

# 05.20

Lizenziert für Herrn Christian Gillbricht.  
Die Inhalte sind urheberrechtlich geschützt.

29. Jahrgang  
Oktober 2020  
Seiten 169–220

# altlasten spektrum

Herausgegeben vom  
Ingenieurtechnischen Verband für Altlastenmanagement  
und Flächenrecycling e.V. (ITVA)

[www.ALTLASTENDigital.de](http://www.ALTLASTENDigital.de)



Organ des ITVA

## Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

Ch. A. Gillbricht, K.-J. Radmann

## Einfluss von Pflanzenkohle auf die Cadmiumverfügbarkeit in Kleingartenböden

N. Herwig, R. Wagner, N. Ensslen,  
D. Felgentreu, R. Schatten, K. Terytze

## Bestimmungsverfahren zur summarischen Erfassung von Organofluorverbindungen

S. Engelmeier

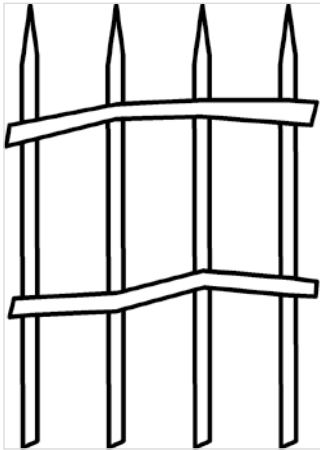
## Stationäre Bodenbehandlungsanlagen in Deutschland – Bedarfsbelegung versus Anlagensterben?

J. Frauenstein, S. Mahrle



**ESV** ERICH  
SCHMIDT  
VERLAG

20565



# Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

## Beobachtungen am Gartenzaun

Christian A. Gillbricht, Kai-Justin Radmann

### Zusammenfassung

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) sieht in der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen neben Konzentrationen auch Frachten als Entscheidungskriterium vor. Die Schätzung von Frachten im Sickerwasser am Ort der Beurteilung (Grundwasseroberfläche) wird als schwierig erachtet. Daher erfolgt die Bewertung im Regelfall nur für das Grundwasser. Hierbei wird die Fracht meistens im Abstrom einer kontaminierten Fläche auf der Grundlage von punktuellen Messungen in permanenten oder temporären Grundwassermessstellen abgeschätzt. Diese Schätzungen beruhen regelmäßig auf nur ungenau bekannten oder angenommenen chemischen und physikalischen Parametern. Die Ergebnisse derartiger Schätzungen sind daher zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet.

### 1. Einführung

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) [1] legt fest, dass im Rahmen einer behördlichen Verhältnismäßigkeitsprüfung „bei der Bewertung im Hinblick auf Schadstoffeinträge in das Grundwasser“ berücksichtigt werden kann, wenn „Schadstoffausträge auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erwarten lassen“. Während die BBodSchV für das Sickerwasser am Übergang zum Grundwasser („Ort der Beurteilung“) für einige Stoffe und Stoffgruppen Prüfwerte für Konzentrationen als Vergleichsmaßstab angibt, liegen entsprechende Angaben für die Bewertung von Frachten als „gering“ nicht vor. Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) haben einen Vorschlag für die Berechnung einer geringen Fracht im Sickerwasser gemacht [2]:

$$Fr_{\text{gering}} = F_{\text{Bezug}} * GWN_{\text{Bezug}} * GFS \quad (1)$$

mit

$$Fr_{\text{gering}} = \text{Geringe Fracht [mg/a]}$$

$F_{\text{Bezug}}$  = Einzelfallunabhängige Grundwasserneubildungsfläche [m<sup>2</sup>]

$GWN_{\text{Bezug}}$  = Einzelfallunabhängige Grundwasserneubildung [m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*a)]

GFS = Geringfügigkeitsschwelle [µg/l] = [mg/m<sup>3</sup>]

[2] benennt eine Bezugsfläche von 1.000.000 m<sup>2</sup> sowie eine Grundwasserneubildung von 0,172 m/a ausdrücklich als „beispielhaft“. Es werden dort landesspezifische Anpassungen gefordert. Obwohl der Berechnungsalgorithmus und seine Parametrisierung nicht schlüssig begründet sind, wurde das Verfahren in der Praxis unter Verwendung der „beispielhaften“ Parametrisierung angenommen, da es im Ergebnis plausible Werte erbringt und bundesweit einheitlich angewendet werden kann. Die Anwendung erfolgt regelmäßig nicht für das Sicker- sondern für das Grundwasser auf der Grundlage der Geringfügigkeitsschwellenwerte [3] [4]. In dieser Form hat die „geringe Fracht“ Eingang in die behördliche Bewertungspraxis gefunden (z. B. [5]). Einzelne Bundesländer sind zu einer länderspezifischen Parametrisierung der Grundwasserneubildung übergegangen (z. B. Schleswig-Holstein [6]). Es werden auch differenziertere Bewertungsverfahren vorgeschlagen [7]. Da [2] keinen rechtlichen Status hat, verwendet Baden-Württemberg weiterhin die abweichenden (höheren) Werte [8], dort als „Orientierungswerte maximal zulässige Emissionswerte“ benannt [9]. Die jeweiligen Verwaltungen handhaben die Bewertung von Frachten im Sicker- und Grundwasser damit unterschiedlich. Ein Vergleich der verschiedenen Bewertungsmaßstäbe ist nicht Gegenstand dieses Beitrags.

### 2. Integrale Messungen (Wasserwerksmethode, Immissionspumpversuche)

Die Schadstofffracht, die aus einer Schadstoffquelle in das Grundwasser gelangt, lässt sich integral bestimmen, wenn der gesamte Abstrom durch ständig betriebene Förderbrunnen gefasst und chemisch untersucht wird (Abbildung 1). Soweit für die betrachteten Schadstoffe weder ein geogener Hintergrund noch ein Eintrag aus anderen Flächen vorhanden ist und kein Ab-

# Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

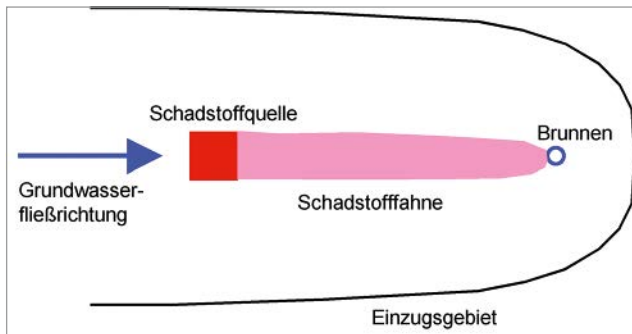


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Wasserwerksmethode

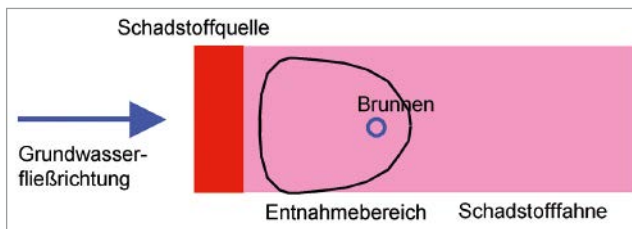


Abbildung 2: Schematische Darstellung eines Immissionspumpversuchs

bau zwischen Eintragsort und Brunnen anzunehmen ist, lässt sich die Fracht unmittelbar bestimmen:

$$Fr = Q \cdot c \quad (2)$$

mit

Fr: Fracht [mg/a]

Q: (mittlere) Förderrate [m<sup>3</sup>/a]

c: (mittlere) Konzentration [µg/l] = [mg/m<sup>3</sup>]

Für dieses Verfahren geeignete Förderbrunnen stehen im Regelfall nicht zur Verfügung. Es können aber Immissionspumpversuche mit Brunnen oder Grundwassermessstellen durchgeführt werden, die bei ausreichender Dauer (Gesamtfördermenge) den gesamten Abstrom einer Fläche oder zumindest wesentliche Teile davon erfassen [10] (Abbildung 2). Aus derartigen Versuchen lässt sich ebenfalls die Fracht errechnen. In der Praxis werden Immissionspumpversuche unter technischen, organisatorischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten nur unter geeigneten Rahmenbedingungen durchgeführt. Insbesondere die Entsorgung der großen Wassermengen stellt in vielen Fällen ein Problem dar.

### 3. Schätzungen aus punktuellen Stützstellen, die Gartenzaun-Methode

Statt einer integralen Berechnung über länger fördernde Brunnen oder Messstellen ist eine Schätzung auf der Grundlage von punktuellen Stützstellen möglich. Hierfür kommen Probenahmen aus Grundwassermessstellen oder Messungen bzw. Probenahmen in Direct-Push-Sondierungen in Frage. Dieses Verfahren wird als Transekten-Methode bezeichnet [11].

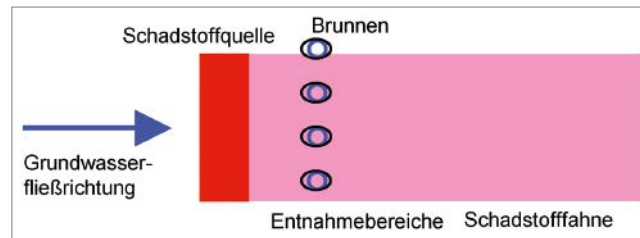


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Gartenzaun-Methode

Die Transekten sind senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung angeordnete Messstellenreihen und sollen den Abstrom der verunreinigten Flächen vollständig erfassen (Abbildung 3). Da bei der Probenahme aus Messstellen nur kleine und aus Sondierungen sehr kleine Volumina entnommen werden, repräsentieren die Proben aber nur einen entsprechend kleinen Teil des Grundwasserstroms. Daher heißt das Verfahren in der angelsächsischen Literatur anschaulich „fence method“ (= Gartenzaun-Methode). Gemeint ist ein Latenzaun, der aus schmalen Holzplatten mit breiten Zwischenräumen besteht [12]. Die Latten stellen in diesem Bild die untersuchten Stützstellen dar, die großen Zwischenräume die nicht untersuchten Teile des Profils. Die Behauptung in [11], dieses Verfahren liefere „näherungsweise die gleiche Aussage“ wie ein Immissionspumpversuch, muss kritisch betrachtet werden, da eben nur ein kleiner oder sehr kleiner Teil des Grundwasserstroms tatsächlich untersucht wird. Der Immissionspumpversuch erfasst dagegen im besten Fall den gesamten Abstrom.

Die Berechnung der Fracht erfolgt bei der Gartenzaun-Methode nach folgender Gleichung:

$$Fr = k_f \cdot i \cdot B \cdot M \cdot c \quad (3)$$

mit

Fr: Fracht [mg/s]

k<sub>f</sub>: Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]

i: hydraulischer Gradient [m/m]

B: Breite des Abstroms bzw. einer Stromröhre [m]

M: Mächtigkeit des Abstroms bzw. einer Stromröhre [m]

c: Konzentration [µg/l] = [mg/m<sup>3</sup>]

Im Regelfall wird der Abstrom in jeder Transekte in Stromröhren untergliedert. Die Summe der Frachten aller Stromröhren ergibt die bewertungsrelevante Gesamtfracht. Die Festlegung der Stromröhren kann nach einem hydraulischen Modell, z. B. auf der Grundlage eines Grundwassergleichenplans, erfolgen. Es ist jedoch in der Praxis üblich, die Stromröhren durch die nächst gelegenen Stützstellen zu definieren. Die Breite der Stromröhre ist dann der Abstand der Stützstellen. Die übrigen Parameter (Durchlässigkeitsbeiwert, hydraulischer Gradient, Mächtigkeit und Konzentration) werden dann meist in Ermangelung anderer Kriterien aus den entsprechenden Werten an den Stützstellen linear interpoliert. Alternativ kann man

die spezifische Fracht an den Stützstellen für 1 m Abstrombreite berechnen:

$$Fr/B = k_f \cdot i \cdot M \cdot c \quad (3a)$$

mit

Fr/B: spezifische Fracht [mg/s/m]

B = 1 m

Die lineare Interpolation wird auf diese spezifischen Frachten angewendet.

Unabhängig von der Wahl der Vorgehensweise ist darauf hinzuweisen, dass die einzelnen Parameter nicht räumlich linear variieren, sondern anderen Gesetzmäßigkeiten folgen, unter Umständen sogar näherungsweise sprunghafte Änderungen zeigen. In einem nicht homogenen Grundwasserleiter können sich Durchlässigkeitsbeiwerte, z.B. an Rinnenrändern, um Zehnerpotenzen unterscheiden. Die Stoffe werden dann oft auch bevorzugt in den höher durchlässigen Materialien transportiert. Gleichzeitig können sich in höher

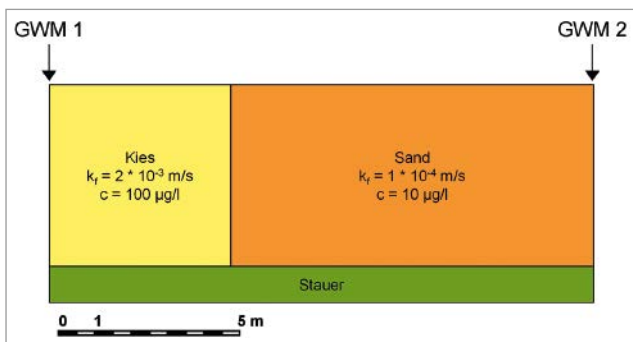


Abbildung 4: Schematisches Beispiel zur Heterogenität von Grundwasserleitern und Auswirkungen auf die Frachtschätzung nach der Gartenzaun-Methode

durchlässigen Materialien niedrigere Gradienten einstellen, die im Regelfall in den üblichen Messnetzen mit der Messgenauigkeit der Wasserstandsmessung nicht erkannt werden. Der Einfluss derartiger Effekte soll an einem schematischen Beispiel gezeigt werden (Abbildung 4):

In einer Messstellenreihe wird eine geologische Strukturgrenze (Rinnenrand) geschnitten. Der mittlere hydraulische Gradient betrage 0,001. Die tatsächliche Fracht ergibt sich zu

$$\begin{aligned} Fr &= Fr_{\text{Kies}} + Fr_{\text{Sand}} = (2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s} \cdot 0,001 \cdot 5 \text{ m} \cdot 5 \text{ m} \\ &\quad \cdot 100 \text{ mg/m}^3) + (1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,001 \cdot 10 \text{ m} \cdot \\ &\quad 5 \text{ m} \cdot 10 \text{ mg/m}^3) = 0,005 \text{ mg/s} + 0,00005 \text{ mg/s} \\ &= 0,00505 \text{ mg/s} \end{aligned}$$

Führt man dagegen eine lineare Interpolation zwischen den Stützstellen GWM 1 und GWM 2 durch, ergibt sich:

$$\begin{aligned} Fr &= 1,05 \cdot 10^{-3} \text{ m/s} \cdot 0,001 \cdot 15 \text{ m} \cdot 5 \text{ m} \cdot 55 \text{ mg/m}^3 \\ &= 0,0043 \text{ mg/s} \end{aligned}$$

Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass die Eingangsdaten für die Durchlässigkeitsbeiwerte und Konzentrationen erhebliche zusätzliche Unsicherheiten enthalten, die in den folgenden Abschnitten diskutiert werden. Die punktuellen Informationen an den Stützstellen sind daher immer nur eingeschränkt repräsentativ für das Gesamtsystem.

## 4. Vollkommen verfilterte Grundwassermessstellen als Stützstellen

Für die Abschätzung der Fracht nach der Gartenzaun-Methode sind vollkommen verfilterte Messstellen besonders geeignet (z.B. [11]). Bei einer Probenahme wird idealerweise eine durchflussgemittelte Mischprobe gewonnen. Eine solche Probenahme setzt voraus:

- kein Einfluss von vertikalen Ausgleichsströmungen in der Messstelle
- ausreichende Homogenität der Schadstoffverteilung im nahen Umfeld der Messstelle
- keine Fokussierung der Anströmung durch die Pumpe.

Vertikale Ausgleichsströmungen können bei der Probenahme durch ausreichende Förderrate unterdrückt werden. Langfristig wirkende Stoffumverteilungen über eine Messstelle mit langer Filterstrecke sind jedoch nicht auszugleichen und auch nicht zu erkennen. Pumpen sollten nach Möglichkeit nicht in der Filterstrecke eingehängt werden. Wenn dies nicht zu vermeiden ist, muss die Pumpe so schlank sein, dass sie keine erheblichen Strömungswiderstände im Messstellenrohr erzeugt.

Die spezifische Fracht an einer Messstelle berechnet sich zu:

$$Fr/B = k_f \cdot i \cdot M \cdot c = i \cdot T \cdot c \quad (3b)$$

mit

T: hydraulische Transmissivität [m<sup>2</sup>/s]

Die hydraulische Transmissivität kann durch Pumpversuche bestimmt werden (z.B. [13] [14]). In manchen Fällen sind Pumpversuche aufgrund von technischen, organisatorischen oder wirtschaftlichen Rahmenbedingungen nicht machbar, oder es soll eine Abschätzung nach einer vorhandenen Aktenlage erfolgen. In diesen Fällen kann die Transmissivität aus den Angaben der Probenahmeprotokolle (Förderrate, Ruhe- und Betriebswasserspiegel, Absenkung im Betrieb) geschätzt werden. Eine Zusammenstellung von Schätzverfahren findet sich in [15]. Die meisten der dort dargestellten Verfahren erfordern im Vorwege eine Schätzung weiterer hydraulischer Parameter, insbesondere des Speicherkoeffizienten. In Anbetracht des unsicheren Charakters derartiger Schätzungen wird in

## Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

der Praxis meist auf das sehr einfache (und ungenaue) Verfahren nach [16] zurückgegriffen (*Abbildung 5a*):

$$T = 1,22 * \frac{Q}{s} \quad (4)$$

mit

s: Absenkung im Brunnenbetrieb [m]

Ein Beispiel für diese Methode wird weiter unten im Vergleich zu Direct-Push-Sondierungen gezeigt.

Liegen keine entsprechenden Unterlagen vor oder sind die Ergebnisse nicht plausibel (übermäßige Absenkungen durch Brunneneintrittsverluste, Skin-Effekt), ist als letzte Möglichkeit auch eine grobe Schätzung aus der Bodenansprache oder aus Korngrößenanalysen möglich. Entsprechende Hinweise enthält jedes Lehrbuch der Hydrogeologie (z.B. [13]). Es ist dabei zu berücksichtigen, dass die Entnahme der Bodenproben bei Aufschlussbohrungen meistens als gestörte Proben erfolgt. Dabei kommt es zu Vermischungen unterschiedlicher Schichten und Entmischungen ungleichkörniger Bodenarten. Fast immer ist von Verlusten an Feinkorn auszugehen. Zur Lagerungsdichte liegen im Regelfall keine Angaben vor. Diese Art Schätzungen haben daher nur begrenzten Wert.

### 5. Unvollkommen verfilterte Grundwassermessstellen als Stützstellen

Gegenüber vollkommen verfilterten Messstellen lassen sich aus unvollkommen verfilterten Messstellen Frachten nur mit Einschränkungen bestimmen [11]. Im Rahmen der Grundwassererkundung werden aber häufig unvollkommene Messstellen errichtet. Gegenüber vollkommen verfilterten Messstellen haben sie zahlreiche Vorteile, insbesondere:

- Bestimmung der tatsächlichen Stoffkonzentrationen ohne Vermischung / Verdünnung
- vertikale Abgrenzung von Verunreinigungen
- differenzierte hydrochemische Untersuchungen zum Verständnis des Systemverhaltens
- Vermeidung von chemischen Reaktionen durch Vermischung chemisch unterschiedlich zusammengesetzter Wässer, insbesondere bei Redox-Zonierung im Grundwasserleiter
- Vermeidung der Verlagerung von Schadstoffen in bislang nicht belastete Tiefenbereiche.

Für eine Frachtschätzung ist jedoch die Abschätzung der Parameter Konzentration und Transmissivität bzw. Durchlässigkeitsbeiwert bei unvollkommen verfilterten Messstellen schwierig.

Bezüglich der Konzentration ist der günstigste Fall gegeben, wenn aufgrund einer vorhergehenden Erkundung und vertikalen Abgrenzung der Verunreinigung die Filterstrecke den gesamten kontaminierten Tiefenbereich umfasst. In diesem Fall erbringt die Messstelle eine durchflussgemittelte Konzentration für den belasteten Tiefenbereich. Ebenfalls günstig, aber nur selten anzutreffen, ist der Fall, dass der Grundwasserlei-

ter in seiner gesamten Mächtigkeit einheitlich belastet ist und die Messstelle daher unabhängig von ihrer Filterstellung den gesamten Grundwasserleiter repräsentiert. Im Allgemeinen ist man gezwungen, für die Tiefenbereiche außerhalb der Filterstrecke nach Erkundungsergebnissen, Plausibilitätsüberlegungen oder den Ergebnissen von Modellrechnungen Konzentrationswerte anzunehmen.

Ähnlich schwierig gestaltet sich die Abschätzung der Durchlässigkeitsbeiwerte. Pumpversuche ergeben bei instationärer Auswertung der späten Pumpphase die Transmissivität des gesamten Grundwasserleiters. Bei homogener Schadstoffverteilung über die Tiefe des Grundwasserleiters kann die Fracht mit der gemessenen Konzentration nach Gleichung (3b) berechnet werden. Ist der Grundwasserleiter homogen und nur der Tiefenbereich des Messstellenfilters belastet ist eine Berechnung für diesen Tiefenbereich möglich:

$$Fr/B = i * L * T/M * c \quad (3c)$$

mit

L: Länge der Filterstrecke [m]

Im Fall eines homogenen Grundwasserleiters kann die Transmissivität auch aus den Angaben der Probenahmeprotokolle nach Gleichung (4) geschätzt werden. Dabei muss die Absenkung s mit einem Korrekturfaktor abgemindert werden (z.B. [17]–[19]). Im Allgemeinen sind Grundwasserleiter aber weder hinsichtlich der Durchlässigkeitsverhältnisse noch bezüglich der Schadstoffverteilung homogen. Unter diesen Bedingungen ist der vergleichsweise einfachste Fall, der in der Praxis regelmäßig auftritt, gegeben, wenn die unvollkommene Messstelle den Tiefenbereich der höchstdurchlässigen Schichten vollständig erfasst und diese zugleich am höchsten kontaminiert sind (*Abbildung 5b*). In diesem Fall kann Gleichung (3b) angewendet werden. Dabei werden als Konzentration der Analysenwert aus der Messstelle und die Transmissivität nach Gleichung (4) ohne Korrektur verwendet. Bei dieser Vorgehensweise kommt es zu einer tendenziellen Überschätzung der Fracht. Diese wird je nach den örtlichen Verhältnissen teilweise durch die Vernachlässigung des Stofftransports in den von der Messstelle nicht erfassten Schichten ausgeglichen. Für alle anderen Fälle, insbesondere bei Filterstellungen in relativ gering durchlässigen Schichten (*Abbildung 5c*), ist eine Frachtschätzung nur nach dem nachfolgend beschriebenen Verfahren für Direct-Push-Sondierungen durchzuführen.

### 6. Temporär verfilterte Rammfilterbrunnen als Stützstellen, Direct-Push-Sondierungen

Grundsätzlich können mit Direct-Push-Verfahren vertikal hoch aufgelöste Profile von Schadstoffkonzentrationen und Durchlässigkeiten aufgenommen werden. Das bekannteste Verfahren zur Konzentrationsbestimmung ist die MIP-Sonde (Membrane Interface Probe),

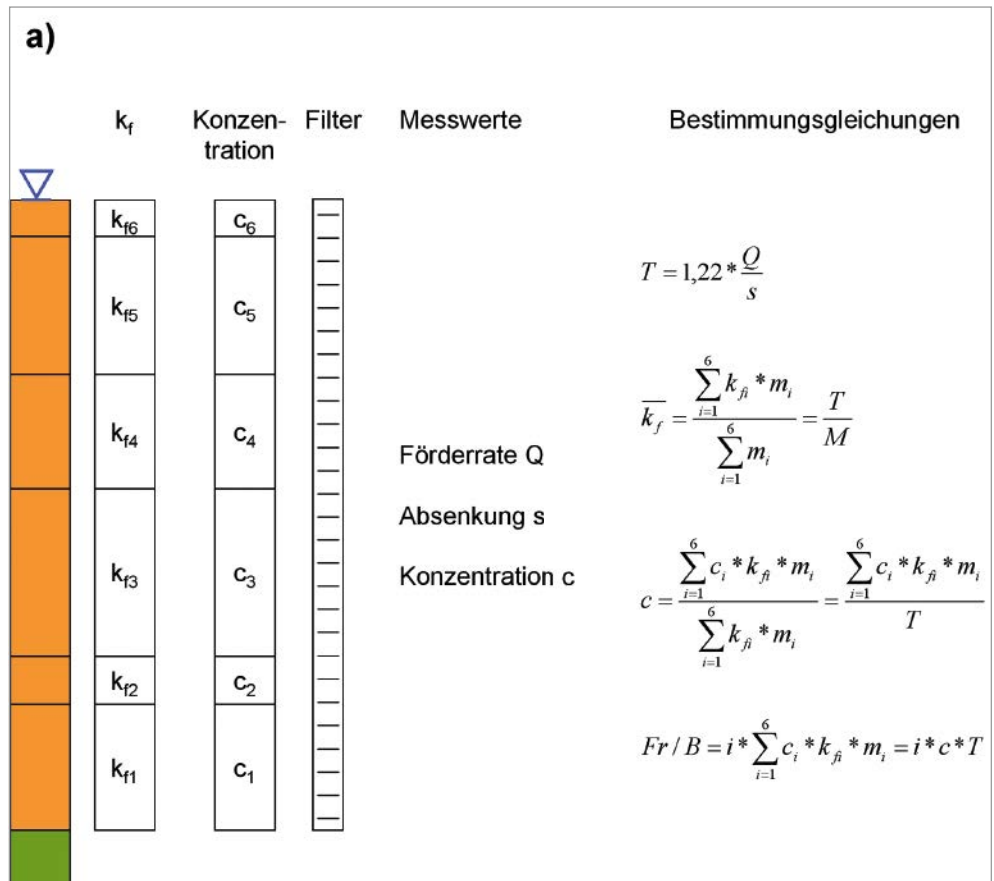


Abbildung 5a: Beispiele zur Schätzung der spezifischen Fracht aus Beprobungen von Grundwassermessstellen, vollkommene Messstelle

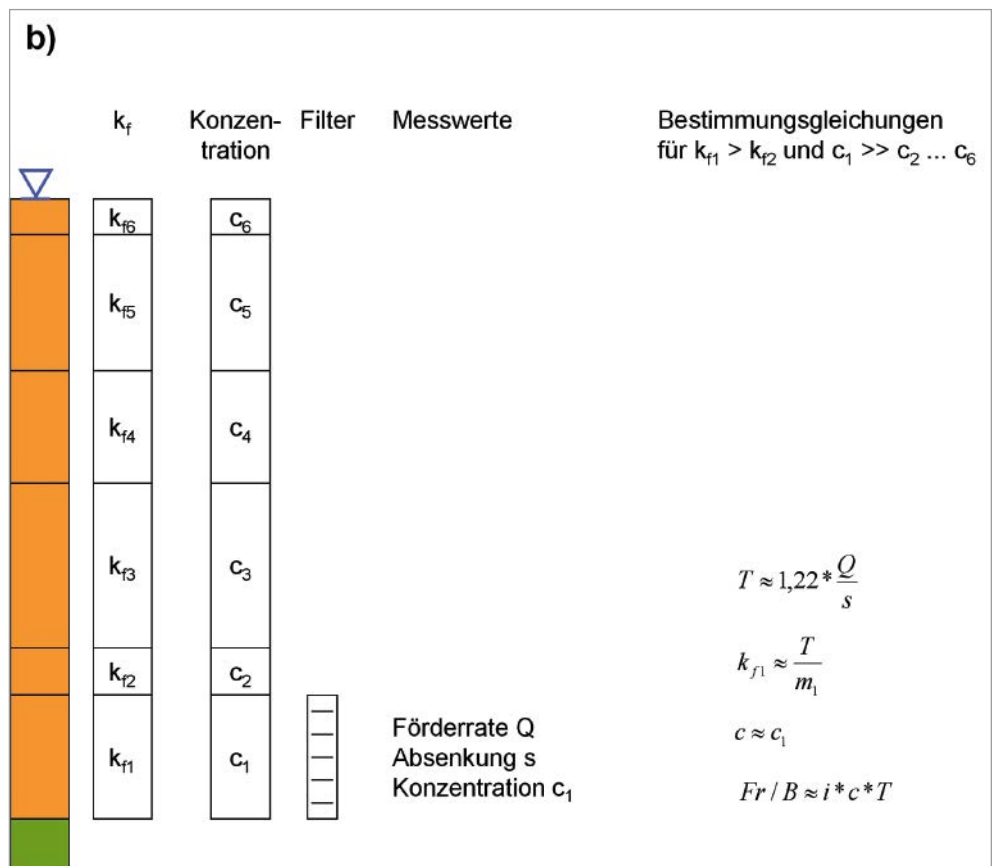


Abbildung 5b: Beispiele zur Schätzung der spezifischen Fracht aus Beprobungen von Grundwassermessstellen, unvollkommene Messstelle mit Filter in relativ hoch durchlässiger Schicht

## Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

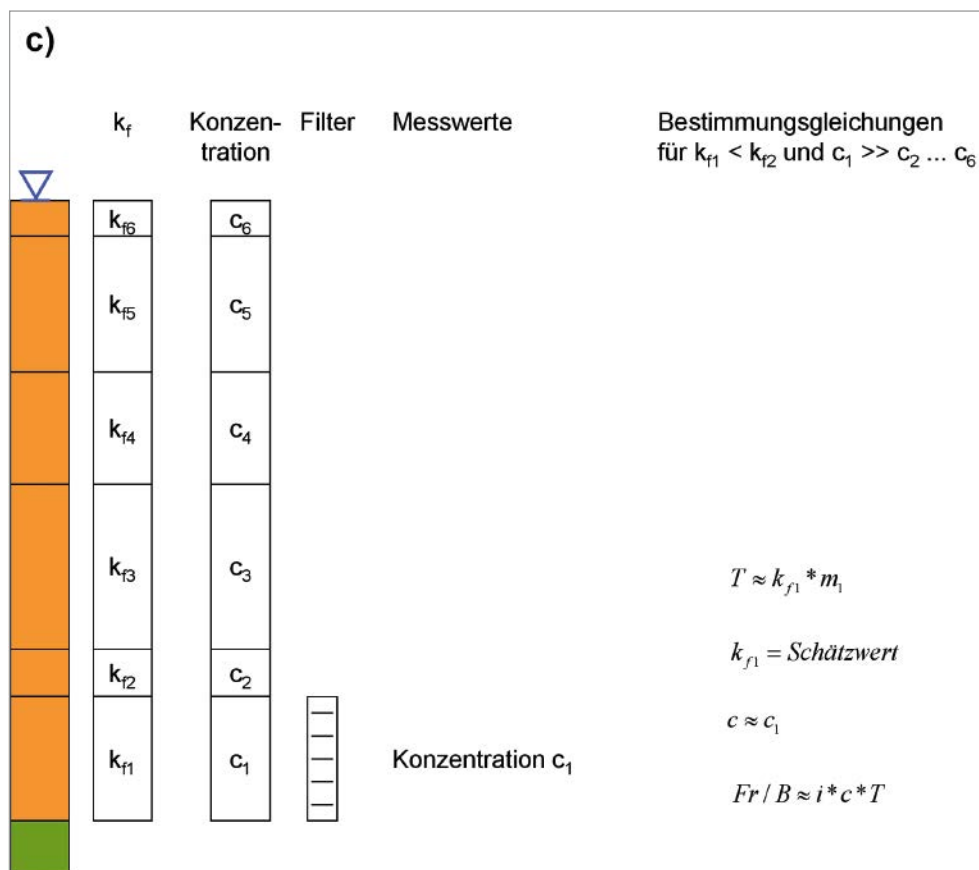


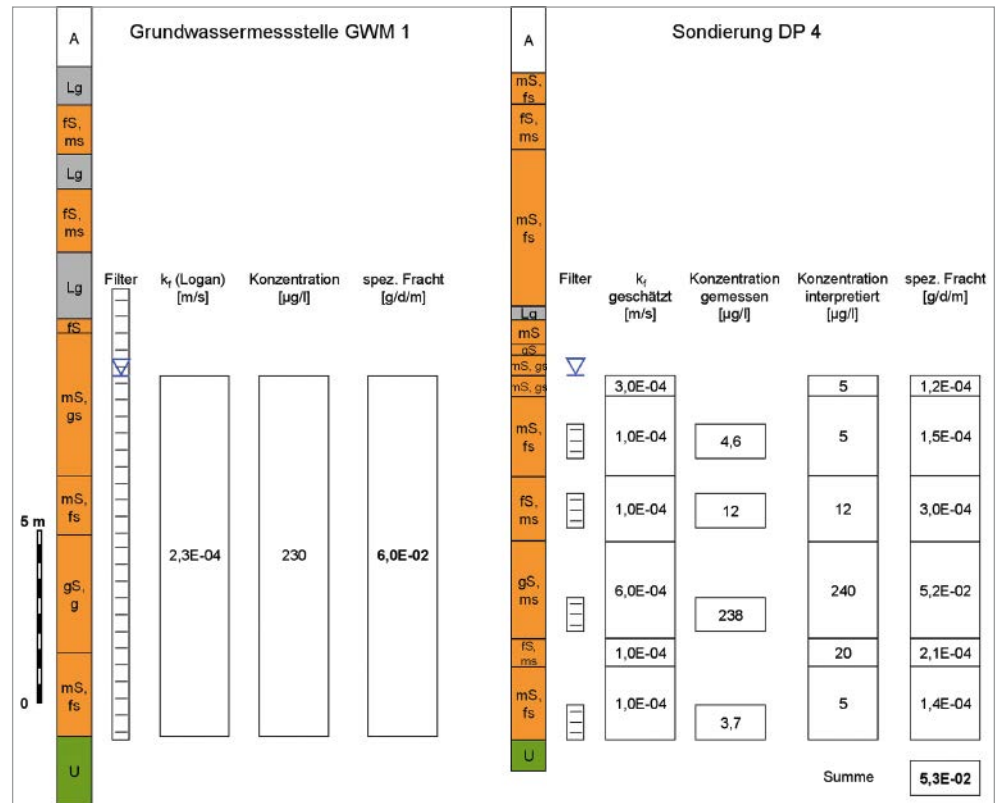
Abbildung 5c: Beispiele zur Schätzung der spezifischen Fracht aus Beprobungen von Grundwassermessstellen, unvollkommene Messstelle mit Filter in relativ gering durchlässiger Schicht

mit der relative und halbquantitative Profile für leichtflüchtige Schadstoffe gemessen werden. Durch standortspezifische Kalibrierung oder begleitende Wasserprobenahmen sind auch näherungsweise quantitative Angaben möglich. Für eine hoch aufgelöste Bestimmung der Durchlässigkeit stehen verschiedene Messsysteme zur Verfügung, z.B. DPIL (Direct Push Injection Logging, z.B. [20]). Diese Messtechniken haben in Deutschland bisher nur eine geringe Verbreitung gefunden [21] und werden vornehmlich im Kontext von Sanierungsplanungen eingesetzt, nicht jedoch bei orientierenden Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung.

Die meisten Untersuchungen beschränken sich auf eine qualitative Erhebung der Schichten durch Rammkernbohrungen und die Entnahme von Wasserproben aus temporären Filtern von 0,2 bis 1 m Länge. Dabei wird aus Kostengründen in bereits geologisch ausreichend untersuchten Gebieten oft auf die Rammkernbohrung verzichtet und die Wasserprobenahme erfolgt aus einer „blinden“ Rammsondierung. Die vertikalen Abstände der Wasserprobenahmen liegen typischerweise zwischen 1 m und über 10 m. Die Probenahme erfolgt im Regelfall mit einer Trägheitspumpe (Fußventilpumpe). Bedingt durch die Absenkung des Wasserstands beim Pumpen sind Probenahmen bis ca. 1 m unterhalb des freien Wasserspiegels nicht möglich. Wenn dieser Tiefenbereich relevant ist, also insbesondere im Bereich der Schadensquelle und in ihrem unmittelbaren Abstrom, ist eine andere Probenahme-

technik erforderlich. Die Extraktion von Kernen aus den Rammkernbohrungen hat sich hier bewährt. Die Frachtschätzung erfolgt regelmäßig durch Schätzung der Durchlässigkeiten und Interpolation von Durchlässigkeiten und Konzentrationen. Die Interpolation über Schichtgrenzen hinweg ist höchst problematisch. Es ist daher sinnvoll, jede einzelne Schicht als eigene Stromröhre zu betrachten und entsprechend für jede Schicht eine Fracht zu berechnen. Die Durchlässigkeiten werden für jede Schicht getrennt nach Erfahrungswerten oder aus Korngrößenanalysen geschätzt. Die Unsicherheit dieser Schätzungen vergrößert sich, wenn die Schichtenfolge nicht am Standort der Sondierung erhoben wurde, sondern aus benachbarten Aufschlussbohrungen projiziert wird. Die Konzentrationen jeder Schicht werden ausgehend von den Messwerten unter Berücksichtigung des Bodenaufbaus geschätzt. Derartige Schätzungen unterliegen naturgemäß einer erheblichen Subjektivität. Die spezifische Fracht ergibt sich für eine Sondierung als Summe der geschätzten Frachten der einzelnen Schichten. Das Vorgehen soll an einem *Beispiel* erläutert werden: Im Abstrom einer kommunalen Altdeponie mit Anteilen von industriellen Abfällen wurden in einer Messstelle Konzentrationen von Chlorbenzol weit oberhalb der GFS nachgewiesen. Für eine Gefährdungsabschätzung sollte die Fracht in der gesamten Breite des Abstroms abgeschätzt werden. Es wurde daher ein Profil aus 8 Rammkernbohrungen und Direct-Push-Sondierungen ungefähr senkrecht zur Grundwasserfließrich-

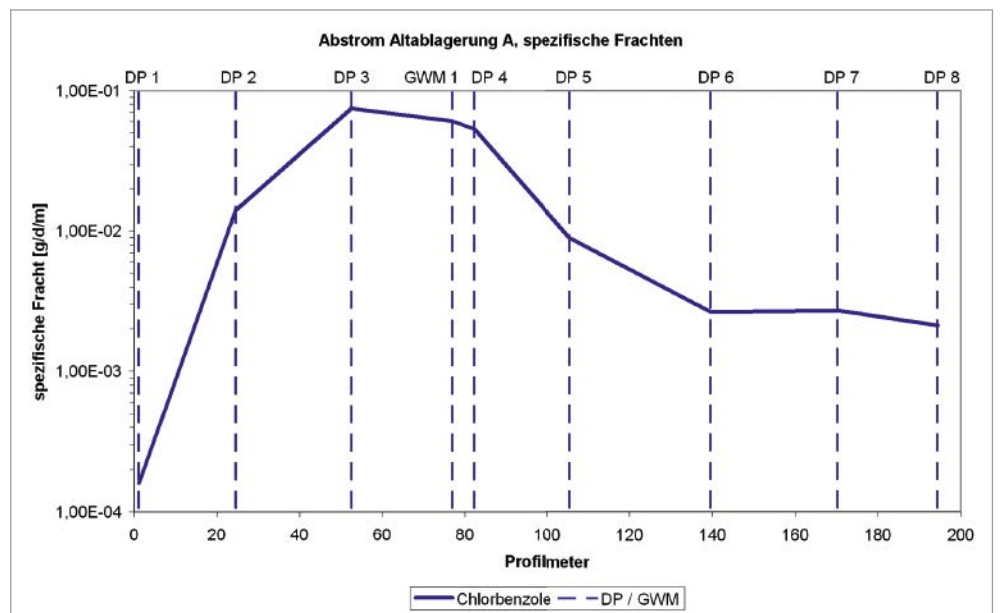
Abbildung 6: Gegenüberstellung von Frachtschätzungen aus einer Grundwassermessstelle und einer benachbarten Direct-Push-Sondierung



tung ausgeführt und jeweils mehrere Wasserproben entnommen und chemisch untersucht. Der Abstand der Sondierungen betrug 30 bis 40 m, der vertikale Abstand der Wasserproben meistens 3 m. Eine Sondierung (DP 4) lag in der Nähe der kontaminierten Grundwassermessstelle GWM 1. In *Abbildung 6* sind die Frachtschätzungen aus GWM 1 und DP 4 gegenübergestellt. Die Durchlässigkeit der GWM 1 wurde nach [16] aus den Probenahmedaten abgeschätzt, die  $k_f$ -Werte der Sondierung DP 4 nach Erfahrungswerten auf der

Grundlage des Schichtenverzeichnis eines erfahrenen Geowissenschaftlers. Die sehr gute Übereinstimmung der geschätzten Frachten aus den beiden benachbarten Messpunkten sollte nicht als Beleg für die Gleichwertigkeit oder Richtigkeit der eingesetzten Verfahren missverstanden werden, sondern stellt einen eher zufälligen Befund dar. Bei der Frachtschätzung aus Direct-Push-Sondierungen in der hier dargestellten Weise sind Unsicherheiten in einer Größenordnung bis zu einer Zehnerpotenz nicht auszuschließen.

Abbildung 7: Auftragung der spezifischen Fracht in einer Transekte im Abstrom der Altablagung A





## Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

In *Abbildung 7* sind die in gleicher Weise abgeschätzten spezifischen Frachten über das gesamte Abstromprofil dargestellt. Bei einer Integration über das ganze Profil mit linearer Interpolation zwischen den Stützstellen ergibt sich eine deutliche Überschreitung der geringen Fracht (ca. Faktor 10). Diese Interpolation ist im Bereich des Fahnen Schwerpunkts zwischen den Sondierungen DP 3 und DP 4 problematisch. Möglicherweise liegen im Bereich der Fahnenachse noch höhere Konzentrationen und spezifische Frachten vor. In diesem Beispiel kann die Überschreitung der geringen Fracht im Sinne von [2] als nachgewiesen gelten.

### 7. Schätzungen aus punktuellen Stützstellen mit numerischen Modellen

Mit Hilfe von numerischen Grundwassertransportmodellen lassen sich die Frachten an beliebigen Stellen und zu beliebigen Zeitpunkten im modellierten Grundwasserleiter berechnen. Die zeitliche, vertikale und horizontale Auflösung ist nur vom gewählten Modellnetz abhängig und daher bei den heute zur Verfügung stehenden PCs nahezu beliebig fein wählbar. Die Modelle sind dabei nicht von der Dichte und Verteilung des Messstellennetzes im untersuchten Profil abhängig. Insbesondere kann die Fracht auch für Profile abgeschätzt werden, in denen die vorhandenen Messstellen die höchsten Belastungen (Fahnenachse) nicht erfassen. Bei der einfachen Gartenzaun-Methode wird in diesen Fällen die Fracht durch die Interpolation zwischen den Stützstellen (siehe oben) systematisch unterschätzt.

Aus dieser Sicht ist die Verwendung von numerischen Modellen zur Frachtberechnung hoch attraktiv und gewinnt zunehmend an Bedeutung in der Praxis.

Die mit dem numerischen Modell erzielbare hohe Genauigkeit bei der Frachtberechnung darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Verlässlichkeit der Ergebnisse genauso abhängig ist von den zur Verfügung stehenden hydrogeologischen Daten, wie bei den zuvor erläuterten Methoden.

Numerische Stofftransportmodell basieren auf numerischen Grundwasserströmungsmodellen, die zu meist anhand von Grundwasserstandsdaten kalibriert werden. Eine exakte Kenntnis bzw. Berücksichtigung der geologischen Struktur ist aber bei der Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells nicht unbedingt erforderlich, da die Unsicherheiten über z. B. die Grundwasserleitermächtigkeit durch die Kalibrierung des deutlich unsichereren  $k_f$ -Wertes häufig kompensiert werden. Ebenso werden insbesondere bei einer stationären Kalibrierung Unsicherheiten bezüglich der räumlichen Verteilung der Grundwasserneubildungsraten durch die Anpassung der  $k_f$ -Werte kompensiert (Mehrdeutigkeit der Kalibrierung). Ein numerisches Modell gilt als gut kalibriert, wenn die Anpassung zwischen gemessenen und modellierten Grundwasserständen eines Stichtages oder eines Zeitraumes gering sind. Die Anzahl der zur Verfügung stehenden Messdaten wird bei der Betrachtung der Güte der Kalibrierung häufig nicht bewertet. Damit die  $k_f$ -Werte der hydrogeologischen Strukturen im numerischen Strömungsmodell möglichst genau im Rahmen der Kalibrierung ermittelt werden können, müssen Grundwasserstandsdaten in ausreichender Dichte vorhanden sein.

Der Aufbau des für die Frachtberechnung genutzten Stofftransportmodells erfolgt auf der Basis des numerischen Strömungsmodells mit den kalibrierten  $k_f$ -Werten und den hydrogeologischen Strukturen. Im Anschluss erfolgt eine instationäre Kalibrierung des Stofftransportmodells anhand von gemessenen Stoffkonzentrationen durch die Festlegung bzw. Variation folgender Transportparameter:

- Eintragsort, Eintragszeitpunkt, Quellstärke
- Longitudinale, transversale und vertikale Dispersion
- Adsorption und Desorption (Retardation)
- Bioabbau.

Ziel der Transportkalibrierung ist die Minimierung der Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Stoffkonzentrationen durch die Variation der

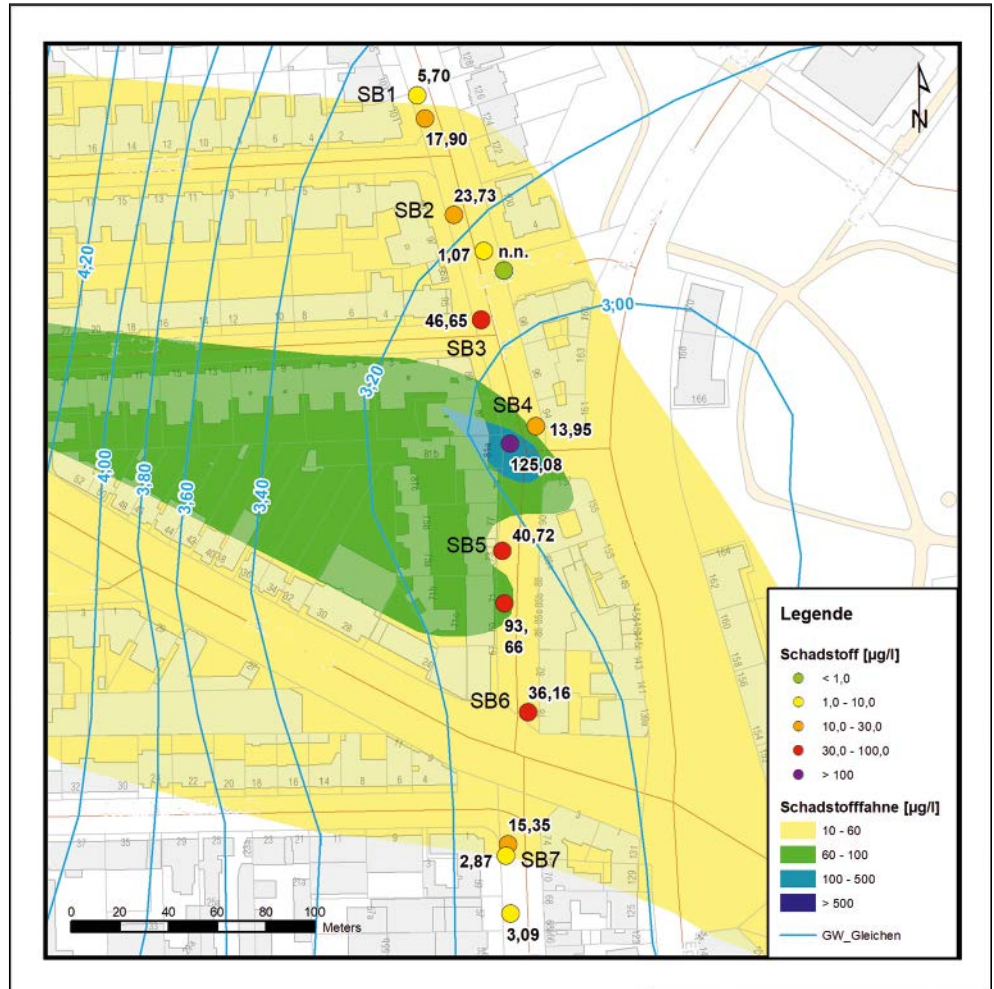


Abbildung 8: Kalibrierte Schadstofffahne mit gemessenen aktuellen Werten

Transportparameter innerhalb plausibler Wertebereiche, da sich keiner der Parameter direkt messen lässt. Insbesondere der für die räumliche Ausbreitung der Fahne entscheidende Parameter Dispersion ist mit vielen Unsicherheiten behaftet, da sein Wert häufig nur im Hinblick auf eine Stabilisierung der numerischen Modellrechnung gewählt wird [22]. Wenn es schließlich gelingt, die gemessenen Stoffkonzentrationen im Modellgebiet adäquat zu reproduzieren, können mit dem Modell an beliebigen Orten und zu beliebigen Zeitpunkten Frachtberechnungen durchgeführt werden. Im Vergleich zu den vorher beschriebenen Methoden wird die zum Zeitpunkt der Frachtberechnung bestehende Schadstoffverteilung auf der Basis physikalischer Gesetzmäßigkeiten modelliert und stammt nicht aus einer Interpolation, bei der zum Beispiel die Auswirkungen geologischer Strukturen auf die Schadstoffkonzentrationsverteilung im Grundwasserleiter nicht berücksichtigt wird. Die Vorteile der Nutzung eines numerischen Stofftransportmodells zur Berechnung von Schadstofffrachten kommen erst dann zum Tragen, wenn die in den Bohrungen erkannten hydrogeologischen Strukturen und lithologischen Gegebenheiten möglichst detailgetreu in das Modell integriert werden. Dann kann auch die Entwicklung von Frachtraten bei unterschiedlichen

Randbedingungen (Hoch- und Niedrigwasser, verschiedene Förderkonstellationen, verschiedene Niederschlagsereignisse) durch instationäre Modellrechnungen prognostiziert werden.

## Fallbeispiel Frachtratenberechnungen mit dem Transportmodell

Am folgenden Fallbeispiel wird dokumentiert, wie eine Frachtberechnung mit einem Transportmodell durchgeführt wird. Hierbei handelt es sich um eine typische Vorgehensweise bei entsprechender Datenlage. Es handelt sich um einen Grundwasserschadensfall, bei dem sich ein Schadstoff von zwei Quellen aus mit dem Grundwasserstrom in Richtung des Vorfluters nach Osten ausgebreitet hat. Es werden seit Jahren Sanierungsbrunnen betrieben und es wurden mit Hilfe eines Transportmodells unter Berücksichtigung variierender Randbedingungen die entsprechenden Frachten an einem Fahnenquerschnitt entlang der Sanierungsbrunnen (SB) 1 bis 7 berechnet (Abbildung 8). Die Kalibrierung des Grundwasserströmungsmodells erfolgte stationär anhand einer Stichtagsmessung und eines unabhängigen Modelltests mit Grundwasserständen aus jeweils ca. 37 Grundwassermessstellen. Die Kalibrierung des Transportmodells erfolgte instationär, aber bei stationärer Grundwasserströmung. Für

# Anmerkungen zur Schätzung von Schadstofffrachten im Grundwasser

Tabelle 1: Gegenüberstellung unterschiedlicher Vorgehensweisen bei der Frachtschätzung nach der Gartenzaun-Methode

Methode	Bestimmung der Durchlässigkeit	Bestimmung der Konzentration	Unsicherheit	Bemerkungen
vollkommene Grundwassermessstellen	Pumpversuch, Absenkung	durchflussgewichtete Mischprobe	gering	höhere Unsicherheit bei Bestimmung der Durchlässigkeit aus der Absenkung und Brunneneintrittsverlusten
unvollkommene Grundwassermessstellen im homogenen Grundwasserleiter	Pumpversuch, Absenkung mit Korrektur	durchflussgewichtete Mischprobe für die Filterstrecke	gering bis mäßig	Homogenität ist ein relativer Begriff
unvollkommene Grundwassermessstellen in hoch durchlässigen Schichten eines inhomogenen Grundwasserleiters	Pumpversuch, Absenkung, Transmissivität auf die Filterstrecke bezogen	durchflussgewichtete Mischprobe für die Filterstrecke	mäßig	Qualität des Ergebnisses abhängig von Mächtigkeit und Heterogenität des Grundwasserleiters
unvollkommene Grundwassermessstellen in gering durchlässigen Schichten eines inhomogenen Grundwasserleiters	Schätzung nach Bodensprache oder Laborversuchen	durchflussgewichtete Mischprobe für die Filterstrecke	mäßig bis hoch	Qualität des Ergebnisses abhängig von Mächtigkeit und Heterogenität des Grundwasserleiters
Direct-Push-Sondierungen	Schätzung nach Bodensprache oder Laborversuchen oder speziellen hydraulischen Test (z. B. DPIL)	Interpolation zwischen punktuellen Messungen	mäßig bis hoch	bei Schätzungen für Konzentration und Durchlässigkeit insgesamt hohe Unsicherheit möglich

die Kalibrierung des Transportmodells standen nahezu für jede der 37 GWMS langjährige Stoffkonzentrationsganglinien zur Verfügung.

Die *Abbildung 8* zeigt die kalibrierte Schadstofffahne beim Betrieb der Sanierungsbrunnen mit den aktuell gemessenen Schadstoffkonzentrationen an den Grundwassermessstellen und Sanierungsbrunnen sowie die Grundwassergleichen.

Mit Hilfe des Modells wird die Fracht für das Profil auf Höhe der Sanierungsbrunnen für den Fall der abgeschalteten Sanierungsbrunnen (mögliche Beendigung der Maßnahme) berechnet. Sie beträgt ca. 0,5 kg/a. Die aktuelle Fracht in den Brunnen berechnet sich zum Vergleich nach der Wasserwerksmethode zu ca. 1 kg/a. Der Vorteil der Frachtberechnung mittels Transportmodell wird anhand des Beispiels deutlich. Im Bereich der betriebenen Förderbrunnen kann die einfache Gartenzaun-Methode nicht angewendet werden, da es im Bereich der Förderbrunnen zu Abweichungen von der Annahme paralleler Stromröhren kommt und damit Berechnungen mit einfacher (linearer) Interpolation zwischen den Stützstellen erhebliche Fehler aufweisen.

Mit Hilfe des Transportmodells können also die Auswirkungen eines Abschaltens der Förderbrunnen sowohl im Hinblick auf die Veränderung der Grundwassergradienten als auch auf die Schadstoffkonzentrationen im Bereich der Förderbrunnen und damit auf die Fracht prognostiziert werden.

## 8. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Schätzung von Frachten im Grundwasser nach der einfachen Gartenzaun-Methode ist aus verschiedenen Gründen als ungenau bis unzuverlässig anzusehen (*Tabelle 1*). Für eine sachgemäße Anwendung sind Beobachtungsprofile (Transekten) mit möglichst geringen

Abständen zwischen den Stützstellen erforderlich. Ein Vergleich der berechneten Werte mit Richtwerten wie der geringen Fracht nach [2] kann nur einen Anhalt für die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen geben. Differenzierte Bewertungen der Fracht [7] sind kaum möglich. Dagegen sind relative Änderungen der berechneten Frachten, insbesondere im Zuge von Sanierungsmaßnahmen, ein deutlicher Hinweis auf tatsächliche Änderungen bzw. die Effektivität der Maßnahmen. Steht ein numerisches Strömungs- und Transportmodell zur Verfügung, können manche Nachteile der einfachen Gartenzaun-Methode ausgeglichen und auch Prognosen für erheblich abweichende Randbedingungen angestellt werden.

## Literatur

- [1] BBodSchV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). – Bundesgesetzblatt, 1999: 1554–1582; Berlin [https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?start=%2F%2F%5B%40attr\_id%3D%27bgbl199s1554.pdf%27%5D (letzter Abruf: 07.06.2020)]
- [2] LAWA/LABO (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser; Länderarbeitsgemeinschaft Boden) (Hrsg.) (2006): Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen. – LAWA: 25 S.; Mainz [https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen-Auslegung-von-Rechtsnormen.html (letzter Abruf: 15.07.2020)]
- [3] LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (2017a): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. – LAWA: 28 S.; Stuttgart [https://www.lawa.de/Publikationen-363-Grundwasser.html (letzter Abruf: 15.07.2020)]
- [4] LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (2017b): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser: Per- und polyfluorierte Chemikalien. – LAWA: V + 22 S.; Berlin [https://www.lawa.de/Publikationen-363-Grundwasser.html (letzter Abruf: 15.07.2020)]

- [5] FHH BSU (Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) (Hrsg.) (2012): Gefährdungsbeurteilung und Sanierung von Grundwasserschäden. Managementkonzept zur Ermittlung der Sanierungsnotwendigkeit und Ableitung von Sanierungszielwerten. – FHH BSU: 6 S.; Hamburg [https://www.hamburg.de/altlasten/3343428/gefaehrungsbeurteilung-grundwasser/ (letzter Abruf: 15.07.2020)]
- [6] LLUR SH (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (Hrsg.) (2018): Bewertungshilfe für den Eintrag von Schadstoffen aus Altlasten in Oberflächengewässer. – LLUR: 21 S.; Flintbek [https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/altlasten/Downloads/bewertungshilfe\_Altlasten\_Eintrag.pdf?\_\_blob=publicationFile&v=3 (letzter Abruf: 12.06.2020)]
- [7] HLNUG (Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie) (Hrsg.) (2018): Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen. 3. Auflage. – Handbuch Altlasten, 3(7): 53 S.; Wiesbaden [ISBN: 978-3-89026-822-4]
- [8] SMUMBaWü (Sozialministerium und Umweltministerium Baden-Württemberg) (Hrsg.) (1998): Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen vom 16.9.1993 in der Fassung vom 1.3.1998. – SMUM Baden-Württemberg: 7 S.; Stuttgart [https://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/10110/s\_vwv.pdf?command=downloadContent&filename=s\_vwv.pdf (letzter Abruf: 07.06.2020)]
- [9] Dinkel, R.; Rothschild, P.; Osberghaus, P.; Denzel, S. & Ertel, T. (2008): Untersuchungsstrategie Grundwasser. – Altlasten und Grundwasserschadensfälle, 42: 59 S.; Karlsruhe [ISBN: 978-3-88251-332-5]
- [10] Ptak, T.; Kirchlholtes, H.; Hiesl, E.; Holder, T.; Rothschild, P.; Hekel, U.; Beer, H.-P.; Ertel, T.; Herold, M. & Koschitzky, H.-P. (2013): Grundwasserabstromerkundung mittels Immissionspumpversuchen. – Schriftenreihe des Altlastenforums Baden-Württemberg, 16: 48 S.; Stuttgart [ISBN: 978-3-510-39016-8]
- [11] Held, T.; Jacob, H.; Blotvogel, J.; Zeisberger, V. & Kämmerer, D. (2008): Ermittlung von Schadstofffrachten in Grund- und Sickerwasser. – Handbuch Altlasten, 3(6): 56 S.; Wiesbaden [ISBN: 978-3-89026-812-5]
- [12] Morgenstern, C. (1932): Der Lattenzaun in Alle Galgenlieder [https://de.wikisource.org/wiki/Der\_Lattenzaun (letzter Abruf: 15.07.2020)]
- [13] Hölting, B. & Coldewey, W.G. (2013): Hydrogeologie. 8. Auflage. – Spektrum Akademischer Verlag: XXVIII + 436 S.; Heidelberg [ISBN: 978-3-8274-2353-5]
- [14] Kruseman, G.P. & de Ridder, N.A. (1990): Analysis and evaluation of pumping test data. 2nd edition. – ILRI Publication, 47: 375 S.; Wageningen [ISBN: 90-70754-20-7]
- [15] Richard, S.K.; Chesnaux, R.; Rouleau, A. & Coupe, R.H. (2016): Estimating the reliability of aquifer transmissivity values obtained from specific capacity tests: examples from the Saguenay-Lac-Saint-Jean aquifers, Canada. – Hydrological sciences journal, 61: 173–185; Wallingford [DOI: 10.1080/02626667.2014.966720]
- [16] Logan, J. (1964): Estimating transmissibility from routine production tests of water wells. – Ground water, 2(1): 35–37; Waltham, OH [DOI: 10.1111/j.1745-6584.1964.tb01744.x]
- [17] Armbruster, J.; Bartel, H.; Essler, H.; Holdermann, D.; Lillich, W.; Mez, C.; Schnepf, R.; Strayle, G. & Uehlendahl, A.W. (1977): Pumpversuche in Porengrundwasserleitern. – Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg: 125 S.; Stuttgart
- [18] Bogomolow, G.W. (1958): Grundlagen der Hydrogeologie. – VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften: X + 178 S.; Berlin
- [19] Polubarinova-Kochina, P.Y. (1962): Theory of ground water movement. – Princeton University: XIX + 613 S.; Princeton, NJ
- [20] Liu, G.; Borden, R.C. & Butler, J.J. (2019): Simulation assessment of direct push injection logging for high-resolution aquifer characterization. – Groundwater, 57: 562–574; Westerville, OH [DOI: 10.1111/gwat.12826]
- [21] Dietrich, P. & Vienken, T. (2020): Fortbildung 2: Direct Sensing und Probenahme. – Schriftenreihe der Fachsektion Hydrogeologie in der DGGV, 2: 8–9; Hannover [ISBN: 978-3-926775-75-7]
- [22] Gillbricht, C.A. & Radmann, K.-J. (2017): Mythos Dispersion – wieso Modelle die Wirklichkeit nicht abbilden. – altlasten spektrum, 26 (2016), 1, S. 11–16 .

## Danksagung

Die Verwendung von Daten erfolgt mit freundlicher Genehmigung der Freien und Hansestadt Hamburg Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft. Die Veröffentlichung gibt ausschließlich die Auffassungen der Autoren wieder.

## Autorenschaft

### Christian A. Gillbricht

Hydrogeologisches Büro Christian A. Gillbricht  
Randstraße 1–5  
22525 Hamburg  
E-Mail: cagsoft@cagsoft.com

### Kai-Justin Radmann

CONSULAQUA Hamburg Beratungsgesellschaft mbH  
Ausschläger Elbdeich 2  
20539 Hamburg  
E-Mail: KRadmann@consulaqua.de

## English Summary

*Calculations of contaminant mass flux in groundwater can be practiced with several methods. In most cases we use the fence method. i.e. interpolation of data from monitoring wells or direct push samples. The relevant hydraulic parameters are usually known within one order of magnitude. The mass flux estimates are therefore of limited reliability.*