auftreten oder zu erwarten sind, z. B. in einem Industriegebiet.
- Mindestens eine Grundwassermessstelle im Abstrom der Schadstoffquelle ist erforderlich, damit die abströmenden Schadstoffkonzentrationen und -frachten ermittelt werden. In der Regel sind im Abstrom mehrere nebeneinander liegende Messstellen entlang einer Transekte notwendig (Kapitel 4.1). Bei mächtigen Grundwasserleitern ist eine tiefenorientierte Beprobung des Grundwassers sinnvoll [HLUG 2002a], vorzugsweise mittels Messstellengruppen.
- Jede vorhandene Filterstrecke repräsentiert eine rechteckige Stromröhre (Abb. 13). Je mehr Filterstrecken vorliegen, desto detaillierter kann die Frachtberechnung erfolgen.

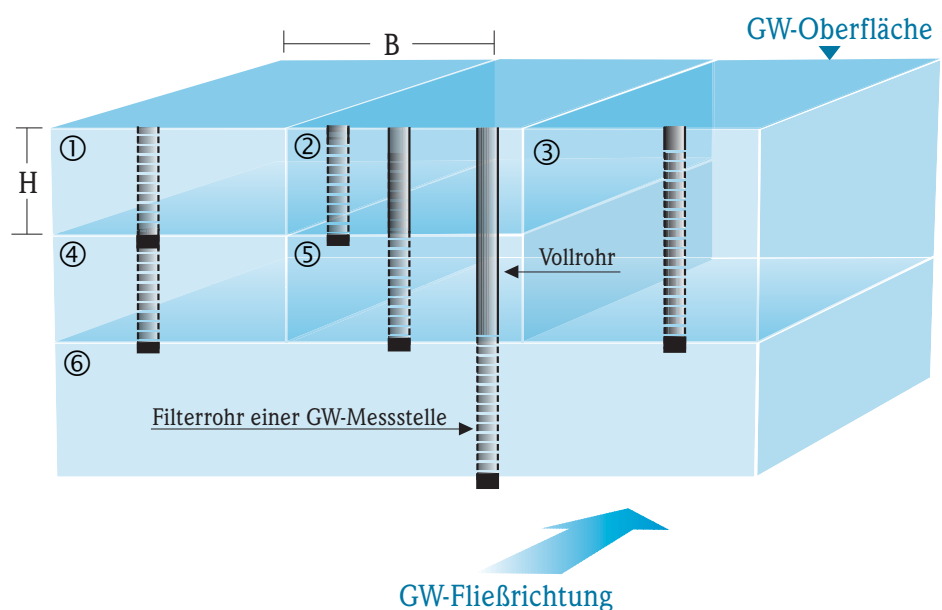


Abb. 13: Blick auf die Stromröhren ① bis ⑥ in einer Kontrollebene/Transekte quer zur Ausbreitungsrichtung des Grundwassers. Jede der sechs Filterstrecken repräsentiert eine rechteckige Stromröhre; B: Breite der Stromröhre ①, H: Höhe der Stromröhre ①

- Die Frachtermittlung erfolgt separat für jede Stromröhre. Hierfür ist die Breite B und Höhe H der jeweiligen Stromröhre festzulegen sowie der für die Stromröhre geltende Durchlässigkeitsbeiwert k_f und das Gefälle I zu ermitteln (Gleichung 25).
- Anschließend werden die abgeschätzten Einzelfrachten addiert, sie ergeben die Gesamtfracht im Abstrom (Gleichung 26).
- Bewertungsrelevant ist die von der Schadstoffquelle freigesetzte Fracht. Daher ist von der Gesamtfracht noch die Fracht im Zustrom abzuziehen (Gleichung 27).

In Abb. 13 sind 5 Grundwassermessstellen mit insgesamt sechs Filterstrecken dargestellt. Somit kann der Abstrom in sechs Stromröhren eingeteilt werden. Die Fracht jeder Stromröhre ergibt sich nach der Gleichung:

Berechnungsformeln

$$E_{ab} = Q_{ab} \cdot c_{ab} = k_f \cdot I \cdot B \cdot H \cdot c_{ab} \quad (25)$$

E_{ab}	Schadstofffracht (Emission) im GW-Abstrom einer Schadstoffquelle [g/s]
Q_{ab}	Volumenstrom einer Stromröhre [m ³ /s]
c_{ab}	Stoffkonzentration an der abstromigen Filterstrecke, die eine Stromröhre repräsentiert [g/m ³], [mg/l]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert im Bereich einer Stromröhre [m/s]
I	hydraulischer Gradient im Bereich einer Stromröhre [-]
B	Breite einer Stromröhre [m]
H	Höhe einer Stromröhre [m]

Durch Addition der sechs Stromröhren ergibt sich die Gesamtfracht im Abstrom:

$$E_{ab, gesamt} = E_{ab, 1} + E_{ab, 2} + \dots + E_{ab, 6} \quad (26)$$

Für die Bewertung von Frachten ist allerdings nicht die abströmende Gesamtfracht $E_{ab, gesamt}$ relevant, sondern lediglich die aus der Schadstoffquelle zum aktuellen Zeitpunkt freigesetzte Fracht E_{Quelle} . Hierzu wird von der Gesamtfracht die zuströmende Gesamtfracht $E_{zu, gesamt}$ subtrahiert:

$$E_{Quelle} = E_{ab, gesamt} - E_{zu, gesamt} \quad (27)$$

Die zuströmende Fracht E_{zu} wird zunächst für jede Stromröhre getrennt ermittelt. Es gelten analog die oben beschriebenen Gleichungen 26 bis 28. Sofern nur eine Messstelle (mit nur einer Filterstrecke) in Zustrom vorhanden ist, wird in jeder Stromröhre die dort gemessene Stoffkonzentration c_{zu} eingesetzt.

zuströmende Fracht

Ein Beispiel für die Frachtberechnung ist in Anhang 5 beschrieben. Ein EXCEL-Arbeitsblatt zur Berechnung von Frachten im Zustrom und Abstrom ist im Internet abrufbar: www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/fracht.htm.

EXCEL-Datei

4.5 Immissionspumpversuch

4.5.1 Allgemeines

IPV

Immissionspumpversuche (IPV) ermöglichen die Abschätzung der Fracht einer Schadstofffahne bei Porengrundwasserleitern [altlastenforum 2003]. Das Konzept des Immissionspumpversuches beruht darauf, dass durch geeignete Pumpversuche die gesamte Breite der Fahne erfasst wird. Mindestens ein Brunnen ist erforderlich (Kapitel 4.5.2).

Wenn mehrere Brunnen in einer Kontrollebene/Transekte nebeneinander positioniert sind, kann zusätzlich die räumliche Schadstoffverteilung in der Fahne ermittelt werden (Kapitel 4.5.3). An den verschiedenen Brunnen werden die Pumpversuche nacheinander durchgeführt. Während jedes Pumpversuches werden mehrere Grundwasserproben entnommen und analysiert. Die so erhaltenen Konzentrationsganglinien werden rechnerisch ausgewertet.

4.5.2 Quasi-stationärer Immissionspumpversuch

Prinzip

Im einfachsten Fall wird die gesamte Fahne durch einen einzigen im Abstrom positionierten Brunnen erfasst. Bei konstanter Fördermenge und einer genügend langen Pumpdauer tritt eine quasi-stationäre Trennstromlinie¹⁴ auf (Abb. 14). Diese Trennstromlinie würde sich auch dann ergeben, wenn ein Sanierungsbrunnen kontinuierlich mit derselben Fördermenge betrieben würde.

Trennstromlinie

Damit die Schadstofffahne vollständig erfasst wird, muss die Breite der Trennstromlinie gleich oder größer sein als die Breite der Schadstoffquelle. Wird die Schadstofffahne vollständig erfasst, kann die unter natürlichen Verhältnissen abströmende Fracht mit der während des Pumpversuches geförderten Fracht gleichgesetzt werden. Die Fracht (Emission, E) ist ein Produkt aus der Konzentration im Förderwasser (c_p) und der Förderrate (Q_p).

$$E = c_p \cdot Q_p \quad (28)$$

E	Fracht in der Schadstofffahne = Fracht während des IPV [g/d]
c_p	Konzentration im Förderwasser unter quasi-stationären Bedingungen [mg/l] oder [g/m ³]
Q_p	Förderrate der Pumpe während des IPV [m ³ /d]

Nachteile

Der quasi-stationäre Pumpversuch weist mehrere Nachteile auf. Häufig sind lange Pumpzeiten erforderlich, um einen quasi-stationären Zustand zu erreichen. Es fallen große Wassermengen und damit verbunden hohe Kosten an [altlastenforum 2003]. Weiterhin ist bei größeren Schadstoffquellen und ungünstigen hydraulischen Rahmenbedingungen ein Brunnen häufig nicht ausreichend zur Erfassung der gesamten Schadstofffahne, so dass Pumpversuche an mehreren Brunnen erforderlich sind¹⁵. Drittens sind keine Rückschlüsse auf die räumliche Differenzierung der Schadstoffverteilung in der Fahne möglich.

¹⁴ Unter der Trennstromlinie versteht man die Stromlinie, die das Wasser, das in den Brunnen fließt, vom Wasser, das den Brunnen nicht speist, trennt.

¹⁵ Der quasi-stationäre IPV wird an allen Brunnen gleichzeitig durchgeführt. Benachbarte Brunnen haben dann eine gemeinsame Trennstromlinie.

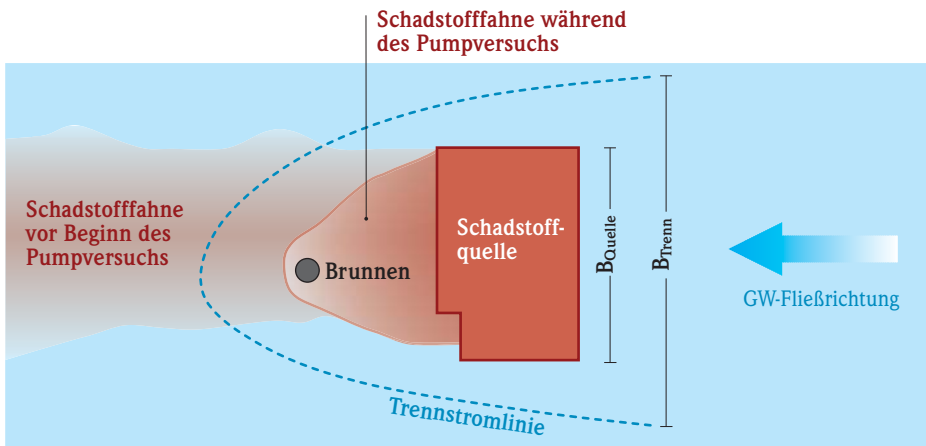


Abb. 14: Aufsicht auf eine Schadstoffquelle (nach TEUTSCH 2000)
 B_{Quelle} Breite der Schadstoffquelle
 B_{Trenn} Breite der Trennstromlinie im Bereich der Schadstoffquelle.

4.5.3 Instationärer integraler Immissionspumpversuch

Die Nachteile des quasi-stationären IPV können bei Anwendung des instationären integralen IPV umgangen werden. Dabei werden an mehreren Grundwassermessstellen, die in einer Kontrollebene/Transekte¹⁶ angeordnet sind, nacheinander Pumpversuche durchgeführt. Die Trennstromlinien bzw. Entnahmebereiche bei den einzelnen Pumpversuchen müssen sich überlappen, damit die Fahne vollständig erfasst wird. Während des Pumpvorgangs werden zu festgelegten Zeitpunkten Grundwasserproben entnommen. Es werden Konzentrationsganglinien gebildet, indem man die Pumpdauer (x-Achse) gegen die Konzentration (y-Achse) aufträgt (Abb. 15, linke Seite).

instationärer
integraler IPV

Der instationäre integrale IPV basiert auf folgender Modellvorstellung: Zu Beginn des Pumpversuches wird Grundwasser innerhalb der Verrohrung und im Ringraum entnommen. Anschließend wird Wasser gefördert, das sich im direkten Umfeld der Messstelle befand und mittlerweile in die Messstelle nachgeflossen ist. Mit zunehmender Pumpdauer wird Grundwasser gefördert, das ursprünglich weiter entfernt vom Brunnen war. Das Grundwasser rund um den Brunnen kann in annähernd kreisförmige bzw. eiförmige Isochronen unterteilt werden (Abb. 15 und Abb. 16, Bild A). Alle Wassermoleküle auf einer Isochrone erreichen gleichzeitig die Messstelle.

Prinzip

Je nach Lage der Schadstofffahne zum Brunnen können mehrere Szenarien unterschieden werden. Im ersten Fall liegt die Messstelle im zentralen Bereich der Fahne (Abb. 15, oben). Dann wird zu Beginn des Pumpversuches die höchste Konzentration gemessen. Mit zunehmender Pumpdauer sinkt die Konzentration, da vermehrt Grundwasser gefördert wird, das ursprünglich aus den Randbereichen der Fahne stammt und daher eine niedrigere Konzentration aufweist.

Position des Brunnens

Im zweiten Fall befindet sich der Brunnen im Randbereich der Fahne oder neben der Fahne. Im letztgenannten Fall (Abb. 15, mitte) wird zu Beginn des Pumpversuches

¹⁶ Eine Transekte ist eine Linie senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung bzw. Ausbreitungsrichtung der Schadstoffe.

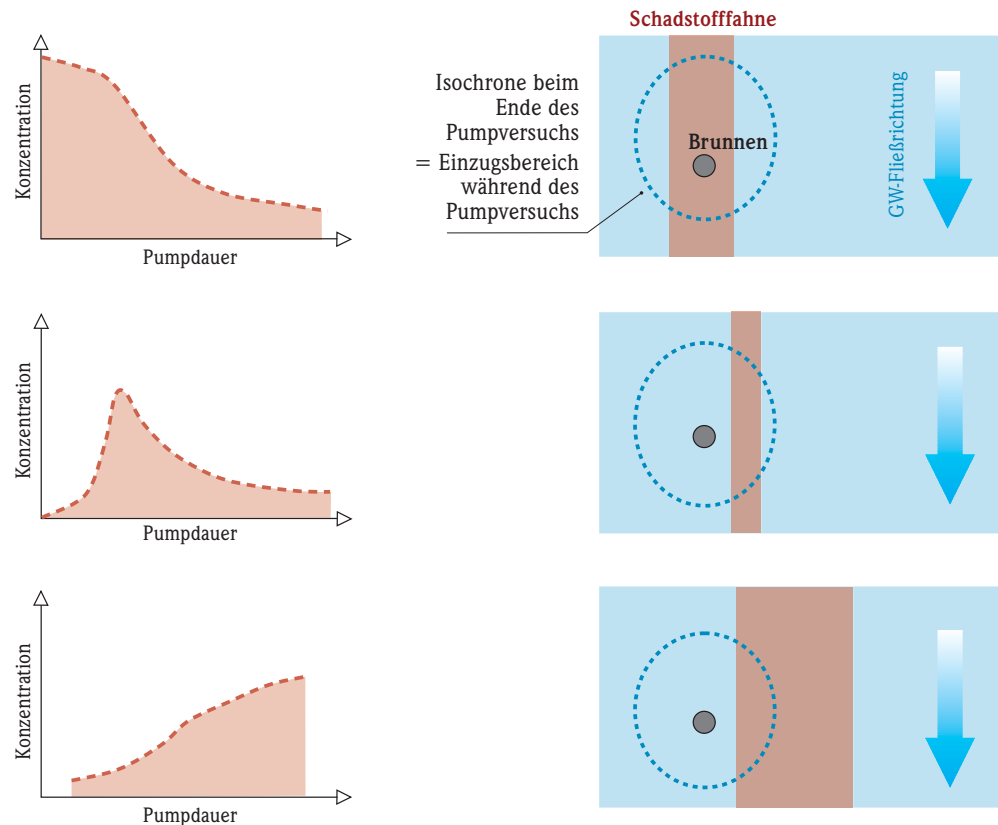


Abb. 15: Grundtypen von Konzentrationsganglinien (nach altlastenforum 2003).

die niedrigste Konzentration gemessen. Mit zunehmender Pumpdauer wird die Schadstofffahne in Richtung des Brunnens abgelenkt, und die Konzentration steigt. Nach Erreichen des Maximums fällt die Konzentration langsam, da infolge des wachsenden Einzugsbereiches des Brunnens immer mehr unbelastetes bzw. gering belastetes Grundwasser gefördert wird. Wenn der Brunnen im Seitenstrom einer breiten Fahne liegt, steigen die Konzentrationen stetig an (Abb. 15, unten).

Konzentrationsmaximum

Das während des Pumpversuches gemessene Konzentrationsmaximum ist stets kleiner als das tatsächliche Konzentrationsmaximum in der Fahne, da infolge der Vermischung von höher und niedriger belastetem Grundwasser Verdünnungseffekte wirksam sind.

Auswertung von Konzentrationsganglinien

Zur Auswertung der Konzentrationsganglinien sind analytische oder numerische Modelle erforderlich [altlastenforum 2003]. Analytische Lösungen sind nur bei homogenen Verhältnissen im Grundwasserleiter einsetzbar. Um bei der Auswertung der gemessenen Konzentrationsganglinien den Einfluss der natürlichen Grundwasserströmung zu berücksichtigen und um mehrere Pumpversuche an benachbarten Brunnen gemeinsam auswerten zu können, wurde ein numerischer instationärer Inversionsalgorithmus entwickelt (Partikel-Tracking-Verfahren) [PTAK 2000]. Die Version CSTREAM ist bei [BAYER-RAICH 2004] beschrieben. Bei ausreichender Datenlage ist das Programm geeignet für die Auswertung von IPV in stark heterogenen Porengrundwasserleitern mit ungleichförmigen Strömungsverhältnissen. Grundlage für die Anwendung ist ein numerisches Strömungs- und Transportmodell.

Auf diese Weise kann die Entfernung des Fahnenzentrums von der Messstelle errechnet werden. Bei Auswertung nur eines instationären IPV wäre allerdings keine Aus-

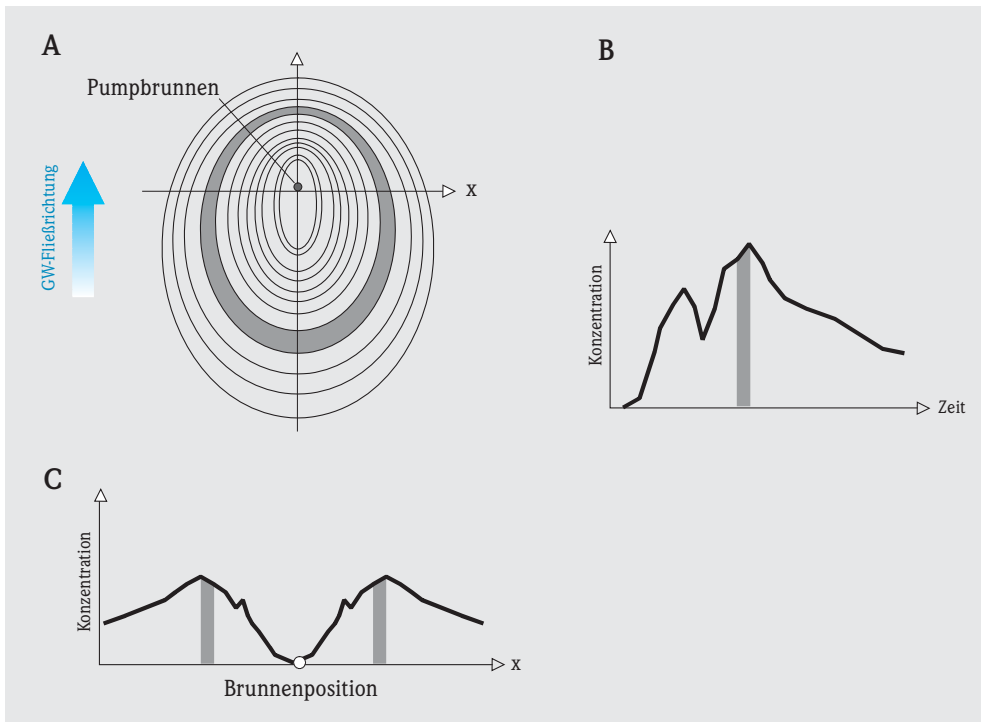


Abb. 16: Prinzip des numerischen instationären Auswertalgorithmus (nach PTAK 2000).

- A rückgerechnete Isochronenflächen,
- B Konzentrationsganglinie während des Pumpversuches,
- C mögliches räumliches Konzentrationsprofil in der Fahne.

ge möglich, ob sich die Fahne „links“ oder „rechts“ des Brunnens befindet (Abb. 16 Bild C). Zur Klärung sind weitere instationäre IPV an benachbarten Messstellen erforderlich. Um Frachten mittels IPV zuverlässig bestimmen zu können, ist eine eindeutige Bestimmung der Fahnenposition („links“ oder „rechts“) erforderlich.

Um auch eine vertikale Differenzierung der Schadstoffkonzentrationen und -frachten zu ermöglichen, wurde ein Spezialeinsatz für Grundwassermessstellen entwickelt, der während des Pumpens eine Beprobung einzelner, vertikal separierter Brunnen-segmente erlaubt [PTAK 2004].

tiefenorientierte
Frachtermittlung

In Abb. 16 wird anhand eines Beispiels die Auswertung eines instationären integralen Immissionspumpversuches erläutert. Bild B zeigt eine Konzentrationsganglinie, die während des Pumpversuches ermittelt wurde. Das Zeitintervall, bei dem die maximale Konzentration auftrat, ist grau markiert. Bei Kenntnis der hydrogeologischen Randbedingungen (insbesondere Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbare Porosität), der Pumprate und der Filterstrecke kann die Lage der Isochrone ermittelt werden, bei der die maximale Konzentration auftrat. Der in Bild A grau markierte Bereich zwischen zwei Isochronen entspricht dem in Bild B grau markierten Zeitintervall. In Bild C ist die rechnerische Umsetzung des instationären integralen IPV dargestellt. Der Brunnen bildet auf der x-Achse die Symmetrieachse. Die Position des Brunnens ist im Beispiel in der Mitte zwischen den Maxima. Die grau markierten Maxima zeigen die Entfernung des Fahnenzentrums vom Brunnen an. Bei Auswertung nur eines Pumpversuches kann nicht abgeleitet werden, ob das Fahnenzentrum „links“ oder „rechts“ liegt. Hierzu sind weitere Pumpversuche an benachbarten Brunnen erforderlich.

Auswertungsbeispiel

4.5.4 Hinweise zur Anwendung von Immissionspumpversuchen

Pumprate und -dauer

Pumpraten und -dauer bei den Brunnen sind so zu wählen, dass die gesamte Breite der Fahne erfasst wird. Die Anzahl der erforderlichen IPV je Transekte ist abhängig von der Breite der Fahne und der Ergiebigkeit des Grundwasserleiters, die wiederum von der hydraulischen Durchlässigkeit, Grundwassermächtigkeit und der natürlichen Grundwasserabstandsgeschwindigkeit beeinflusst wird.

Kostenfaktoren

Kostenbestimmend sind die Anzahl der Brunnen, die Pumpversuchsdauer, Abwassergebühren und die Reinigung des geförderten Grundwassers. IPV sind i. d. R. nur bei ergiebigen Grundwasserleitern wirtschaftlich sinnvoll, da nur dann ausreichende Entnahmehreiten erreicht werden können. Die Pumprate sollte möglichst hoch gewählt werden, um die Versuchszeit zu minimieren.

Nachweisgrenze

Wegen der Verdünnung der Schadstoffe während des Pumpversuches können zeitweise sehr geringe Schadstoffkonzentrationen auftreten, so dass niedrige Nachweisgrenzen für die zu überwachenden Schadstoffe erforderlich sind.

Bei den IPV wird vorausgesetzt, dass im Einzugsbereich der Pumpversuche keine signifikanten Konzentrationsgradienten entlang der Grundwasserströmungsrichtung auftreten. Ferner darf innerhalb des beobachteten instationären Einflussbereiches weder das Fahnenende noch eine Schadstoffquelle liegen. Eine weitere Voraussetzung ist, dass bevorzugte Fließwege nicht zu einem inhomogenen Anströmen der Förderbrunnen führen. Diese Einschränkungen zeigen, dass die aus den IPV gewonnenen Aussagen deutliche Unsicherheiten aufweisen können.

4.5.5 Quantifizierung von Abbau- und Rückhalteprozessen in der Schadstofffahne

Frachtermittlung an mehreren Transekten

Um Abbau- und Rückhalteprozesse in einer Schadstofffahne zu quantifizieren, können an zwei Transekten die Schadstofffrachten ermittelt und die Abnahme der Schadstofffrachten zwischen den beiden Transekten bestimmt werden. IPV werden in der Regel vergleichsweise weit entfernt von der Schadensquelle durchgeführt um sicherzustellen, dass die zwischen zwei Transekten beobachtete Schadstoffabnahme nicht durch schadstoffhaltiges Sickerwasser aus der ungesättigten Bodenzone verfälscht wird. Wegen des integralen Ansatzes spielen Verdünnungsprozesse zwischen den beiden Transekten für die Frachtermittlung keine Rolle [RÜGNER 2004].

frachtreduzierende Prozesse

Über den Beitrag der einzelnen frachtreduzierenden Prozesse lässt sich zunächst keine Aussage treffen. Bei organischen Schadstoffen sind vor allem die Sorption und der Abbau relevant. Als dritter frachtreduzierender Prozess kommt die Verflüchtigung bei leichtflüchtigen Schadstoffen in Frage. Die Verflüchtigung ist häufig vernachlässigbar, sie kann jedoch bei hohen Schadstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und sandig-kiesigem Grundwasserleitern merklich zur Frachtreduzierung beitragen [Weber 2002]. Sorptions- und Abbauprozesse, die zu einer Schadstoffreduzierung zwischen den beiden beobachteten Transekten führen, müssen unabhängig voneinander quantitativ ermittelt werden (z. B. mit Labor- oder In-situ-Versuchen). Wird nur der sorptive Rückhalt ermittelt und die Bilanzlücke dem Abbau zugeordnet, so erhält man eine für den Moment richtige Aussage, falls alle anderen schadstoffmindernden Prozesse ausgeschlossen sind. Um die festgestellte Abbaurate für längerfri-

stige Aussagen zu nutzen, ist mittels Untersuchungen nachzuweisen, dass die Fahnenausdehnung stationär ist und andere Effekte (s. o.) keinen Einfluss auf die Frachten haben.

Mit den IPV sind keine Aussagen hinsichtlich der Fahndynamik (expandierend, stationär, schrumpfend) möglich, da sich die Abbaugeschwindigkeit in den jeweiligen Fahnenabschnitten und damit auch die Frachten ändern können. Mit den IPV lässt sich aber eine zuvor prognostizierte Fahndynamik überprüfen.

Problematisch ist bei der Durchführung von großräumigen IPV, dass ausgedehnte Pumpversuche zu einer Vermischung von Redoxzonen, verbunden mit einer Störung der mikrobiellen Adaptation an den Schadstoffabbau führen können, so dass der biologische Abbau vorübergehend deutlich abnehmen kann.

Fahndynamik

Nachteile

4.6 Transekten-Methode

Für die Frachtabschätzung mittels der Transekten-Methode werden Grundwassermessstellen benötigt, die sich auf einer Kontrollebene senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung bzw. Ausbreitungsrichtung der Schadstoffe befinden. Abb. 17 zeigt sieben Grundwassermessstellen auf der Transekte T1 und acht Grundwassermessstellen auf der Transekte T2. Im Gegensatz zum Immissionspumpversuch werden die Messstellen auf die übliche Weise beprobt. Die Auswertung der Grundwasseranalysen erlaubt näherungsweise die gleiche Aussage wie ein IPV.

Prinzip

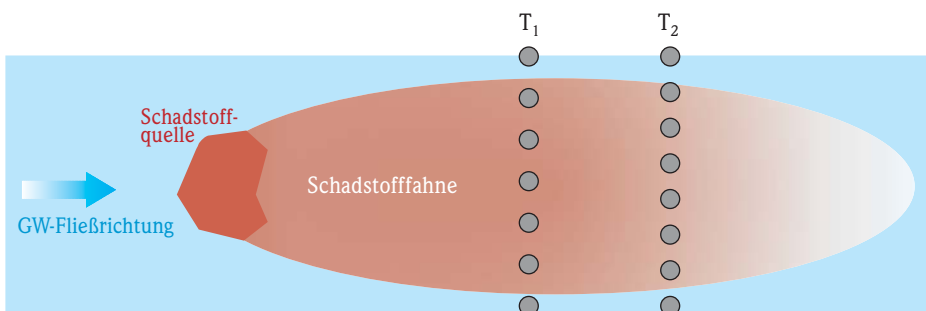


Abb. 17: Anordnung von Grundwassermessstellen in zwei Transekten (T₁, T₂), Aufsicht auf die Schadstofffahne im Grundwasser.

Bei der Transekten-Methode sollten die Grundwassermessstellen vergleichsweise lange Filterstrecken aufweisen, optimal sind vollkommene Brunnen¹⁷. Häufig werden Bereiche überspannt, die unterschiedliche hydraulische Durchlässigkeiten aufweisen können. Wie in Kapitel 4.2 erläutert, erhält man bei der Probennahme zuflussgewichtete Mischproben (Abb. 12 in Kapitel 4.2 sowie Abb.18).

Filterstrecken

¹⁷ Die Anforderung „lange Filterstrecken“ oder „vollkommene Brunnen“ steht häufig im Widerspruch zu anderen Anforderungen bei der Erkundung und Sanierung von Schadstofffahnen, z. B. „tiefenorientierte Beprobung“ und „vertikale Eingrenzung der Schadstofffahne“. Hier ist im Einzelfall bei der Planung von Grundwassermessstellen abzuwägen, welche Anforderung im Vordergrund steht.

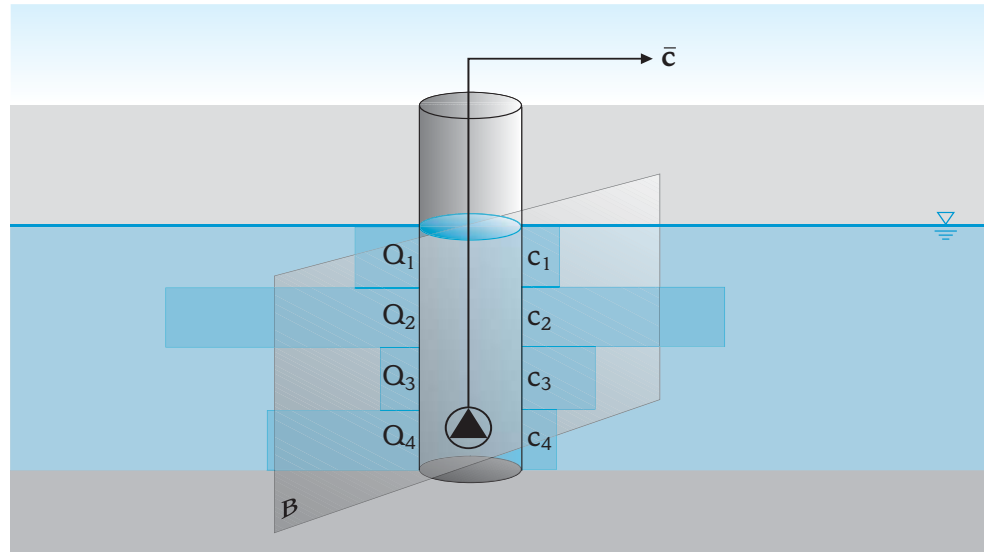


Abb. 18: Prinzip der Frachtermittlung mit Hilfe zuflussgewichteter Probenahme aus Grundwassermessstellen (B = senkrecht durchflossene Fläche; \bar{c} = mittlere Konzentration).

Berechnungsformeln

Wichtig ist, dass die Filterstrecke der Messstelle die gesamte vertikale Ausdehnung der Kontamination erfasst. Durch Multiplikation der zuflussgewichteten mittleren Konzentration \bar{c} mit der Förderrate Q_p errechnet sich die Schadstofffracht E_p , die der Messstelle während der Probenahme zuströmt (Gleichung 29).

$$E_p = \bar{c} \cdot Q_p \quad (29)$$

$$E_{\text{nat}} = k_f \cdot I \cdot \bar{c} \cdot B \quad (30)$$

E_p	Fracht, die der Messstelle während der Probenahme zuströmt [g/s]
E_{nat}	Fracht, die an der Messstelle (Zylindermantel) unter ungestörten Bedingungen vorbeifließt [g/s]
Q_p	Förderrate der Pumpe während der Probenahme [m ³ /s]
\bar{c}	Schadstoffkonzentration im gepumpten Grundwasser während der Probenahme [g/m ³], [mg/l]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
I	Grundwassergefälle [-]
B	senkrechte, durchflossene Fläche im Bereich einer Messstelle [m ²] (Länge der Filterstrecke multipliziert mit 1 m)

Die Schadstofffracht E_{nat} , die unter ungestörten Bedingungen (also nicht während der Grundwasserentnahme) die Umgebung der Messstelle passiert, ist abhängig von der ungestörten Grundwasserfiltergeschwindigkeit, also dem Produkt aus dem Durchlässigkeitsbeiwert k_f und dem Grundwassergefälle I (Gleichung 30). Die durchströmte Fläche B ergibt sich aus der Länge der Filterstrecke multipliziert mit 1 m (in etwa der Durchmesser des bei der Probenahme erzielten Zylindermantels).

Interpolation

Werden an mehreren Messstellen auf einer Transekte derartige Frachten ermittelt, so lässt sich die Gesamtfracht durch Interpolation zwischen den einzelnen Messpunkten abschätzen. Voraussetzung für eine ausreichende Genauigkeit bei der Frachtabschätzung ist, dass zwischen den Messstellen einer Transekte keine Bereiche mit stark abweichenden Konzentrationen auftreten.

tiefenorientierte Frachtermittlung

Die Transekten-Methode kann auch angewendet werden, wenn die vertikale Schadstoffverteilung ermittelt wurde, z.B. mittels Multi-level-Messstellen oder Messstellenbündel. Hinweise hierzu gibt [API 2003].

4.7 Prognose der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Schadstofffahne mittels mathematischer Modelle

Um zukünftig auftretende Frachten ermitteln zu können, ist eine Prognose zur Dynamik der Fahne erforderlich. Die Fahndynamik ist insbesondere bei überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser relevant (Monitored Natural Attenuation, MNA) [HLUG 2005]. Mit einer Prognose sollen folgende Fragen beantwortet werden:

MNA

- Ist die Fahne in ihrer Ausdehnung stationär?
- Falls die Fahne nicht stationär ist, mit welcher Geschwindigkeit schrumpft sie bzw. dehnt sich aus?
- Welche maximale Ausdehnung wird die Schadstofffahne zukünftig haben?
- Wann wird an einem definierten Punkt eine vorgegebene Konzentration erreicht werden?
- Wie lange wird die Fahne existieren?

Detaillierte Handlungsempfehlungen zur Anwendung mathematischer Modelle werden im Rahmen des Förderschwerpunktes KORA erstellt [KORA 2008].

Nur unter der Bedingung, dass die Schadstofffahne kleinräumig und der hydrogeologische Untergrundaufbau homogen ist, lassen sich einfache analytische¹⁸ Modelle wie z. B. Bioscreen, Biochlor oder Bioplume verwenden. Die erforderlichen Annahmen schränken die Anwendung dieser Lösungen stark ein und geben nur eine unvollkommene Beschreibung natürlicher Verhältnisse. Der Zeitaufwand für die Modellierung mit diesen Modellen liegt im Bereich von Tagen. Solche einfachen Modelle können im Zuge der Detailuntersuchung als „Screening-Tool“ eingesetzt werden. Allerdings sind diese einfachen Randbedingungen in den meisten Fällen nicht gegeben, so dass numerische Modelle, wie z. B. Modflow mit MT3D- bzw. RT3D-Extension erforderlich werden, die räumliche Variabilitäten in hohem Maße berücksichtigen können. Der Zeitaufwand für die Modellierung beträgt Wochen. Für ihre Anwendung ist die Kenntnis einer großen Anzahl von Parametern erforderlich.

analytische Modelle

numerische Modelle

Grundwassermodelle werden in Strömungsmodelle und reaktive Transportmodelle eingeteilt. Strömungsmodelle beschreiben die Wasserbewegung im Grundwasserleiter, während reaktive Transportmodelle die Verfrachtung und Vermischung sowie Sorption/Desorption und Abbau von im Wasser gelösten Stoffen wiedergeben. Jedes Transportmodell hat ein Strömungsmodell als Grundlage. In der Regel versteht man unter Grundwassermodellen mathematische Modelle.

reaktive
Transportmodelle

Numerische Modelle zerlegen den Raum in homogene Teilstücke (Zellen oder Elemente). Die begrifflich einfacheren Methoden sind die Finite-Differenzen-Verfahren, die den Grundwasserleiter im Allgemeinen in rechteckige Zellen zerlegen. Sie haben den Nachteil, dass schräge oder krummlinige Ränder nicht sehr effizient nachgebildet werden können. Flexibler sind hier die Finite-Elemente-Verfahren. Nach der Dimensionalität, d. h. der räumlichen Betrachtungsweise lassen sich 1D-, 2D- oder 3D-Modelle unterscheiden. Eindimensionale Modelle (1D) sind z. B. geeignet für die Interpretation von Säulenexperimenten. Zweidimensionale Modelle (2D) werden zur Beschreibung der regionalen Grundwasserströmung und, mit Einschränkung, auch des

Finite-Differenzen-
Verfahren

Dimensionalität
von Modellen

¹⁸ Analytische Lösungen von Strömungs- und Transportgleichungen sind geschlossene Formelausdrücke und daher mit geringem Aufwand berechenbar. Die für analytische Lösungsverfahren notwendigen Annahmen wie unendlich ausgedehnter Grundwasserleiter, Isotropie, Homogenität usw. lassen allerdings nur eine unvollkommene Beschreibung der natürlichen Verhältnisse zu.

Transports eingesetzt. Ein dreidimensionales Modell (3D) ist z. B. bei kleinräumigen Betrachtungen im Falle von Sanierung und Transport sowie bei unvollkommenen Brunnen in Grundwasserleitern großer Mächtigkeit notwendig.

instationäre Modelle

Nach dem zeitlichen Verhalten unterscheidet man stationäre und instationäre Modelle. Während bei stationären Modellen ein Gleichgewichtszustand betrachtet wird, wird bei instationären Modellen eine zeitliche Entwicklung diskretisiert in Zeitschritten nachvollzogen.

Eingabedaten

Aus der Problemstellung und der Verfügbarkeit der Daten folgen die Auswahl des Modelltyps, der Grad der Detailliertheit des Modells, seine räumliche Erstreckung und seine Diskretisierung. Eingabedaten für die Strömungsmodellierung sind die Transmissivitäten bzw. die Verteilung der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_p). Bei instationärer Simulation werden zusätzlich noch folgende Daten benötigt:

- Verteilung der Speicherkoeffizienten
- Grundwasserneubildung aus Niederschlägen
- Wasseraustausch mit Oberflächengewässern
- Zugabe und Entnahme von Wasser aus Brunnen
- vorgegebene Grundwasserhöhen
- Randzuflüsse

Für die reaktive Transportmodellierung werden noch zusätzliche Eingabedaten benötigt:

- durchflusswirksame Porosität
- Dispersivitäten
- Emission von Schadstoffen
- Zerfalls- oder Abbaukonstanten
- Adsorptionsparameter

Modell-Kalibrierung

Die räumliche Verteilung der Werte der Parameter sowohl der Strömungsmodelle als auch der Transportmodelle sind zum Teil hochvariabel und kaum durch mathematische Funktionen beschreibbar. Darüber hinaus sind viele Modellparameter in der Regel unbekannt. Unvollständige oder unbekannte Grundwasserleiterdaten werden im Zuge der Modell-Kalibrierung so ergänzt, dass die Simulationsergebnisse die in der Natur beobachteten Messwerte möglichst genau angleichen. Die Kalibrierung kann durch einen Prozess des sukzessiven Probierens von Hand oder automatisch durch numerische Verfahren erfolgen. Im Zuge der Modell-Validierung wird das kalibrierte Modell auf Messwerte bzw. Messwertreihen angewandt, die nicht zur Kalibrierung herangezogen wurden. Werden auch diese durch das Modell weitgehend genau nachgebildet, so gilt das Modell als validiert. Weichen die modellierten Ergebnisse von den gemessenen Werten beträchtlich ab, so muss angenommen werden, dass nicht alle im Grundwasserleiter auftretenden Prozesse berücksichtigt wurden. Letztlich dient die Modellierung damit auch zu einem vertieften Prozessverständnis. Da viele der für die Modellierung verwendeten Parameter und Randbedingungen mit zum Teil starken Ungenauigkeiten behaftet sind, können die Modellierungsergebnisse fehlerhaft sein. Im Rahmen von Sensitivitäts- und Plausibilitätsanalysen soll untersucht werden, inwieweit eine Variation der Eingangsparameter einen Einfluss auf das Ergebnis hat. Anschließend erfolgt die Prognoserechnung mit dem validierten Modell.

Modell-Validierung

Das Ergebnis einer Strömungssimulation ist der zeitliche und räumliche Verlauf der Grundwasserhöhen. Das Ergebnis einer Transportsimulation ist der zeitliche und räumliche Verlauf von Konzentrationen von im Wasser gelösten Stoffen. Transportmo-

Ergebnis der Modellierung

Das Ergebnis einer Strömungssimulation ist der zeitliche und räumliche Verlauf der Grundwasserhöhen. Das Ergebnis einer Transportsimulation ist der zeitliche und räumliche Verlauf von Konzentrationen von im Wasser gelösten Stoffen. Transportmo-

delle werden unter anderem für die Interpretation von Konzentrationsdaten und die Bilanzierung des Verbleibs von Schadstoffen in der Umwelt eingesetzt sowie für die Prognose und die Risikoabschätzung bei der Altlastenbewertung.

4.8 Diskussion der Genauigkeit von Frachtaberschätzungen

Einfache Modelle wie das Stromröhrenmodell, der Immissionspumpversuch (IPV) oder die Transekten-Methode dienen zur Abschätzung der von einer Schadstoffquelle mit dem Grundwasser abströmenden Frachten. Wegen der horizontal und vertikal variierenden Konzentrationen und Grundwasserfließgeschwindigkeiten werden mit den einzelnen Methoden unterschiedliche Ergebnisse erhalten. Prinzipiell ist mit dem Immissionspumpversuch die höchste Genauigkeit bei Frachtberechnungen möglich, da die gesamte Schadstofffahne erfasst wird. Beim Stromröhrenmodell und der Transekten-Methode hängt die erzielbare Genauigkeit von der Anzahl der Grundwassermessstellen ab. Weitere Unsicherheiten treten bei der Bestimmung bzw. Abschätzung der Durchlässigkeitsbeiwerte und des Grundwassergefälles auf.

Bei Frachtaberschätzungen z.B. nach Gleichung 24 ist vom Bearbeiter darzulegen, mit welcher Unsicherheit zu rechnen ist. Ist beispielsweise der Durchlässigkeitsbeiwert k_f im Bereich $2 \cdot 10^{-5}$ bis $6 \cdot 10^{-5}$ m/s abschätzbar (dies entspricht $4 \cdot 10^{-5} \pm 50\%$), kann bei der Frachtberechnung nach Gleichung 24 keine größere Genauigkeit als $\pm 50\%$ erzielt werden.

Bei Frachtberechnungen mittels des EXCEL-Arbeitsblattes in Anhang 5 ist die Variation derjenigen Eingabedaten sinnvoll, die mit Unsicherheiten behaftet sind. Für jede Variation wird eine Frachtberechnung durchgeführt, z. B. eine Berechnung mit $k_f = 2 \cdot 10^{-5}$ m/s und eine weitere Berechnung mit $k_f = 6 \cdot 10^{-5}$ m/s. Somit erhält der Bearbeiter mehrere Rechenergebnisse und kann als Ergebnis der Frachtaberschätzung eine Spanne angeben (minimal ... bis maximal ... g/d).

Detailliertere Frachtermittlungen im Grundwasserleiter unter Berücksichtigung der im Grundwasser ablaufenden Prozesse erfordern komplexere Modelle, diese wiederum eine hohe Anzahl unterschiedlicher Eingangsparameter. Viele Parameter werden oft nicht über Standorterkundungen erhalten, weil der Aufwand für ihre Erfassung unverhältnismäßig hoch wäre. Stattdessen wird auf Literaturdaten zurückgegriffen. Während dies für die Sorption von Schadstoffen noch hinreichend zulässig ist, kann die Verwendung von Abbauraten aus der Literatur zu deutlich fehlerhaften Ergebnissen führen, da diese Werte von Standort zu Standort um mehrere Zehnerpotenzen variieren können. Wegen räumlicher Heterogenitäten des Untergrundes und einer oft nur begrenzt verfügbarer Anzahl von Daten ist auch die Aussageschärfe eines komplexen Modells nur begrenzt. Eine Verbesserung der Aussageschärfe kann dadurch erzielt werden, dass der Standort einem regelmäßigen Monitoring unterzogen wird und die Monitoringdaten zu einer Nachkalibrierung des Modells verwendet werden.

**Unsicherheit
der Eingabedaten**

**Variation
der Eingabedaten**

**Genauigkeit
der Eingabedaten**

Anhänge

- Anhang 1** Beispiel zur Berechnung von Schadstoffmassen
- Anhang 2** Direct-Push-Verfahren
- Anhang 3** Berechnung der Sickerwasserrate nach dem TUB-BGR-Verfahren (EXCEL)
- Anhang 4** Ermittlung der Schadstoffkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung mittels Grundwasseruntersuchungen (EXCEL)
- Anhang 5** Beispiel zur Frachtermittlung nach dem Stromröhrenmodell (EXCEL)
- Anhang 6** Hinweise zu Pumpversuchen

Anhang 1: Beispiel zur Berechnung von Schadstoffmassen

Dieses Beispiel zur Berechnung von Schadstoffmassen stammt aus der LABO-Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ [LABO 2007]. Unter Berücksichtigung der Flächenrepräsentanz der Sondierungen, der Tiefenrepräsentanz, Mächtigkeiten, Lagerungsdichten/Trockenraumdichte und geogenen Gehalte der einzelnen untersuchten Horizonte können aus den Untersuchungsergebnissen die Schadstoffmassen des Bodenkörpers abgeschätzt werden. Die Berechnungen erfolgen auf der Grundlage der Gleichungen 4 bis 6 aus Kapitel 3.2.2.



Die Größe der zu untersuchenden Fläche beträgt 750 m². Die Fläche ist mit Blei (Pb) kontaminiert.

Vier Bodenprofile (P1 bis P4) liegen vor. Die Flächenrepräsentanz R der Bodenprofile ist kursiv angegeben [%].

Profilbilanzierung – Bodenprofil P1 mit vier Horizonten (H)

H	Tiefe [m]		Mächtigkeit [m]	LD [g/cm ³]	Pb-Gehalt [mg/kg]	Pb-Masse [g/m ²]
1	0	0,3	0,3	0,8	100	24
2	0,3	1,3	1	1,4	250	350
3	1,3	1,8	0,5	1,8	1000	900
4	1,8	2,2	0,4	1,5	20	12
Σ						1286

Nach Gleichung 4 ergibt sich für Profil 1 eine Pb-Masse $M_{Sch,P}$ von 1286 g/m² Pb.

Auf die Darstellung der Profilbilanzierung der Pb-Massen für die Profile 2-4 wird verzichtet.

Flächenbilanzierung – Bodenprofile P1 - P4

	Pb-Masse [g/m ²]	R [%]	Pb · R/100 [g/m ²]
Profil 1	1.286	25	322
Profil 2	600	50	300
Profil 3	1.800	12,5	225
Profil 4	2.500	12,5	313
Σ			1160

Nach Gleichung 5 ergibt sich für den untersuchten Bodenkörper eine durchschnittliche flächenrepräsentative Pb-Masse pro Einheitsgrundfläche $M_{Sch,Bk}$ von 1.160 g/m².

Nach Gleichung 6 ergibt sich für den untersuchten Bodenkörper eine flächenrepräsentative Pb-Masse von 870 000 g Pb oder 870 kg Pb.

Anhang 2: Direct-Push-Verfahren

Mit Hilfe von Direct-Push-Verfahren werden während der Sondierung vor Ort halbquantitativ Schadstoffgehalte gemessen, so dass in einer Erkundungskampagne Bereiche mit fehlenden Informationen erkannt und verdichtet sondiert werden können. Insgesamt kann mit dem Direct-Push-Verfahren die notwendige Anzahl von Sondierungen und/oder Erkundungskampagnen verringert werden. Darüber hinaus werden entlang der vertikalen Sondierstrecke kontinuierlich Messdaten erhalten, so dass daraus eine hohe Auflösung der vertikalen Schadstoffverteilung im Boden resultiert.

Beim Direct-Push-Verfahren wird eine Sondierspitze mit konstanter Geschwindigkeit in den Untergrund gedrückt. Die von der Sondierspitze gemessenen Daten werden elektronisch zu Datenaufnehmern im Sondiergerät übertragen. Neben Schadstoffgehalten können auch Bodenarten über an der Sondierspitze aufgezeichnete Mantelreibung und Spitzendruck erkannt werden (CPT-Sonde: **C**one **P**enetration **T**est). Mit Hilfe der MIP-Sonde (**M**embrane **I**nferface **P**robe) werden leichtflüchtige Verbindungen (z. B. LCKW, BTEX) detektiert. Die MIP-Sonde enthält eine semipermeable Membran, die für hydrophobe Schadstoffe, nicht aber für Luft durchlässig ist. Die Sonde wird erhitzt, so dass leichtflüchtige Schadstoffe im angrenzenden Boden verdampfen. Die Schadstoffe diffundieren durch die Membran und werden mit einem Stickstoff-Trägergasstrom kontinuierlich zur Oberfläche transportiert und dort über in Reihe geschaltete Detektoren (PID, FID und DELCD) analysiert. Damit lassen sich zumindest chlorierte und nichtchlorierte Schadstoffe unterscheiden.

Mineralöl- oder Teerölkontaminationen können mit Hilfe der ROST-Sonde (**R**apid **O**ptical **S**creening **T**ool) detektiert werden. Hierbei wird Laserlicht über ein Saphirfenster im Sondenmantel auf die Bodenmatrix geleitet. Die Elektronen aromatischer Kohlenwasserstoffverbindungen absorbieren die Energie des Lichtes und werden damit angeregt, d. h. auf ein höheres Energieniveau gebracht. Bei der Rückkehr auf das energieärmere Niveau werden Photonen einer charakteristischen Wellenlänge emittiert (laserinduzierte Fluoreszenz). Die Anregungswellenlänge liegt bei 290 nm, die Emissionsspektren werden bei 340, 390, 440 und 490 nm gemessen. Damit lassen sich Stoffgruppen wie Benzin, Diesel, Rohöl, Kerosin oder Teeröl unterscheiden. Weiterhin kann mit UV-laserinduzierter Fluoreszenz ein Direktnachweis von fluoreszierenden ringförmigen Kohlenwasserstoffen erfolgen.

Daneben stehen noch weitere Sonden zur Verfügung, die Rückschlüsse auf die Bodenart zulassen: Lithostatische Sonde zur Ermittlung des Reibungsverhältnisses, Hydrostatische Sonde zur Ermittlung des Porenwasserdrucks und Leitfähigkeitssonde. Daten werden sowohl aus der ungesättigten Bodenzone als auch aus dem Grundwasser erhalten. Mit Hilfe spezieller Sondierspitzen lassen sich auch Grundwasserproben und Bodenproben (Vollkerne) gewinnen.

Letztlich wird mit dem Direct-Push-Verfahren eine höhere Datendichte bezüglich der Schadstoffverteilung erhalten. Mittlere Schadstoffgehalte in einem Areal sowie das Gesamtinventar werden, wie auch bei der klassischen Erkundung, durch Mittelwertbildung abgeschätzt.

Detaillierte Informationen zu Direct-Push-Verfahren sind auf der Internetseite des Landesumweltamtes Brandenburg abrufbar [LUA-BB 2004].

Anhang 3: Berechnung der Sickerwasserrate nach dem TUB-BGR-Verfahren (EXCEL)

Die Anwendung des EXCEL-Arbeitsblattes ist in Kapitel 3.2.4 erläutert. Das EXCEL-Arbeitsblatt steht im Internet unter folgender Adresse zur Verfügung:

www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/fracht.htm

EXCEL-Arbeitsblatt zum Handbuch Altlasten, Band 3 Teil 6:
"Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser"

Anhang 3



Stand 2008

Berechnung der Sickerwasserrate (SWR) nach dem TUB-BGR-Verfahren *

Szenario: Grünland grundwasserfern **

Eingabedaten (gelb unterlegte Felder)

N _{Jahr}	800 mm	mittlere jährliche Niederschlagshöhe
N _{sommer}	400 mm	mittlere jährliche Sommer-Niederschlagshöhe
ET _p	600 mm	mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe
nFKWe	200 mm	nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum

Zwischenergebnis

WV	600 mm	pflanzenverfügbare Menge im Sommerhalbjahr errechnet aus: nFKWe + N _{sommer}
----	--------	--

Ergebnisse

Variante 1: WV größer 700 mm SWR 111 mm

Berechnungsformel:

$$SWR = N_{\text{Jahr}} - ET_p \cdot 1,20 \cdot [0,66 \log (ET_p^{-1}) + 2,79]$$

Variante 2: WV kleiner 700 mm SWR 179 mm

Berechnungsformel:

$$SWR = N_{\text{Jahr}} - ET_p \cdot [1,79 \log (nFK_{\text{We}} + N_{\text{Som}}) - 3,89] \cdot [0,66 \log (ET_p^{-1}) + 2,79]$$

- * Das TUB-BGR-Verfahren ist veröffentlicht in:
BLA-GEO (2004): Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO), UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und der Ad-hoc-AG Boden, Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose, Version 1.0 Mai 2004
- ** Das TUB-BGR-Verfahren gilt für landwirtschaftlich genutzte Flächen und nicht spezifisch für Altlasten.
Da Altlasten oftmals bewachsene Brachflächen sind, wurde das Szenario „Grünlandfläche grundwasserfern“ ausgewählt.

Anhang 4: Ermittlung der Schadstoffkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung mittels Grundwasseruntersuchungen (EXCEL)

Die Anwendung des EXCEL-Arbeitsblattes ist in Kapitel 3.3.1 erläutert. Das EXCEL-Arbeitsblatt steht im Internet unter folgender Adresse zur Verfügung:

www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/fracht.htm

EXCEL-Arbeitsblatt zum Handbuch Altlasten, Band 3 Teil 6:
"Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser"



Anhang 4

Stand 2008

Ermittlung der Schadstoffkonzentration und -fracht am Ort der Beurteilung mittels Grundwasseruntersuchungen

Eingabedaten (gelb unterlegte Felder)

			<u>Kontaminierte Fläche</u>	
2000 m ²	F		Ausdehnung der kont. Fläche [m ²]	
50 m ²	B		Breite der kontaminierten Fläche quer zur GW-Fließrichtung [m]	
			<u>Grundwasserneubildung</u>	
200 mm/a	GWN		Grundwasserneubildungsrate	
			<u>Grundwasserleiter</u>	
10 m	H		Grundwasser-Mächtigkeit	
1,0E-04 m/s	k_f		Durchlässigkeitsbeiwert	
0,002	I		Hydraulischer Gradient [-]	= 0,2 %
5 µg/l	c_{Zu}		Schadstoffkonzentration im Zustrom	
50 µg/l	c_{Ab}		Schadstoffkonzentration im Abstrom	

Zwischenergebnisse, aus den o.g. Daten automatisch berechnet

5,6E-06 g/s	E_{Ab}	Schadstofffracht Abstrom
5,0E-07 g/s	E_{Zu}	Schadstofffracht Zustrom
5,1E-06 g/s	E_{SiWa}	Schadstofffracht im Sickerwasser

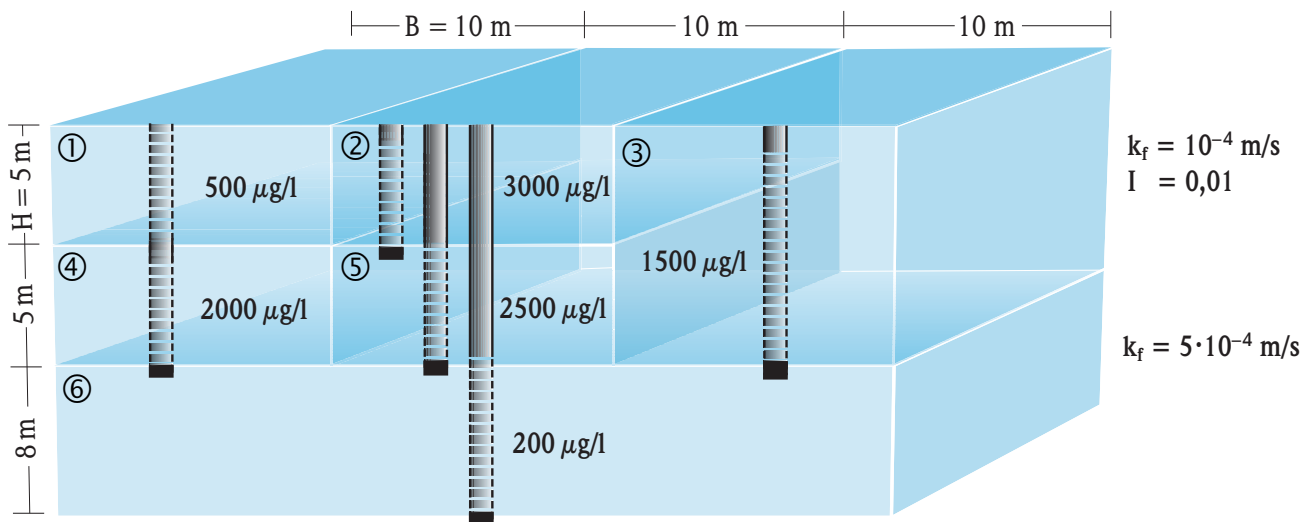
Berechnungsergebnisse

405 µg/l	c_{SiWa}	Schadstoffkonzentration im Sickerwasser
0,44 g/d	E_{SiWa}	Schadstofffracht im Sickerwasser

Anhang 5: Beispiel zur Frachtermittlung nach dem Stromröhrenmodell (EXCEL)

Für das nachfolgende Beispiel wurden die sechs Stromröhren aus Abbildung 13 in Kapitel 4.4 mit konkreten Zahlenwerten versehen. Die Stoffkonzentration im Zustrom beträgt bei allen Stromröhren $c_{zu} = 100 \mu\text{g/l}$ (= 0,1 mg/l), der hydraulische Gradient 0,01. Vereinfachend wird angenommen, dass der Sickerwasser-Volumenstrom vernachlässigbar gering ist, so dass die Grundwasser-Volumenströme im Zu- und Abstrom gleich sind.

Berechnet wird für jede einzelne Stromröhre die Fracht, die aus dem von der Stromröhre repräsentierten Bereich der Schadstoffquelle freigesetzt wird. Hierzu wird von der abströmenden Fracht die Fracht im Zustrom der Schadstoffquelle subtrahiert. Die so für jede Stromröhre errechneten Frachten werden anschließend addiert. Man erhält als Endergebnis die gesamte aus der Schadstoffquelle freigesetzte Fracht $E_{\text{Quelle, gesamt}}$. Im vorliegenden Beispiel errechnet sich $E_{\text{Quelle, gesamt}}$ mit 55 g/d.



Die Berechnung wurde mit Hilfe eines EXCEL-Arbeitsblattes durchgeführt. Die EXCEL-Datei ist im Internet abrufbar unter www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/fracht.htm, siehe nachfolgende Abbildung

EXCEL-Arbeitsblatt zum Handbuch Altlasten, Band 3 Teil 6:
"Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser"
Anhang 5



Stand 2008

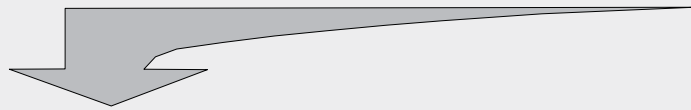
Berechnung der Schadstofffracht im Grundwasser (Stromröhrenmodell)*

Eingabedaten (gelb unterlegte Felder)

			①	②	③	④	⑤	⑥
Stromröhre Nr.								
Stromröhre Bezeichnung								
Konzentration im Zustrom	C_{zu}	µg/l	100	100	100	100	100	100
Konzentration im Abstrom	C_{ab}	µg/l	500	3000	1500	2000	2500	200
Breite der Stromröhre	B	m	10	10	10	10	10	10
Höhe der Stromröhre	H	m	5	5	10	5	5	8
Durchlässigkeitsbeiwert	k_f	m/s	1,0E-04	1,0E-04	1,0E-04	1,0E-04	1,0E-04	5,0E-04
hydraulischer Gradient	I	-	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

Zwischenergebnisse

Fracht im Zustrom je Stromröhre	E_{zu}	g/d	0,43	0,43	0,86	0,43	0,43	10,37
Fracht im Abstrom je Stromröhre	E_{ab}	g/d	2,16	12,96	12,96	8,64	10,80	20,74
Fracht der Quelle je Stromröhre	E_{Quelle}	g/d	1,73	12,53	12,10	8,21	10,37	10,37



Gesamt-Fracht der Quelle E_{Quelle} **g/d** **55,30**

Erläuterungen siehe
Tabellenblatt "Info"

* Die Berechnung von Schadstofffrachten erfolgt analog zum baden-württembergischen Stromröhrenmodell: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Leitfaden Nr. 19, Erkundungsstrategie Grundwasser, 1996

Ebenfalls angewendet wird das Stromröhrenmodell im Handbuch Altlasten Band 3 Teil 7, Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen.

Anhang 6: Pumpversuche bei der Erkundung, Sanierung und Überwachung von Grundwasserverunreinigungen

Im Rahmen der Erkundung, Sanierung und Überwachung von Grundwasserverunreinigungen werden Pumpversuche in Brunnen und Grundwassermessstellen als Standardverfahren zur Ermittlung geohydraulischer und/oder hydrochemischer Daten eingesetzt.

Pumpversuche führen jedoch nur dann zu belastbaren Ergebnissen, wenn eine für die jeweilige Fragestellung geeignete Pumpversuchsart zur Anwendung kommt und an die Planung, Durchführung, Dokumentation und Auswertung hohe Qualitätsanforderungen gestellt werden. Die Aussagekraft von Pumpversuchen ist zudem stark von den jeweiligen hydrogeologischen Standortgegebenheiten abhängig. Bei der Pumpversuchsplanung müssen daher die jeweiligen Möglichkeiten und Ziele des geohydraulischen Tests klar definiert werden.

In dem DVGW-Regelwerk W 111 („Planung, Durchführung und Auswertung von Pumpversuchen bei der Wassererschließung“, März 1997) werden verschiedene Pumpversuchsarten vorgestellt und Anleitungen zur Planung, Durchführung und Auswertung von Pumpversuchen gegeben. Der Anwendungsbereich des DVGW-Regelwerks W 111 liegt bei Brunnen zur Grundwasserförderung. Die Inhalte des Regelwerkes sind auch für Pumpversuche im Rahmen der Erkundung, Sanierung und Überwachung von Grundwasserverunreinigungen sinnvoll anwendbar und dokumentieren den Stand der Technik.

In dem DVGW-Regelwerk W 111 werden Brunnentests und Grundwasserleitertests unterschieden. **Brunnentests** dienen zur ersten Abschätzung geohydraulischer Parameter sowie der Grundwasserbeschaffenheit und bilden die Grundlage zur Planung weiterführender Untersuchungen. Daher ist in jedem neu errichteten Brunnen bzw. jeder Grundwassermessstelle nach Abschluss der Ausbauarbeiten ein Brunnentest durchzuführen, der möglichst mehrere aufeinander folgende Pumpphasen mit jeweils gesteigerter Förderrate beinhalten sollte.

Der Brunnentest kann auch zu dem Ergebnis führen, dass die Messstelle z. B. aufgrund unzureichender hydraulischer Anbindung an den Grundwasserleiter nicht für weiterführende geohydraulische Untersuchungen geeignet ist.

Ein häufiger Fehler bei der Pumpversuchsdurchführung ohne vorherigen Brunnentest ist der Beginn mit einer zu hohen Förderrate, die anschließend zwangsweise reduziert werden muss. Ein solcher Pumpversuch liefert keine brauchbaren Ergebnisse für die Phase der Überlagerung von Grundwasserabsenkung und -wiederanstieg nach Reduzierung der Förderrate.

Die verschiedenen Arten von **Grundwasserleitertests** unterscheiden sich insbesondere bezüglich Pumpversuchsdauer und Förderrate. Vereinfachend werden nachfolgend Kurz- und Langzeitpumpversuche unterschieden und deren jeweilige Einsatzmöglichkeiten aufgezeigt.

Bei der Pumpversuchsdurchführung sind sogenannte Einbohrloch- von Mehrbohrlochverfahren zu unterscheiden. Bei den **Einbohrlochverfahren** werden ausschließlich die Verläufe von Grundwasserabsenkung und -wiederanstieg im Brunnen selbst dokumentiert. Solche einfachen Verfahren können bereits zur groben Abschätzung der geohydraulischen Kennwerte des Grundwasserleiters genutzt werden. Sehr viel verlässlichere Auswertungsergebnisse liefern jedoch **Mehrbohrlochverfahren**, bei denen zusätzlich die pumpversuchsbedingten Absenkungen und Wiederanstiege des Grundwasserspiegels in einer oder mehreren benachbarten Grundwassermessstellen einbezogen werden.

Grundsätzlich sollten alle im potenziellen Absenkungsbereich einer Entnahmestelle befindlichen Brunnen und Grundwassermessstellen in das den Pumpversuch begleitende Monitoring einbezogen und zur regelmäßigen Dokumentation der Grundwasserspiegel genutzt werden. Durch den Einsatz von Drucksonden zur Messung und automatischen Aufzeichnung der Grundwasserspiegel in Brunnen und Grundwassermessstellen kann hierbei der messtechnische Aufwand deutlich reduziert werden.

Zur Auswertung von Pumpversuchen stehen zahlreiche Verfahren zur Verfügung, deren Anwendung unterschiedlich aufwändig ist. Das zu wählende Auswerteverfahren muss die speziellen hydrogeologischen Standortgegebenheiten möglichst gut berücksichtigen, z. B. gespannter/ungespannter Grundwasserleiter, Locker-/Festgestein, Doppelporositäten und brunnenspezifische Einflüsse.

Kurzpumpversuche

Es handelt sich um Pumpversuche, deren Laufzeit auf mehrere Stunden bis wenige Tage begrenzt ist. Die Förderrate sollte möglichst hoch angesetzt werden, um das Dominieren beeinflussender Effekte wie Brunnenspeicherung und Skin-Effekt auszuschließen. Dabei sollte unter Berücksichtigung der Erfahrungen aus dem vorangegangenen Brunnentest sichergestellt sein, dass die maximale Grundwasserabsenkung das Niveau des Pumpeneinlaufs nicht erreicht (Trockenlaufen der Pumpe).

Durch Kurzpumpversuche wird häufig kein quasistationärer Zustand der Absenkung des Grundwasserspiegels im Brunnen erreicht. Das bedeutet, der durch die Grundwasserentnahme verursachte Absenkungsbereich, der sich im Idealfall annähernd radialsymmetrisch um den Brunnen ausbreitet, hat seine maximale Größe noch nicht erreicht.

Anhand der Ergebnisse von Kurzpumpversuchen können im Regelfall geohydraulische Kennwerte des Grundwasserleiters (z. B. Transmissivität bzw. k_f -Wert und Speicherkoeffizient) für den Nahbereich des Brunnens näherungsweise bestimmt werden.

Zur Interpretation hydrochemischer Untersuchungsergebnisse sind Kurzpumpversuche meist weniger geeignet. Da sich der Absenkungsbereich während der instationären Phase der Grundwasserabsenkung ständig vergrößert, kann dies z. B. bei der quantitativen Untersuchung von Wasserschatstoffen zu schwer interpretierbaren Ergebnissen führen.

Langzeitpumpversuche

Im Gegensatz zur Zielsetzung von Kurzpumpversuchen soll bei Langzeitpumpversuchen im Regelfall in jeder Pumpphase die Einstellung eines quasistationären Zustands der Absenkung des Grundwasserspiegels im Brunnen erreicht werden. Bis solche Zustände eintreten, können Zeiträume von mehreren Tagen bis zu mehreren Wochen vergehen. Daher ist es sinnvoll, die Förderrate schrittweise zu steigern und den Pumpversuch nicht mit der maximal möglichen Förderrate zu beginnen. Für jede Pumpversuchsphase sollte vor Steigerung der Förderate bzw. vor dem Pumpversuchsende der quasistationäre Absenkungszustand über einen Zeitraum von ca. 24 Stunden gehalten werden. Bei Langzeitpumpversuchen aus Sanierungsbrunnen sollte eine Belüftung der Brunnenfilter möglichst vermieden werden.

Zusätzlich zur Ermittlung geohydraulischer Kennwerte des zu untersuchenden Grundwasserleiters können Langzeitpumpversuche zur Quantifizierung der Höhe des gewinnbaren Grundwasserdargebotes dienen. Über die Herkunft des während des Pumpversuches geförderten Grundwassers können sehr viel belastbarere Aussagen getroffen werden als bei Kurzpumpversuchen. Die Ergebnisse von Langzeitpumpversuchen können daher z. B. im Rahmen der Beweissicherung bei der Bewertung landschaftsökologischer Auswirkungen einer Grundwasserentnahme oder bei der Erkundung und Sanierung von Grundwasserverunreinigung sinnvoll genutzt werden.

Im Rahmen der Grundwassersanierung können hieraus maximale Förderraten für Sanierungsbrunnen abgeleitet und die **Reichweite der hydraulischen Sanierung** abgeschätzt werden. Die Reichweite der Sanierung ist hierbei in jedem Fall deutlich kleiner als die Reichweite der Grundwasserabsenkung (Abstand von der Entnahmestelle bis zur Grenze des Entnahmetrichters). Eine effektive Sanierung kann nur im inneren Bereich des Entnahmetrichters erfolgen.

In den Phasen der quasistationären Absenkung des Grundwasserspiegels im Brunnen nimmt der Absenkungsbereich im Idealfall eine gleichbleibende Fläche ein. Für diese Pumpversuchsphasen liefert die Beschaffenheit des geförderten Grundwassers verwertbare Hinweise zur Grundwasserbeschaffenheit im zuzuordnenden Absenkungsbereich. Die Interpretation hydrochemischer Untersuchungen des beprobten Grundwassers ist dadurch besser möglich als bei Kurzpumpversuchen.

Dabei ist jedoch zu beachten, dass das Grundwasser nicht zu gleichen Anteilen aus den verschiedenen Zonen des Absenkungsbereiches zuströmt. Mit der Entfernung zur Entnahmestelle nimmt innerhalb des Absenkungsbereiches auch der Zustromanteil ab. Erschwerend kommt hinzu, dass zwischen der Entfernung zur Entnahmestelle und der Höhe des Zustromanteils kein linearer Zusammenhang besteht. Die durch eine Grundwasserbe-
probung während einer stationären Pumpversuchsphase bestimmte mittlere Grundwasserbeschaffenheit ist somit nicht zur Charakterisierung des Grundwassers im gesamten Absenkungsbereich geeignet, sondern beschreibt insbesondere den Nahbereich um die Entnahmestelle. Hier kann die Berechnung der Fläche sinnvoll sein, aus der z. B. 90 % des geförderten Grundwassers zuströmen.

Literatur

- AG Boden (2000): AD-HOC-AG Boden der Staatlichen Geologischen Dienste (SGD) und BGR, Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden, Geol. Jb. Reihe G, Heft SG 1, 2. Aufl. Hannover, 2000.
- AG Boden (2005): AD-HOC-AG Boden der Staatlichen Geologischen Dienste (SGD) und BGR, Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. verbesserte und erweiterte Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- API (2003): American Petroleum Institute, Groundwater Remediation Strategies Tool, www.api.org/ehs/groundwater/upload/4730_Final.pdf
- altlastenforum Baden-Württemberg e.V. (2003): BEER, H.-P., HOLDER, T., KIEFER, R. & PTAK, T. (Hrsg.), Grundwasserabstromerkundung durch Immissionsmessung – Stand der Technik, Planung, Implementierung, Heft 8, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BAYER-RAICH, M. (2004): Integral pumping tests for the characterization of groundwater contamination, Geowissenschaftliche Fakultät der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Dissertation.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl. I, S. 1554.
- BERGER, W., SCHEUERING, I. & STENGER, K. (2004): Ist der Säulenversuch eine vollzugstaugliche Labormethode für die Ermittlung der Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Probenahme? Vortrag auf den Marktredwitzer Bodenschutztagen 13.–15. Oktober 2003.
- BERGER, W., SCHEUERING, I. & PEIFFER, S. (2006): Emissionsabschätzung aus kontaminierten Materialien – was können Labormethoden hierzu leisten? altlastenspektrum 3/2006.
- BLA-GEO (2004): Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO), UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und der Ad-hoc-AG Boden, Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose, Version 1.0 Mai 2004.
- BLUME, H. P. (2004): Handbuch des Bodenschutzes, 3. Auflage 2004, ecomed-Verlag.
- BÖRKE, P. (2007): Untersuchungen zur Quantifizierung der Grundwasserimmission von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen mithilfe von passiven Probennahmesystemen, in: Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft, Altlasten, 51.
- BW (1998): Sozial- und Umweltministerium Baden-Württemberg, Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen einschließlich Erläuterungen (BW-VwV), Erlass vom 16. September 1993, Fassung vom 01. März 1998 (BW-VwV) www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html
- BWK (2000): Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK), Instrumente zur Sickerwasserprognose, Materialien 1/2000.
- DGFZ (2004): Dresdener Grundwasserforschungszentrum e.V. (Hrsg.), Handlungsempfehlung für Sickerwasseruntersuchungen im Altlastenbereich mit Saugkerzen für organische Schadstoffe am Beispiel polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK), <http://www.hlug.de/medien/altlasten/untersaltlast.htm>
- DIN 19687 (1998): Bodenbeschaffenheit – Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4), Beuth Verlag, Berlin.
- DIN E 19528 (2007): Elution von Feststoffen – Perkulationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung von organischen und anorganischen Stoffen, Entwurf.
- DIN E 19529 (2007): Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2 l/kg, Entwurf.
- DIN EN 12457-1 (2003): Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung), Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN 12457-4 (2003): Charakterisierung von Abfällen – Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg, Beuth Verlag, Berlin.
- GAB (2004): Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern und dem Ingenieurtechnischer Verband Altla-

- sten e.V., Entwicklung von Methoden und Bewertungsmaßstäben zur Sickerwasserprognose, Tagungsband Altlastensymposium 2004, Veranstaltung vom 25. und 26. März 2004, S. 167–182.
- GRATHWOHL, P. (2000): Gefahrenbeurteilung „Grundwasser“ bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten, Methoden zur Sickerwasserprognose, Boden- und Altlastensymposium, Berlin-Schöneberg, 23.05.2000, 1–41.
- HAD (2003): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hydrologischer Atlas von Deutschland, 3. Lieferung 2003.
- HERGESELL, M. & BERTHOLD G. (2005): Entwicklung eines Regressionsmodells zur Ermittlung flächendifferenzierter Abflusskomponenten in Hessen durch die Regionalisierung des Baseflow-Index (BFI), Jahresbericht 2004 des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, 2005.
- HLUG (2002): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 3 „Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden → Grundwasser (Sickerwasserprognose)“, 2. überarbeitete Auflage, Wiesbaden.
- HLUG (2002a): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Handbuch Altlasten, Band 3, Teil 2 „Untersuchung von altlastverdächtigen Flächen und Schadensfällen“, Wiesbaden.
- HLUG (2005): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Handbuch Altlasten, Band 8, Teil 1: Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA), 2. Auflage, Wiesbaden.
- HLUG (2005a): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Internetseite Stand 31.08.2006 „Das 2:1-Elutionsverfahren ist eine Alternative zum Bodensättigungsextrakt bei der Sickerwasserprognose“ <http://www.hlug.de/medien/altlasten/dokumente/2zu1.pdf>
- HLUG (2008): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Handbuch Altlasten, Band 3 Teil 7: Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen, Wiesbaden.
www.hlug.de
- HLUG (2009): Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Karten zur Grundwasserneubildung, Wiesbaden, voraussichtlich ab 2009 abrufbar unter www.hlug.de/medien/wasser/grundwasser/gw_index.htm
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie, 5. Auflage, Enke
- KALBE, U. & BERGER W. (2004): Saugkerzen zur Untersuchung der Bodenwasserbeschaffenheit, TerraTech 11–12/2004, S. TT 8–12.
- KORA (2008): BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden“, Handlungsempfehlungen www.natural-attenuation.de
- KOWALEWSKI, P., NOBIS-WICHERDING, N.; SIEGERT & G.; KAMBACH, S. (1984): Entwicklung von Methoden zur Aufrechterhaltung der natürlichen Versickerung von Wasser, Forschungsbericht T 84–274 des Bundesministeriums für Forschung und Technologie, Berliner Wasserwerke.
- LABO (2003): Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose: Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen www.labo-deutschland.de/pdf/SiWaPrognose-120903.pdf
- LABO (2003a): Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Ständiger Ausschuss ‚Informationsgrundlagen‘, ‚Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug, Abschlussbericht Teil 3: Empfehlungen für die Anwendung statistischer und geostatistischer Methoden zur flächenbezogenen Auswertung von Daten über Stoffgehalte in Böden“, 2003 www.labo-deutschland.de/pdf/LABO_Abschluss_Teil3_Dobler.pdf
- LABO (2007): Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose: Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen, www.labo-deutschland.de
- LAGA (2002): Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen Untersuchungen von Abfällen, verunreinigten Böden und Materialien aus dem Altlastenbereich, Herstellung und Untersuchung von wässrigen Eluat (EW 98), Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Erich Schmidt Verlag.
- LAWA/LABO (2006): Unterausschuss „Gefahrenabwehr bei Grundwasserverunreinigungen und Grundwassergefährdungen“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen, Stand Mai 2006 www.lawa.de/pub/kostenlos/gw/Grundsätze_Nachsorge_.pdf
- LAWA/LABO/LAGA (1998): Gemeinsame Arbeitsgruppe der LAWA/LABO/LAGA : Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für das Grundwasser, 17.6.1998.

- LfU (1996): Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Leitfaden Nr. 19, Erkundungsstrategie Grundwasser.
- LfUG (2004): Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Einführung in die Muster-Leistungsbeschreibungen, Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung.
www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/sickerwasserprognose01.pdf
- LUA-BB (2004): Landesumweltamt Brandenburg, Fachinformation des Landesumweltamtes Nr. 4, Praxiserprobte und innovative Direkt/in situ-Probennahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung, Potsdam
www.mlur.brandenburg.de/cms/media.php/2334/labo_nr4.pdf
- LUA-NRW (2000): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Nr. 20, Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß BBodSchV, Essen.
- LUA-NRW (2007): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Ableitung von Materialwerten und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe.
www.umweltbundesamt.de
- PEKDEGER, A., SKALA, W., TIETZE, J. & HEIM, P. (1998): Geostatistische Methoden, in: Schreiner, M.; Kreysing, K. (Hrsg.), Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 4 Geotechnik, Hydrogeologie, Springer Verlag, Berlin, 531–566.
- PTAK, T., SCHWARZ, R., HOLDER, T. & TEUTSCH, G. (2000): Ein integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil II: Numerische Lösung und Anwendung in Eppelheim, Grundwasser 5(4), 176–183.
- PTAK, T., BAYER-RAICH, M. & BAUER, S. (2004): Tiefenorientierte integrale Erkundung der Schadstoffbelastung in großräumig kontaminierten Aquiferen, Grundwasser 4/04, 235–247.
- PULS, R. W. & BARCELONA, M. J. (1996): Low-flow (minimal drawdown) groundwater sampling procedures. EPA Groundwater Issue, EPA/540/S-95/504.
- RÜGNER, H., HOLDER, R., RONECKER, U., SCHIFFLER, G., GRATHWOHL, P. & TEUTSCH, G. (2004): Natural Attenuation-Untersuchungen „Teerölproduktfabrik / ehemaliges Gaswerk Kehl“. Grundwasser 1/04, 43–53.
- SCHAFMEISTER, M.-T. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis, Berlin, Heidelberg.
- TEUTSCH, G., PTAK, T., SCHWARZ, R. & HOLDER, T. (2000): Ein integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission, Teil I: Beschreibung der Grundlagen, Grundwasser 5(4), 170–175.
- WEBER (2002): Bilanzierung und Modellierung des BTEX-Austrags aus dem Grundwasser eines Gaswerksgeländes, Dissertation an der Universität Karlsruhe, Fakultät für Bio- und Geowissenschaften.
- WESSOLEK, G., DUJINISVELD, W.H.M. & TRINKS, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden – das TUB-BGR-Verfahren, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, ATV-DVWK, Heft 05.04, Bd. 1, Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten, 135–145.
- ZEISBERGER, V. & SWABODA, D. (2005): Sind Saugkerzen bei den altlastrelevanten Schadstoffen PAK und MKW einsetzbar?, wlb Wasser-Luft-Boden, Supplement TerraTech 3–4/2005.