



Die Sickerwasserprognose in der Praxis

Ergebnisbericht und Anwendungsempfehlungen einer interdisziplinären niedersächsischen Arbeitsgruppe

Mitglieder der Arbeitsgruppe

Barkowski, Dietmar; IFUA Projekt GmbH

Bauer, Jürgen; Landkreis Goslar

Beckmann, Annegret; Dr. Weßling GmbH

Bernhardt, Andreas; Mull und Partner GmbH

Bishop, Dagmar; Erdbaulabor Hannover

Brückner, Lothar; Geonova GmbH

Falkenberg, Lars; DEKRA Umwelt GmbH

Foitzik, Ingrid; Stadt Osnabrück

Gödecke, Burkhard; INGUS Ingenieurdienst

Horn, Herbert, Stadt Braunschweig

Hüser, Michael; GEOdata GmbH

Köhn, Jürgen; Landkreis Hildesheim

Krause, Thomas; BRP CONSULT

Maier, Joachim; GeoUm GBR

Neuhaus, Michael; Fugro Consult GmbH

Pelzer, Guido; Dr. Pelzer und Partner

Pöppelbaum, Martina; Stadt Hannover

Röhrs, Jürgen; Dr. Röhrs & Herrmann

Schlösser, Walter; P & W GmbH & Co. KG

Schwedhelm, Edgar; DEKRA Umwelt GmbH

Sohl, Rena; Landkreis Hannover

Stark, Dagmar; Landkreis Goslar,

Steging, Matthias; Ingenieur-Büro Wode

Teletzki, Rolf; Landkreis Wolfenbüttel

Türk, Thomas; Dr. Pelzer und Partner

Wegner, Martin; Mull und Partner GmbH

Weimann, Anita; Büro Altlasten+Planung

Weitzel, Ingrid; Stadt Hannover

Zeller, Torsten; CUTECH GmbH

Inhalt

Seite

- 1. Veranlassung und Zielsetzung**
- 2. Rechtlicher Rahmen**
 - 2.1 Definition und Auswirkungen der Sickerwasserprognose**
 - 2.2 Einbindung der Sickerwasserprognose in den Ablauf der Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden - Grundwasser**
- 3. Fachliche Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose**
 - 3.1 Direktbeprobung von Sickerwasser**
 - 3.1.1 Sickerwassermessstellen**
 - 3.1.2 Saugkerzen**
 - 3.1.3 Sondierverfahren**
 - 3.2 Materialuntersuchungen**
 - 3.2.1 Quelltermbestimmung**
 - 3.2.2 Organische Schadstoffe**
 - 3.2.3 Anorganische Schadstoffe**
 - 3.3 In situ-Untersuchungen – indirekte Verfahren**
 - 3.3.1 Bodenluft**
 - 3.3.2 Drucksondierungen in der ungesättigten Bodenzone**
 - 3.4 Grundwasseruntersuchungen**
 - 3.5 Transportpfadbetrachtung**
 - 3.5.1 Grundlagen**
 - 3.5.2 Ablaufschema**
 - 3.5.3 Standortbezogenes Konzeptmodell**
 - 3.5.4 Verfahren zur Transportprognose**
 - 3.5.4.1 Mathematische Modelle**
 - 3.5.4.2 Empirische Verfahren**
 - 3.5.4.3 Worst Case-Annahmen**
 - 3.5.5 Ausblick**
- 4. Offene Fragen**
- 5. Literatur**
- 6. Anhang**

1. Veranlassung und Zielsetzung

Die Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden - Grundwasser im Rahmen des Bodenschutzrechtes war Thema eines im Dezember 1999 gemeinsam vom Amt für Umweltschutz der Landeshauptstadt Hannover, dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLfB) und dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) organisierten Fachgespräches. Im Verlauf der Veranstaltung wurden aufgrund der interpretationsbedürftigen Vorgaben der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) zur Sickerwasserprognose mehr Fragen aufgeworfen als beantwortet werden konnten.

Die Sickerwasserprognose stellt seit Inkrafttreten der BBodSchV vom 12.07.1999 die wesentliche Methode zur Abschätzung der von Altlasten und Verdachtsflächen ausgehenden Grundwassergefährdung dar, was dazu führt, dass für Ingenieurbüros sowie Fach- und Vollzugsbehörden hier neue fachliche Rahmenbedingungen, Konzepte und Denkweisen erforderlich werden.

Auf Anregung aus dem Teilnehmerkreis bildete sich deshalb eine Arbeitsgruppe aus Vertretern von Vollzugsbehörden, Ingenieurbüros und dem NLfB, um die vorhandenen praktischen Erfahrungen zusammenzutragen und den in Niedersachsen vorhandenen Kenntnisstand transparent und allgemein zugänglich zu machen. Mitglieder des NLfB haben am fachlichen Teil des Textes (Kap. 3) mitgewirkt und uns damit eine wertvolle Hilfe geliefert, wofür wir uns bedanken.

Eigene wissenschaftliche Tätigkeiten waren nicht Gegenstand des Vorhabens, denn verfahrenstechnische, wissenschaftliche Lücken sollen soweit möglich durch das BMBF-Vorhaben unter Federführung des Forschungszentrums Karlsruhe geschlossen werden. Vielmehr sollte für die Anwendung eine Grundlage geliefert werden. Die technischen und rechtlichen Ergebnisse sowie die sich daraus ergebenden praktischen Abläufe und offenen Fragen werden mit diesem Ergebnisbericht als Anwendungshilfe dokumentiert.

2. Rechtlicher Rahmen

2.1 Definition und Auswirkungen der Sickerwasserprognose

Mit dem Inkrafttreten des BBodSchG und der BBodSchV wurde die Sickerwasserprognose bundeseinheitlich eingeführt. § 2 Nr. 5 BBodSchV definiert die Sickerwasserprognose wie folgt:

„Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung 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.“

Im Rahmen der Sickerwasserprognose muss abgeschätzt werden, ob, in welcher Konzentration und wann ein in der ungesättigten Zone befindlicher Schadstoff in die gesättigte Zone gelangen kann. Die hierbei zwingend anzuwendenden Untersuchungsverfahren wie z. B. Säulen- oder Lysimeterversuche oder Herstellung eines Bodensättigungsextraktes sind jedoch weder vollständig ausgereift, noch - und dies wiegt schwerer - normiert. Infolgedessen sind die im Rahmen dieser Verfahren ermittelten Werte fachtechnisch und somit rechtlich angreifbar. Die vollziehende Behörde muss daher in rechtlichen Auseinandersetzungen die von ihr

ermittelten Gefahrenpotenziale plausibel darlegen. Im Falle eines erheblich abweichenden Gegengutachtens muss vom zuständigen Gericht gegebenenfalls ein Drittgutachten beauftragt werden, das von der im Verfahren unterlegenen Partei zu bezahlen ist. In Kenntnis dieser Problematik hat sich die Arbeitsgruppe entschlossen, einen derzeit gangbaren Weg für die Praxis aufzuzeigen.

Die Sickerwasserprognose ist diejenige Methode, mit der bei Schadstoffbelastungen des Bodens eine Abschätzung der Schadstoffeinträge in das Grundwasser vorgenommen werden soll. Sie ist in bodenschutzrechtlichen Verfahren dann notwendig, wenn es der Einzelfall erfordert. Beispielsweise ist sie nicht erforderlich

- bei Gefahrgutunfällen mit erheblichen Schadstoffeinträgen in den Boden, die ein sofortiges Handeln notwendig machen, und
- wenn nach repräsentativer Beprobung am Ort der Probenahme die Prüfwerte in Anhang 2 Nr. 3.1 BBodSchV unterschritten sind und daher der Verdacht einer Gefahr für das Grundwasser bereits in diesem Untersuchungsstadium ausgeschlossen werden kann.

Die Sickerwasserprognose ist in der Regel Bestandteil der orientierenden Untersuchung und damit der Gefahreneinforschung nach § 9 Absatz 1 BBodSchG zuzurechnen (Kap. 2.2). Sie kann auch Bestandteil der Detailuntersuchung sein, wenn der hinreichende Verdacht durch andere konkrete Anhaltspunkte bereits besteht (§ 9 Abs. 2 BBodSchG i.V.m. § 3 Abs. 4 BBodSchV). Andere konkrete Anhaltspunkte können z. B. aus alten Fässern oder undichten Rohrleitungen in nennenswertem Umfang ausgetretene umweltgefährdende Stoffe sein. Unter den vorgenannten Voraussetzungen sind die notwendigen Untersuchungen einschließlich der Sickerwasserprognose gegenüber dem Pflichtigen gemäß § 9 Absatz 2 BBodSchG in Verbindung mit § 4 Abs. 3-6 BBodSchG anzuordnen. Spezialregelungen im Wasserrecht (NWG) bleiben unberührt.

Es wurde die Frage aufgeworfen, ob das sogenannte Schichtwasser der gesättigten oder der ungesättigten Zone zuzuordnen ist. Im Ergebnis wurde einhellig festgestellt, dass das Schichtwasser als Grundwasser zu bewerten ist¹. Dies hat zur Folge, dass ermittelte Schadstoffkonzentrationen im Schichtwasser sowie im Grundwasser allgemein nicht mit den Sickerwasserprüfwerten nach Bodenschutzrecht, sondern nach wasserrechtlichen Kriterien, z. B. der LAWA-Liste [2] beurteilt werden (Ziffer 3 e des Anh. 2 zur BBodSchV).

2.2 Einbindung der Sickerwasserprognose in den Ablauf der Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden - Grundwasser

Abbildung 1 zeigt den prinzipiellen Ablauf der Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach der BBodSchV und den entsprechenden speziellen Erläuterungen zu §§ 2, 3 und 4 BBodSchV [3]. Um die Einbindung der Sickerwasserprognose in diese Systematik zu verdeutlichen, sind vollständigkeithalber alle wesentlichen Schritte von der orientierenden Untersuchung bis hin zu einer Entscheidung über Gefahrenabwehrmaßnahmen aufgeführt. Die Sickerwasserprognose ist als Teil der orientierenden Untersuchung dargestellt (Regelfall).

Die Prüfwerte in Anhang 2 Nr. 3.1 BBodSchV gelten für das Sickerwasser am Ort der Beurteilung (Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Zone). Sie entsprechen sinn-

¹ vgl. BVerwG, U v. 17.2.1969 – IV B 220.68 - sowie HessVGh, U v. 10.2.1998 – 5 TG 4683/96 -

gemäß der Geringfügigkeitsschwelle, die im sogenannten GBG-Papier [4] auf der Grundlage wasserrechtlicher Vorschriften definiert wurde².

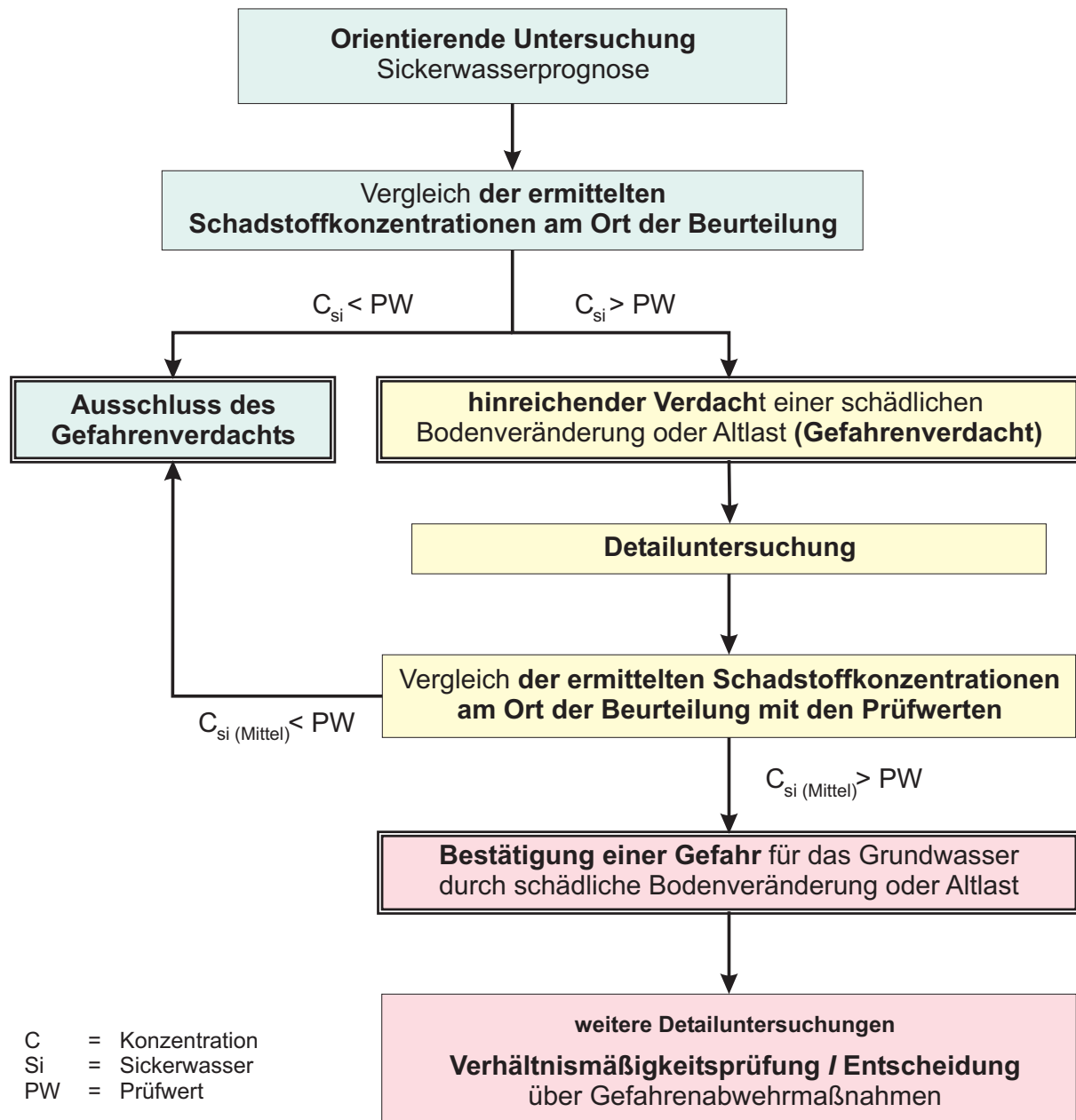


Abb. 1: Prinzipieller Ablauf der Untersuchung und Bewertung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser analog [3].

Liegen für den Ort der Beurteilung keine Messergebnisse vor, sind durch eine Sickerwasserprognose die Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung zu ermitteln und mit den Prüfwerten zu vergleichen.

² Das GBG-Papier liefert die konzeptionelle Grundlage für die Harmonisierung entsprechender wasserrechtlicher und bodenschutzrechtlicher Normen.

Bei Prüfwertunterschreitung ist hinsichtlich des Schutzgutes Grundwasser der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt. Bei Prüfwertüberschreitung besteht der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast. In diesem Fall ist eine Detailuntersuchung durchzuführen. Beispielsweise sind nach [3] die kleinräumigen und kurzzeitigen Mittelwerte der Schadstoffkonzentrationen zu bilden und mit den Prüfwerten zu vergleichen. Nach § 9 Absatz 2 BBodSchG kann die zuständige Behörde gegenüber den Verantwortlichen diese und weitere notwendige Untersuchungen anordnen. Ist mit hinreichender Wahrscheinlichkeit auch nach der Detailuntersuchung von einer Prüfwertüberschreitung auszugehen, besteht eine Gefahr für das Grundwasser durch eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast. Geogene Vorbelastungen von Boden und Grundwasser sind gesondert zu beurteilen. Durch weitere Detailuntersuchungen sind alle zur abschließenden Bewertung notwendigen Informationen, z. B. das Ausmaß der Gefahr für das Grundwasser, zu ermitteln.

Bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Gefahrenabwehrmaßnahmen ist gemäß § 4 Absatz 7 BBodSchV zu bewerten, ob erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser oder andere Schadstoffausträge auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erwarten lassen. Weiterhin sind insbesondere wasserwirtschaftliche Aspekte, anthropogene Hintergrundbelastung, technische Machbarkeit und Zumutbarkeit der Maßnahme zu berücksichtigen.

3. Fachliche Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose

Nach Anhang 1/Nr. 3.3 der BBodSchV kommen für die Abschätzung des Stoffeintrages aus Verdachtsflächen in das Grundwasser prinzipiell 4 Verfahrenswege in Betracht. Die Vorgehensweise kann durch das Ablaufschema in Abbildung 2 verdeutlicht werden.

In allen Fällen geht es darum, eine repräsentative Stoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der rechtlichen Beurteilung (Grundwasseroberfläche) zu ermitteln, um diese Konzentration mit den Prüfwerten vergleichen zu können. Die Prognose beinhaltet eine Abschätzung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung für den **aktuellen Zustand** sowie – wenn je nach Sachlage nötig – auch **für die überschaubare Zukunft** (stationärer bzw. zeitlich variabler Ansatz, s. Kap. 3.5). Die Entscheidung, welcher Verfahrensweg unter den gegebenen Bedingungen der zielführendste und angemessenste ist, sollte vorher auf der Grundlage eines Kriterienkataloges getroffen werden. Hierbei sind die hydrogeologischen Standortbedingungen, das Schadensalter und der Ort der Sickerwasserfront sowie das Schadstoffspektrum und die spezifischen Stoffeigenschaften (z. B. Flüchtigkeit, Sorptionsverhalten) zu berücksichtigen (Kap. 3.5.3).

Die **Direktbeprobung von Sickerwasser** am Ort der Beurteilung (1) ist nach BBodSchV der zu bevorzugende Weg, sofern er technisch möglich ist. Zielsetzung ist hierbei die direkte Gewinnung einer Sickerwasserprobe zur analytischen Bestimmung der Stoffkonzentration. Bei Probenahme oberhalb des Ortes der Beurteilung kann über eine Transportpfadbetrachtung (Kap. 3.5) die Konzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung abgeschätzt werden. Kommt eine Direktbeprobung nicht in Frage, kann der Stoffeintrag über die Verfahrenswege (2), (3) und (4) abgeschätzt werden.

In vielen Fällen ist der Weg über **Materialuntersuchungen** (2) die einzige Möglichkeit, Eingangsdaten für die Sickerwasserprognose zu erhalten. Dieser Weg ist daher im Rahmen des Ablaufschemas von zentraler Bedeutung. Hierbei geht es zunächst um die Ermittlung des Schadstofffreisetzungsverhaltens im wässrigen Milieu durch Laboruntersuchungen. Dieser

Schritt wird auch als Quelltermbestimmung bezeichnet. Die ermittelten Konzentrationen und Frachten sind dann über eine Transportpfadbetrachtung auf den Ort der Beurteilung zu extrapolieren. Hierbei können nach BBodSchV auch Stofftransportmodelle verwendet werden.

Nach BBodSchV können auch **in situ-Untersuchungen** (3) herangezogen werden. Im Gegensatz zur Direktbeprobung steht hierbei die **indirekte** Ermittlung der Stoffkonzentrationen durch Umrechnung oder Interpretation von in situ-Messungen im Vordergrund. Z. B. kann die Stoffkonzentration im Sickerwasser indirekt über die Henry-Konstante aus Bodenluftuntersuchungen ermittelt werden. Auch hierbei ist der Probenahmeort zu berücksichtigen.

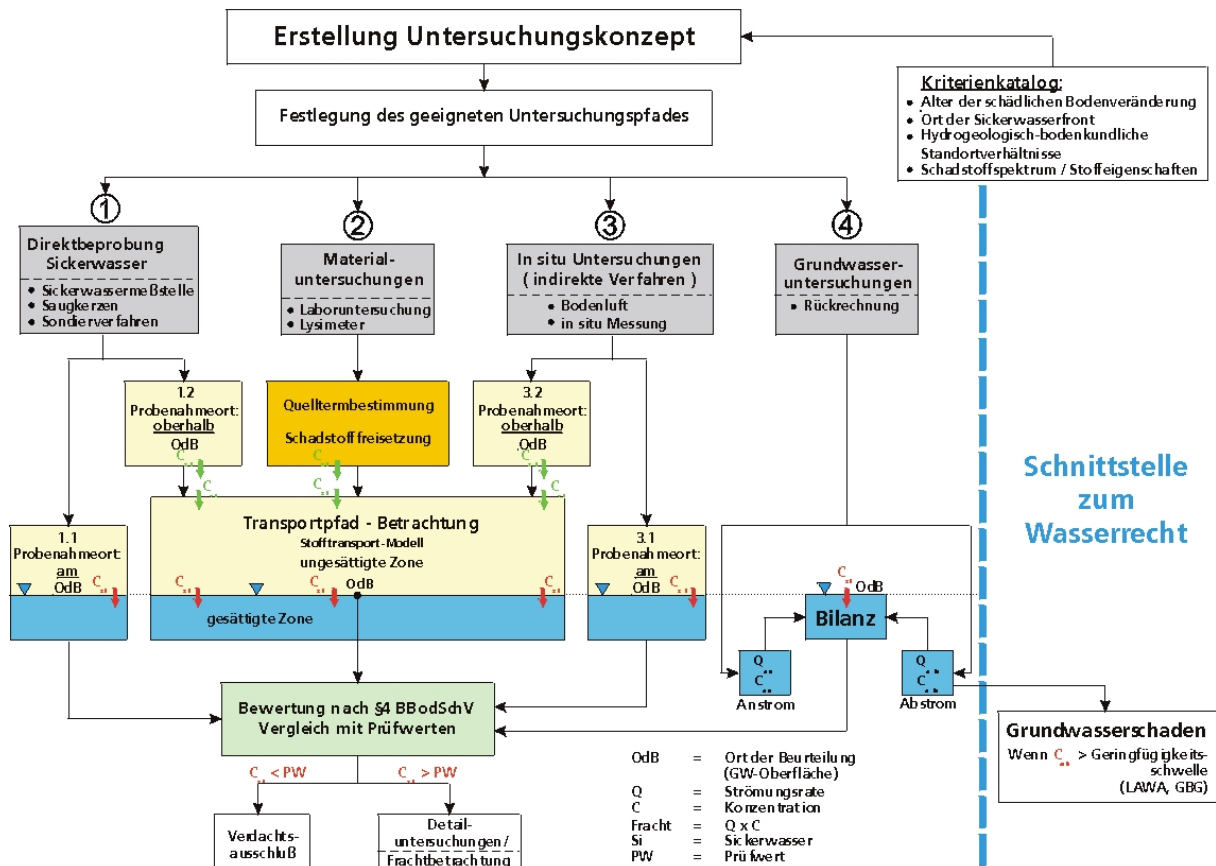


Abb. 2: Ablaufschema für die Sickerwasserprognose nach BBodSchV

Einen weiteren wichtigen Verfahrensweg bilden **Grundwasseruntersuchungen** (4). Zielsetzung ist hierbei durch Vergleich von An- und Abstromergebnissen auf einen Eintrag von Sickerwasser zu schließen und über eine Bilanzierung Stoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung zu ermitteln.

Tritt im Rahmen des Verfahrensweges über Grundwasseruntersuchungen der Fall ein, dass nach den entsprechenden rechtlichen Kriterien (z. B. Geringfügigkeitsschwellen nach GBG-Papier [4] oder LAWA-Liste [2]) bereits ein Grundwasserschaden vorliegt, so ist die Schnittstelle zum Wasserrecht zu beachten [5].

Je nach Sachlage und Verhältnismäßigkeit der einzusetzenden Mittel kann die Sickerwasserprognose u.U. auch auf rein verbalargumentativer Basis erfolgen.

3.1 Direktbeprobung von Sickerwasser

Eine Direktbeprobung des Sickerwassers am Ort der Beurteilung, also beim Übertritt von der ungesättigten in die gesättigte Zone, ist in der Praxis nur unter Schwierigkeiten realisierbar. Dies gilt insbesondere aufgrund jahreszeitlich schwankender Grundwasserstände. In der Regel wird man bei der Probenahme aus diesem Bereich ein Mischwasser aus dem geschlossenen Kapillarsaum und dem Grundwasser erhalten. Unter Berücksichtigung dieser methodisch bedingten Einschränkung kann am Ort der rechtlichen Beurteilung eine Direktbeprobung mittels Sickerwassermessstellen - oder noch einfacher - Sondierverfahren durchgeführt werden. In der ungesättigten Zone kann die Direktbeprobung prinzipiell mittels Saugkerzen erfolgen. Welche Verfahren bei der Direktbeprobung von Sickerwasser zum Einsatz kommen, ist von den Standortbedingungen und nicht zuletzt von wirtschaftlichen Faktoren abhängig. In Tabelle 1 sind die wichtigsten Verfahren aufgelistet und nach ihren Einsatzmöglichkeiten bewertet. Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Probenahme im Bereich der Eintragstelle eines Schadens erfolgt und nicht im Grundwasserab- oder -anstrom. Insofern ist eine Direktbeprobung von Sickerwasser unter wasserundurchlässig versiegelten Flächen wegen der fehlenden Sickerwasserbildung nicht sinnvoll.

Tab. 1: Vergleich verschiedener Gewinnungstechniken für Sickerwasser aus dem Boden [6]

Methoden	Vorteil	Nachteil
Saugkerzen	Konzentrationsmessungen in verschiedenen Bodenschichten, einfache Installation, geringe Bodenstörungen, verhältnismäßig billig	keine Erfassung des Sickerwassers in quantitativer Hinsicht, Probleme mit Sorptionseigenschaften des Kerzenmaterials
Sickerwassersammler	günstigere Einrichtungskosten im Vergleich zu Lysimetern	Einbau in gestörtem Boden (Anlaufphase zur Konsolidierung, Bodensetzungen können zu Muldenausbildung führen)
Kleinlysimeter	günstigere Einrichtungskosten im Vergleich zu Lysimetern, Variationsmöglichkeiten der Behandlungen	Begrenzung des Wurzelraumes, Unterbrechung des Kapillaranstieges, eventuelle Bodeninhomogenitäten werden nicht ausreichend erfasst.
Lysimeter		
Eingefüllt	kaum Beschränkung in der Ausführungsgröße	Anlaufphase zur Bodenkonsolidierung. Fehler beim Bodeneinbau (Bodenstruktur, Schichtung, Homogenisierung usw.) Zusatzkosten zur Kontrolle des Bodeneinbaues
Monolithisch	keine Konsolidierungsphase	Bevorzugte Sickerwege zwischen Boden- und Lysimeterwand. Kosten der Monolithgewinnung steigen überproportional mit dem Einbauvolumen
aus einem Beobachtungskeller	leicht durchführbare Wägung	Oaseneffekte durch Bauwerke. Unnatürlicher Temperaturhaushalt und Besatz von Bodenfauna.

im Feld	orts- und praxisübliche Bewirtschaftung, keine Oaseneffekte	hoher Betreuungsaufwand
Großlysimeter	für großwüchsige Vegetation (z.B. Wald)	Anlaufphase zur Bodenkonsolidierung
Sammeln von Dränwasser	orts- und praxisübliche Bewirtschaftung und auch für großwüchsige Vegetation, auch im geneigten Gelände ausführbar (Oberflächenabfluss und Dränabfluss)	nur bei bestimmten Bodenverhältnissen durchführbar, Fehler im Oberflächenabfluss durch Dränwirkung

3.1.1 Sickerwassermessstellen

Bei Vorliegen der entsprechenden Voraussetzungen können Sickerwassermessstellen mittels Klein- oder Großbohrgeräten errichtet werden. Bei Sickerwassermessstellen wird die Filterstrecke im Bereich des geschlossenen Kapillarsaums liegen und in der Regel 1 m Filterlänge nicht überschreiten. Das Sickerwasser aus solchen Messstellen sollte bevorzugt mit Schöpfgeräten von der Oberfläche entnommen werden, da mit diesem Verfahren am ehesten eine Vermischung von Sickerwasser mit Grundwasser vermieden wird.

Als Alternative zu ausgebauten Sickerwassermessstellen können bei Einmal-Beprobungen und nicht zu großen Grundwasserflurabständen auch konventionell ausgeführte Rammkernsondierungen mit einfachen Hilfsverrohrungen versehen und bei Erreichen des Grundwasserkapillarsaumes Schöpfproben entnommen werden. Dieses Verfahren hat sich vor allem bei der Erkundung auf leichtflüchtige Schadstoffe mit anschließender GC-Analytik bewährt, da hierzu nur geringe Wassermengen benötigt werden. Größere Wassermengen (1 bis 5 l) können mit Spezial-Pumpen auch aus kleinsten Verrohrungen entnommen werden. Allerdings sind hier Ausgasungseffekte bei leichtflüchtigen Schadstoffen zu beachten. Generell können Sickerwasserproben auch mit in situ-Probenahmeverfahren für die ungesättigte und gesättigte Zone wie zum Beispiel mittels Drucksondiertechnik oder dem GeoWater-Verfahren (schwere Rammsonde mit in der Spitze integriertem Filtersystem) gewonnen werden (Kap. 3.1.3).

3.1.2 Saugkerzen

Saugkerzentechniken werden in der bodenkundlichen Felduntersuchung zur gezielten Erfassung der Bodenlösungsschemie seit Jahrzehnten erfolgreich eingesetzt. Gleichwohl stellen sie für die konventionelle Altlastenbearbeitung einen relativ neuen methodischen Ansatz dar. Die Saugkerzen-Methodik ist im DVWK-Merkblatt 217 [7] detailliert beschrieben. Das Verfahren kann einerseits zur unmittelbaren Quelltermmittlung herangezogen werden, andererseits bietet sich die Möglichkeit, durch die Entnahme direkt am Ort der Beurteilung Materialuntersuchungen (Quelltermbestimmung im Laborversuch und Transportprognose) zu ersetzen oder deren Aussagen durch Kontrollmessungen zu überprüfen.

Saugsonden bestehen aus einem porösen Medium, der sogenannten Saugkerze, sowie Verbindungsschläuchen, Auffanggefäßen und einer Unterdruckapparatur (Abb. 3). Dabei ist jedoch zu beachten, dass das Kerzenmaterial der Saugsonden in physikochemische Wechselwirkung mit dem Porenwasser treten kann. Besonders im Rahmen der Sickerwasserprognose nach BBodSchV ist darauf zu achten, dass ein geeignetes Kerzenmaterial zur Sickerwasserbeprobung ausgewählt wird. Als am wenigsten problematisch für diese Zwecke hat sich Kerzenmaterial aus gering sorbierenden Kunststoffen oder Quarzsinter herausgestellt. Inzwischen gibt es eine Reihe von Herstellern von geeigneten Saugkerzen zur Entnahme von Porenwasser.

Als wesentliche Vorteile dieser Direktbeprobung sind zu nennen:

- Die Gewinnung von Porenlösung nahezu ungestörter Böden/Profile im gesättigten Bereich und in Abhängigkeit von der Porenweite der Saugkerzen sowie des angelegten Unterdruckes auch im ungesättigten Bereich.
- Die punktförmige Beprobung aus der gleichen physikalischen Umgebung, ständig (kontinuierlich) oder bei Bedarf in geeigneten Intervallen (diskontinuierlich), wodurch ein Monitoring möglich wird.
- Die Möglichkeit der gleichzeitigen Beprobung verschiedener Tiefen/Horizonte eines Bodenprofils.

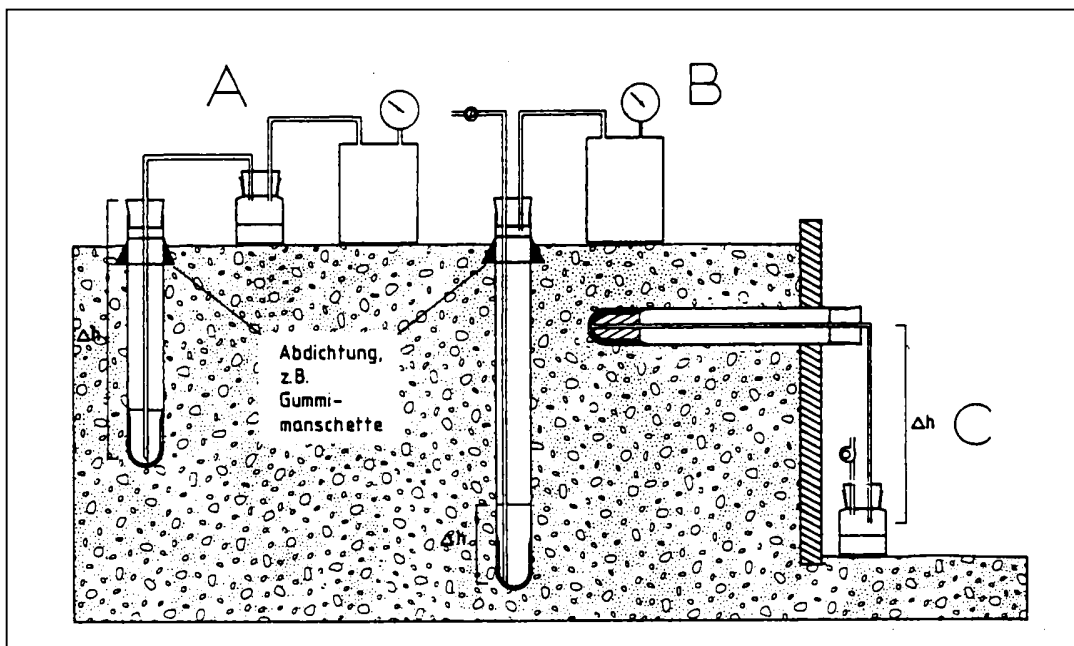


Abb. 3: Beispielhafter Aufbau einer Saugsondenanlage zur Entnahme von Bodenwasser [7]
(A und B: vertikaler Einbau mit Bodenwasserentnahme durch Anlegen eines Unterdruckes; C: horizontaler Einbau mit Entnahme durch hängende Wassersäule)

In Tabelle 2 ist das Ergebnis einer Auswertung der Saugkerzenmethode mit alternativen Verfahren dargestellt [8]. Folgende Aspekte können hiernach als positiv bewertet werden:

- Einfache technische Umsetzbarkeit, kostengünstig,
- tiefendifferenzierte Beprobung (gezielte Untersuchung von Schadstoffherden, Nachweis von Schadstofffronten, unter Umständen Gewinnung von Sickerwasserproben am Ort der Beurteilung nach BBodSchV),
- erfolgreiches Verlaufsmontoring,
- gewonnene Sickerwassermengen für das jeweils vorgesehene Analyseprogramm in der Regel ausreichend.

Trotz dieser positiven ersten Erkenntnisse gilt es noch, Unsicherheiten auszuräumen, die im Hinblick auf die Zuverlässigkeit und Repräsentativität der Ergebnisse bestehen. So sind aus bodenkundlichen Untersuchungen sowie Prüfungen der Produktforschung durch die Saugkerzenhersteller parameterspezifische Wechselwirkungen zwischen den eingesetzten Saugkerzenmaterialien und den untersuchten Substanzen bekannt.

Nicht zuletzt deshalb ist im Umgang mit den mittels Saugkerzenmethodik erhobenen Analyseergebnissen seitens der zuständigen Behörden noch eine gewisse Unsicherheit und mangelnde Akzeptanz spürbar, wenn es darum geht, Konsequenzen aus so ermittelten Prüfwertüberschreitungen nach BBodSchV zu ziehen. Als Hauptursache ist der Umstand anzusehen, dass - im Gegensatz beispielsweise zu den meisten bodenkundlichen Fragestellungen - aufgrund der im Altlastenbereich betriebenen Spurenanalytik selbst geringe Fehlerabweichungen die Ergebnisaussage inakzeptabel verfälschen können. Erfahrungen zum Einfluss des porösen Kerzenmaterials (Keramik, Teflon, geschäumtes PE, Borosilikatglas etc., s. Tab. 6 im Anhang) auf unterschiedliche Schadstoffe liegen jedoch zwischenzeitlich vor [9].

Tab. 2: Auswahl von Projekten mit Einsatz der Saugkerzenmethode

Projekt	Untersuchte Parameter	Eingesetztes Saugkerzen-material	Vergleichsdaten aus Alternativverfahren
Wuppertal (Monitoring)	Arsen, Blei, Kupfer, Zink, Bor, Calcium, Magnesium, Sulfat, Chlorid, PAK	Keramik	Vorhanden (DEV-S 4)
Wuppertal (Monitoring)	Arsen, Blei, Kupfer, Zink, Bor, Calcium, Magnesium, Chlorid, Sulfat, PAK	Keramik	Vorhanden (DEV-S 4)
Bielefeld	Chrom _{ges} , Chlorid, Sulfat, Fluorid, TOC, AOX, PAK, MKW	Keramik	Vorhanden (DEV-S 4)
Mühlheim	Arsen, Antimon, Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink	Teflon-Nylon	Vorhanden (Bodensättigungsextrakt)

Schließlich ist die begrenzte Tiefenreichweite zu beachten, die mit herkömmlicher Methodik bei ca. 8 m unter Gelände liegt. Neben dem horizontalen Einbau der Saugkerzen ist auch ein vertikaler Einbau möglich, der gerade für größere Tiefen einfacher zu realisieren ist (Abb. 3).

Insgesamt ist die Saugkerzenmethodik jedoch eine einfache und effiziente Möglichkeit zur gezielten Bodenwassergewinnung (ungesättigte Zone). Aus diesem Grund hat diese Methode das Potenzial, sich mittelfristig auch bei der Erkundung kontaminierter Standorte und Verdachtsflächen zu bewähren. Sie könnte sich aufgrund der Vorteile als sinnvolle und preiswerte Ergänzung zu den sonstigen Methoden etablieren. Voraussetzung sind allerdings zusätzliche Erfahrungen, um die Qualität der Ergebnisse im Vergleich mit den anderen Verfahren besser beurteilen zu können.

3.1.3 Sondierverfahren

Die Direktbeprobung von Sickerwasser setzt die teufengenaue Lokalisierung der Grundwasser Oberfläche durch entsprechende probenahmebegleitende Messungen voraus. Eine Möglichkeit des Einsatzes für Sickerwasserprognosen ist durch das BAT-Drucksondierverfahren gegeben, das im folgenden beschrieben wird.

Beim Drucksondierverfahren [10] wird eine zylindrische Sondierspitze mit konstanter Geschwindigkeit und einem Druck von ca. 200 kN hydraulisch in den Untergrund gedrückt. Zur Messung der Untergrunddaten und zur Entnahme von Bodenluft-, Wasser- und Bodenproben stehen verschiedene Sonden zur Verfügung, die je nach Bodenbeschaffenheit und Sondenart unterschiedliche Tiefen erreichen. Die Reaktionskraft wird in den meisten Fällen durch das Eigengewicht der Sondierfahrzeuge aufgebracht; leichtere Sondiergeräte werden entsprechend verankert.

Das in situ-Probenahmesystem BAT besteht aus einer Filterspitze, welche mit einem Hohlgestänge zunächst in die gewünschte Tiefe gedrückt wird. Durch Zurückziehen des Gestänges um 10 cm wird der Sondenmantel geöffnet und legt eine Filterstrecke frei (Sinterstahlfilter, Porengröße 20 μm , Außendurchmesser 33 mm, Höhe 100 mm), die vom Grundwasser durchströmt wird (Abb. 4).

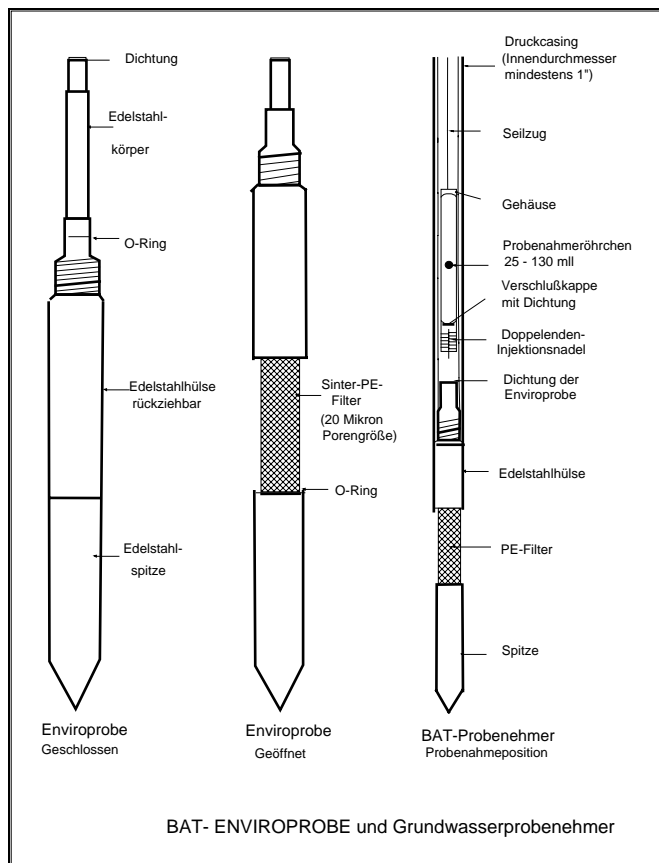


Abb. 4 : Schematischer Aufbau des BAT-Systems

Im Hohlgestänge wird nun über ein Shuttle-System ein evakuiertes Glasgefäß (Volumen 130 ml) herabgelassen, das über eine Doppelnadel an den Filterraum andockt und sich mit Bodenwasser füllt. Die so gewonnene Probe ist gasdicht und steht in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe unter dem jeweiligen hydrostatischen Druck. Die Probenmenge lässt sich durch wiederholtes Herablassen der Probengefäße erhöhen.

Das BAT-Verfahren ermöglicht dadurch die Entnahme von Grundwasserproben, welche die am Ort der Probenahme herrschenden hydrochemischen und physikalischen Bedingungen

weitgehend exakt repräsentieren. Dies ist vor allem bei der Analyse leichtflüchtiger Komponenten oder redoxabhängiger Verbindungen von Vorteil.

Zur Festlegung des Probenahmeortes ist die genaue Kenntnis der Lage des Grundwasserspiegels am Ort der Untersuchung notwendig. Hierzu kann im Vorfeld eine Porenwasserdrucksondierung durchgeführt werden, aus der mittels Dissipationstest der Grundwasserstand errechnet wird.

3.2 Materialuntersuchungen

Nach Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV kann die Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung unter anderem auf der Grundlage von Materialuntersuchungen an Feststoffproben im Labor (Elution, Extraktion), bei anorganischen Stoffen insbesondere durch Elution mit Wasser abgeschätzt werden. Hierbei wird angenommen, dass die Stoffkonzentration im Eluat der Sickerwasserkonzentration am Probenahmeort entspricht. Dieser Schritt wird auch als Quelltermbestimmung bezeichnet. Da die rechtliche Beurteilung nach BBodSchV aber beim Übertritt des Sickerwassers von der ungesättigten in die gesättigte Zone vorgenommen wird, muss die Sickerwasserkonzentration vom Ort der Probenahme auf den Ort der Beurteilung umgerechnet werden (Kap. 3.5).

3.2.1 Quelltermbestimmung

Die Quelltermbestimmung oder Bestimmung der Sickerwasserkonzentration am Ort der Probenahme ist in der BBodSchV geregelt. Berücksichtigt man die entsprechenden Ausführungen der BBodSchV im Anhang 1, Kapitel 3.1.2 und 3.3 sowie Tabelle 2, so ergibt sich für die Auswahl der Verfahren und die Durchführung der Quelltermbestimmung folgendes Ablaufschema (Abb. 5):

Zu Beginn der Materialuntersuchungen steht die dem Schadstoff angepasste und räumlich-zeitlich repräsentative Probenahme. Diese wird in Abhängigkeit vom Kriterienkatalog durchgeführt (Kap. 3.5.3). Das Freisetzungverhalten der Probe ist vorzugsweise im wässrigen Milieu zu ermitteln, wenn nicht andere Standortverhältnisse die Auswahl eines geeigneteren Elutionsmittels anzeigen. Nach der Entscheidung, welche Schadstoffgruppen als relevant zu untersuchen sind, teilt sich die Vorgehensweise in unterschiedliche Verfahrensgänge auf, die im folgenden kommentiert werden. Alle Verfahren dienen der Bestimmung der Stoffkonzentration im Eluat, die dann als Quellterm oder Sickerwasserkonzentration am Ort der Probenahme in die Transportprognose und schließlich in die Bewertung eingeht.

3.2.2 Organische Schadstoffe

Nach BBodSchV Tabelle 2, Anhang 1, Kapitel 3.1.2 sind bei organischen Schadstoffen für die Herstellung von Eluaten mit Wasser der Säulen- oder der Lysimeterversuch vorgegeben. Als Hinweis zur Durchführung wird nur die Beachtung der Geschwindigkeit, mit der sich stoffspezifisch die Gleichgewichtskonzentration einstellt, gegeben. Ein Verweis auf eine genormte Methodik (z. B. DIN-Normen) existiert nicht, was in der Praxis zu Unsicherheiten führt.

Im Hinblick auf Lysimeterversuche existieren keine allgemein anerkannten Verfahrenbeschreibungen. Somit gibt es derzeit keine allgemein verbindlichen und genormten Vorgaben zur reproduzierbaren und repräsentativen Ermittlung des Freisetzungsverhaltens organischer Schadstoffe. **Lysimeter** sind aus der bodenkundlichen Feld- und Laborforschung bekannt [11]. Es handelt sich dabei um gestörte oder ungestörte Bodenmonolithen, die dem Sammeln von Bodenwasser und Bodenlösung unter möglichst realitätsnahen Bedingungen dienen.

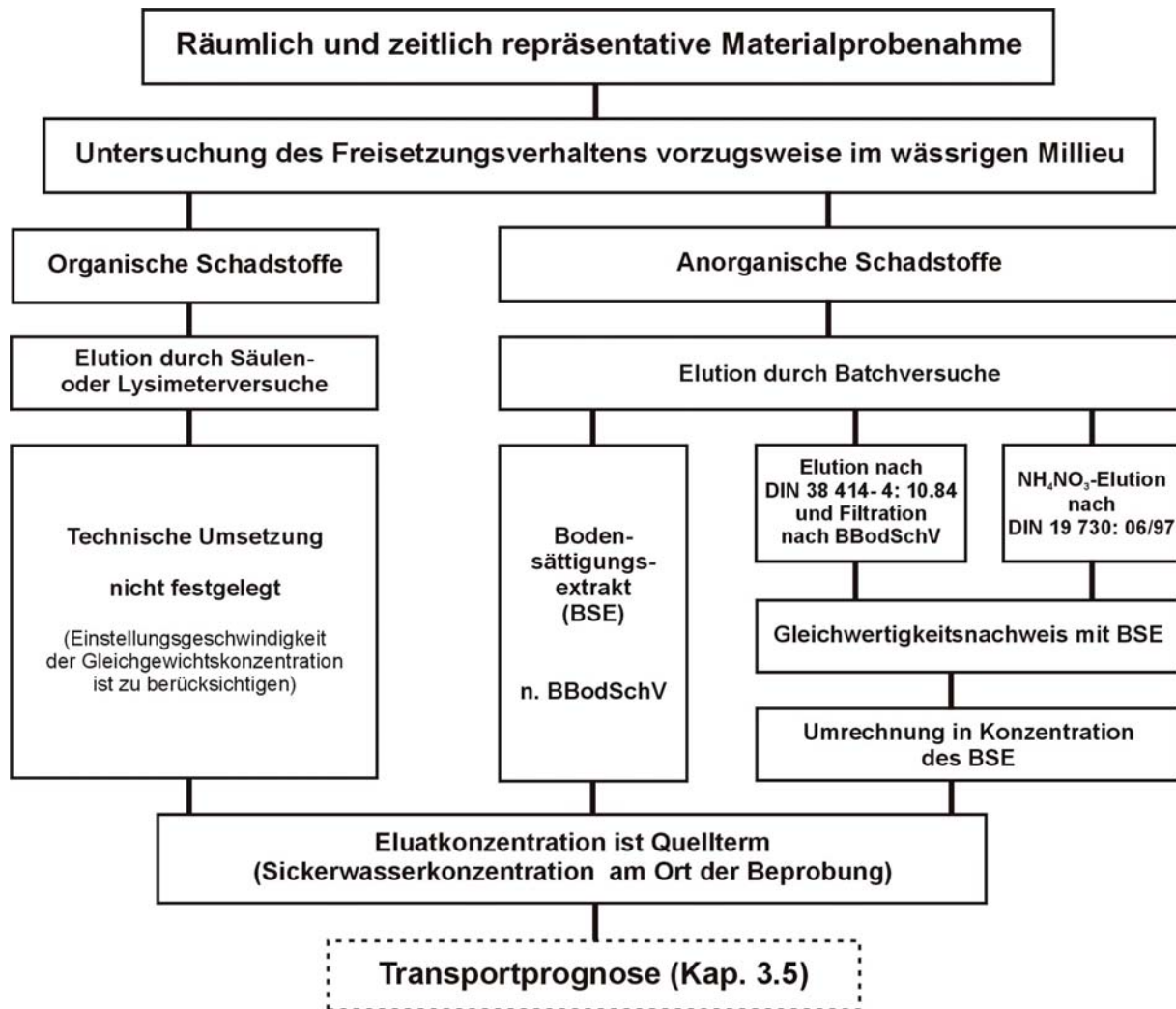


Abb. 5: Fließschema zur Durchführung einer Sickerwasserprognose auf der Grundlage von Materialuntersuchungen nach BBodSchV

Bei den Lysimeteruntersuchungen sind im wesentlichen zwei Techniken anzuführen:

- Entnahme von Bodenmaterial und gestörtes Befüllen der Lysimeter und
- ungestörte Entnahme der Bodensäule durch Stechen oder Herauspräparieren.

Insbesondere mit gestörtem Bodenmaterial befüllte Lysimeter werden oftmals als nicht repräsentativ und nicht mit natürlichen Bodenverhältnissen vergleichbar angesehen. Durch neuere Entnahmeverfahren zur Gewinnung von ungestörten Bodensäulen ist es möglich geworden, Lysimeterversuche auch mit Bodenvolumina von mehreren Kubikmetern anzustellen. Hier steigt der Aufwand beim Bau und Betrieb dieser Lysimeter enorm an.

Großlysimeteranlagen sind begehbar und mit Vegetation bewachsen. In ihnen wird das an der Sohle frei dränende Sickerwasser gewonnen. Kleinere Lysimeter sind zur Untersuchung des Wasserhaushalts häufig wägbare. In ihnen lassen sich durch Anlegen von Unterdrücken auch ungesättigte Bedingungen an der Sohle einstellen. Im Labormaßstab dienen Lysimeter unter anderem einfachen schadstoffspezifischen Betrachtungen zum Transportverhalten, wobei unterschiedlich belastete Böden geschichtet eingebaut werden (Quelle→Transportstrecke, Kap. 3.5)

Bei **Säulenversuchen** sind derzeit zwei Verfahrensvorschriften im Umlauf, die mit zum Teil unterschiedlichen Schwerpunkten dieser Problematik Rechnung tragen wollen. Zum einen ist dies die Vornorm DIN V 19736 10.98 Bodenbeschaffenheit – Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser des Deutschen Instituts für Normung, zum anderen das Merkblatt Nr. 20, herausgegeben vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen [12].

Beide Verfahren regeln die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen, sind jedoch aufgrund der im Anhang dargelegten Ausführungen nur eingeschränkt allgemein gültig anwendbar. Die allgemeine Einführung der Vornorm DIN V 19736 [13] ist aufgrund fachlicher Probleme zunächst zurückgestellt. Bei der praktischen Umsetzung zeigten sich vor allem die Schwierigkeiten in der Auswertung unter Gleichgewichts-/Nicht-Gleichgewichtsbedingungen und deren Herleitung. Das Merkblatt Nr. 20 sieht deshalb längere Kontaktzeiten vor und setzt Gleichgewichtsbedingungen voraus. Auf eine Untersuchung, ob Gleichgewichtsbedingungen vorliegen, wird verzichtet. Die im Anhang aufgeführten Anmerkungen zu den bestehenden Regelwerken und die weitergehenden Vorschläge zur Durchführung von Säulenversuchen sind weitgehend auf Klotz [14] zurückzuführen und erfolgten in Absprache mit Klotz.

Insgesamt sind die technischen Vorschriften beider Regelwerke nicht hinreichend genau spezifiziert, so dass dem Bearbeiter zu viele Freiheitsgrade bleiben und dadurch Reproduzierbarkeit und Repräsentativität der Ergebnisse nicht in ausreichendem Maße gewährleistet sind. Bezogen auf das Merkblatt Nr. 20 des LUA NRW ist zu bemerken, dass dieses Regelwerk zunächst nur für PAK-belastete Materialien Gültigkeit hat, da nur hierfür entsprechende experimentelle Nachweise erfolgt sind. Die Übertragbarkeit auf andere Schadstoffgruppen ist noch nachzuweisen. Die im Merkblatt Nr. 20 [12] angegebenen Säulenmaße (5 * 32 cm) sind im Verhältnis zum Einbaumaterial zu gering bemessen und beinhalten daher die zu den Säulenmaßen ausgeführten Nachteile von inhomogenen Strömungsverhältnissen und Wandungseffekten. Der Einbau des Materials erfolgt in einfacher Schüttung, so dass sich kein einheitliches Korngefüge ausbilden kann. Die Ergebnisse sind daher nur bedingt reproduzierbar und die hydraulischen Verhältnisse innerhalb der Säule inhomogen. Die angenommene Nutzporosität mit 45% ist deutlich höher als unter natürlichen Verhältnissen und durch den lockeren Einbau bedingt. Die Nutzporosität wirkt sich jedoch entscheidend auf Transport- und Auslaugungsprozesse aus, denn sie beeinflusst die Kontaktzeit maßgeblich. Der Zeitpunkt der Probenahme ist bereits nach 2-4 ausgetauschten Porenvolumina vorgesehen und daher vor dem Hintergrund der ungleichgewichtigen hydraulischen Verhältnisse nicht repräsentativ. Er gibt somit keine Gleichgewichtsbedingungen wieder. Im Idealfall soll der Säulenversuch die natürlichen Verhältnisse wiedergeben; dies erfordert einen Gleichgewichtszustand zwischen der flüssigen und der festen Phase.

Die Gleichgewichtseinstellung ist jedoch nur bei Vorliegen einer residualen Phase und/oder einer als Sorptionsmedium dienenden organischen Matrix erzielbar. Sind diese Bedingungen nicht erfüllt, so führen hohe Flussraten unter Vortäuschung des Gleichgewichtszustandes zu deutlicher Unterschätzung der Stoffkonzentration und niedrige Flussraten zu deutlicher Über-

schätzung der Konzentration. Deswegen sollte der Forderung, die Flussraten naturnah zu wählen, in jedem Fall Rechnung getragen werden. Annähernd übereinstimmende Ergebnisse zwischen Natur und Labor können im Säulenversuch nur nach Feststellung von Gleichgewicht (Vornorm) erzielt werden. Liegen die Schadstoffe in residualer Phase oder an organische Matrix (hohe TOC-Gehalte) gebunden vor, so ist bei unterschiedlichem Durchfluss (1 ml/min, 0,5 ml/min, 0,19 ml/min) Gleichgewicht erzielt worden [15].

Die Vornorm DIN V 19 736 empfiehlt für die Elution von leichtflüchtigen Schadstoffen wegen der Gefahr von Minderbefunden durch Aufbereitungsverluste die Verwendung von ungestörtem Probenmaterial. Sollte dies in der Praxis beispielsweise aufgrund von gröberkörnigem Material nicht zu realisieren sein, sollte auf Materialuntersuchungen verzichtet werden. Es bieten sich hier alternative Methoden entsprechend dem Ablaufschema an (Abb. 2).

In der Regel zeigen S4-Eluate (Kap. 3.2.3) für organische Parameter höhere Gehalte im Vergleich zum Säulenversuch [16]. Für die Stoffgruppe der PAK zeigt sich dieses Verhalten ausreichend systematisch [17], so dass unter Zugrundelegung von Worst Case-Betrachtungen auch die Ergebnisse der S4-Elution für eine erste Annäherung einsetzbar sind. So ist es in begründeten Fällen denkbar, über die S4-Elution bei PAK-belasteten Verdachtsflächen ein Raster-Screening mit dem S4-Test durchzuführen und an den Stellen, wo der S4-Test Indizien auf eine PAK-Belastung anzeigt, mit dem Säulenversuch ein realitätsnähere Bewertungsgrundlage zu schaffen. Zu diesem Thema sei auf das Forschungsvorhaben des BMBF Quelltermbestimmung und Sickerwasserprognose und das Untersuchungsvorhaben des Landesumweltamtes NRW Vergleich und Bewertung von Untersuchungsmethoden zur Beurteilung der mobilen und mobilisierbaren Anteile von Gehalten ausgewählter organischer Schadstoffe (PAK) in der ungesättigten Bodenzone – Methodenvergleich verwiesen.

3.2.3 Anorganische Schadstoffe

Nach BBodSchV können die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser am Ort der Probenahme für anorganische Schadstoffe ansatzweise mit den Ergebnissen des Bodensättigungsextraktes BSE gleichgesetzt werden. Die Verwendung alternativer Elutionsverfahren wie z. B. der Methode nach DIN 38414 S4 [18] oder des Ammoniumnitrat-auszuges nach DIN 19730 [19] ist zulässig, wenn die Gleichwertigkeit der Ergebnisse mit dem Bodensättigungsextrakt sichergestellt ist. Die Bodenschutzverordnung führt allerdings nicht näher aus, wie dieser in der Praxis schwierig realisierbare Gleichwertigkeitsnachweis zu führen ist. Die Annahme des Gesetzgebers war, dass zwischen den Verfahren eine funktionale Beziehung auf der Basis einer logarithmischen Regression entsprechend der DIN V 19735 [20] hergestellt werden kann.

Hiernach kann man bei Kenntnis der logarithmischen Regressionskonstanten a und b eine im S4-Versuch ermittelte Stoffkonzentration auf die Stoffkonzentration im Bodensättigungsextrakt umrechnen. Die bisherigen Erfahrungen [21] zeigen, dass dies in der Praxis wegen erheblicher Streubreiten nur eingeschränkt möglich ist. Wie aus Abbildung 6 am Beispiel von Blei ersichtlich, würden 62 $\mu\text{g/l}$ im S4-Versuch zu 25 $\mu\text{g/l}$ im BSE führen, die dem Prüfwert für Blei nach BBodSchV entsprechen. Berücksichtigt man die Streuung der Einzelwerte, so kann bei einem S4-Wert von 62 $\mu\text{g/l}$ mit 95% Wahrscheinlichkeit ein BSE-Wert zwischen 600 und 1 $\mu\text{g/l}$ abgeleitet werden. Diese Unsicherheit ist im praktischen Vollzug nicht akzeptabel und wurde auch in einem Ringversuch, durchgeführt im Auftrag der Stadt Hamburg [22], bestätigt.

Ableitung von Konzentrationen **anorganischer** Stoffe im Bodenwasser aus Eluatgehalten nach DIN 38414-4

Grundlage: Vorliegen einer funktionalen Beziehung zwischen Bodensättigungsextrakt und Eluatgehalten nach DIN 38414-4 entsprechend DIN V 19735

Funktionsgleichung:

$$\log c_{\text{BSE}} = a * \log c_{\text{S4}} + b$$

a, b: Konstanten der logarithm. Regressionsgeraden

Parameter für Blei:

DIN V 19735

$$r^2: \quad 0,603 \quad 0,547$$

Prüfwert PB (BSE): 25 µg/l

cS4 n. Regression: 62 µg/l

cBSE max. 95% VB : 600 µg/l

cBSE min. 95% VB: 1 µg/l

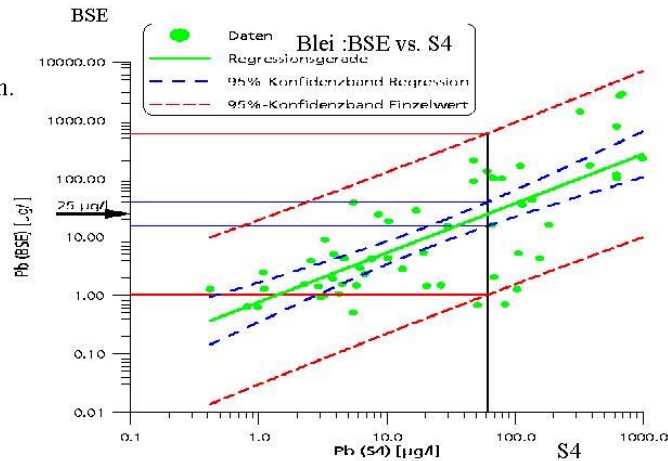


Abb. 6: Korrelation zwischen BSE und DIN 38414-4 Eluatkonzentrationen für Blei nach [21]

Als Konsequenz ist die Anwendung der Vornorm zunächst nicht praktikabel. Die Frage, ob der in der Vornorm eingeschlagene Weg eines pauschalen Gleichwertigkeitsnachweises mit der Möglichkeit einer Umrechnung von S4-Werten auf BSE-Werte überhaupt realisierbar ist, muss von den Ergebnissen der geplanten Forschungsvorhaben abhängig gemacht werden. Die Führung eines individuellen Gleichwertigkeitsnachweises kann abhängig von der Standortsituation und den wirtschaftlichen Rahmenbedingungen im Einzelfall sinnvoll sein. Beispielsweise könnte bei großen Verdachtsflächen über ein systematisches S4-Screening in Verbindung mit BSE-Tests an ausgewählten Proben ein standortbezogener Gleichwertigkeitsnachweis geführt werden, der auch wirtschaftlichen Gesichtspunkten Rechnung trägt.

Bodensättigungsextrakt BSE

Die experimentelle Durchführung des Bodensättigungsextraktes ist in der BBodSchV geregelt. Das Verfahren wurde bisher hauptsächlich für bodenkundliche Fragestellungen verwendet und ist einerseits für toniges, andererseits für sehr grobtexturiertes Material wie viele technische Substrate, schwierig anwendbar.

Aufgrund der nicht genormten und somit subjektiven Einflüssen unterliegenden Einschätzungen zur Feuchte und zur Fließgrenze des Materials kann es zu Problemen bei der Reproduzierbarkeit der Versuchsdurchführung kommen. Statistisch abgesicherte Ergebnisse zur Korrelation von Stoffkonzentrationen aus dem Bodensättigungsextrakt mit realen Sickerwasserkonzentrationen liegen bisher nicht vor.

Elution nach DIN 38414-4 (S4-Versuch)

Für den Elutionsversuch nach DIN 38414-4 werden 100 g Probe mit einem Liter Wasser 24 Stunden geschüttelt. Hierbei entspricht das sehr hohe Wasser/Feststoffverhältnis 10:1 nicht den natürlichen Verhältnissen. Bei dem Versuch findet eine vollständige Umspülung der Probe und durch den Schüttelprozess auch eine unnatürliche mechanische Zerkleinerung statt.

Voraussetzung für eine analytisch korrekte Ermittlung der Lösungskonzentration ist ein optisch klares Eluat. Zur Vermeidung von Überbefunden bei trüben Eluaten ist nach BBodSchV generell die Filtration des Eluates über ein 0,45 µm Membranfilter vorgeschrieben. Adsorption am Filtermaterial kann vor allem bei organischen Parametern zu deutlichen Minderbefunden führen.

Für anorganische Schadstoffe gibt es Hinweise, dass Sickerwasserkonzentration und Stoffkonzentration im S4-Eluat auf vergleichbarem Niveau liegen. Die Vorteile der Elution nach DIN 38414-4 liegen vor allem im genormten Ablauf und der langjährigen Erfahrung, die bei entsprechender Qualitätssicherung zu Ergebnissen mit akzeptabler Reproduzierbarkeit führen.

Elution nach DIN 19730 (Ammoniumnitratextrakt)

Der Ammoniumnitratextrakt nach DIN 19730 ist nach BBodSchV zur Ermittlung der Gehalte anorganischer Schadstoffe für die Bewertung der Schadstoffe im Wirkungspfad Boden - Nutzpflanze vorgesehen und kann unter dem Vorbehalt des Gleichwertigkeitsnachweises auch zur Abschätzung der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser eingesetzt werden.

3.3 In situ-Untersuchungen – indirekte Verfahren

3.3.1 Bodenluft

In vielen Fällen ist davon auszugehen, dass der Schadstoffgehalt in der Bodenluft im Gleichgewicht mit der wässrigen Phase steht. Dadurch ist es im Grundsatz möglich, im Gleichgewichtszustand Bodenluftkonzentrationen über die Henry-Konstante H auf Stoffkonzentrationen im Sickerwasser umzurechnen:

$$c_{\text{Wasser}} = c_{\text{Bodenluft}} / H$$

Wegen der hohen Diffusionskoeffizienten von LHKW oder BTXE in der Gasphase ist dieses Verfahren für diese Stoffgruppen auch bei raschem Wassertransport im Boden geeignet. Entsprechende Angaben zur Henry-Konstante für alle wichtigen leichtflüchtigen Schadstoffe finden sich in der einschlägigen Literatur. Voraussetzung ist allerdings die Einrichtung einer entsprechenden Gleichgewichts-Bodenluftmessstelle (Abb. 7).

Die Möglichkeiten der Probenahme von Bodenluft auf leichtflüchtige Stoffe (LHKW, BTXE-Aromaten, leichtflüchtige aliphatische Kohlenwasserstoffe, Deponiegase, Naphthalin) sind in der VDI-Vorschrift Nr. 3865 Blatt 2 [24] beschrieben. Nach dieser VDI-Vorschrift können verschiedene Verfahren zum Einsatz kommen. Es ist bekannt, dass je nach eingesetztem Verfahren und Probenahmebedingungen gewisse Schwankungen der gemessenen Werte vorkommen können.

Da Bodenluftmessungen grundsätzlich in der ungesättigten Zone stattfinden, muss zusätzlich eine Betrachtung des Transportpfades durchgeführt werden (Kap. 3.5).

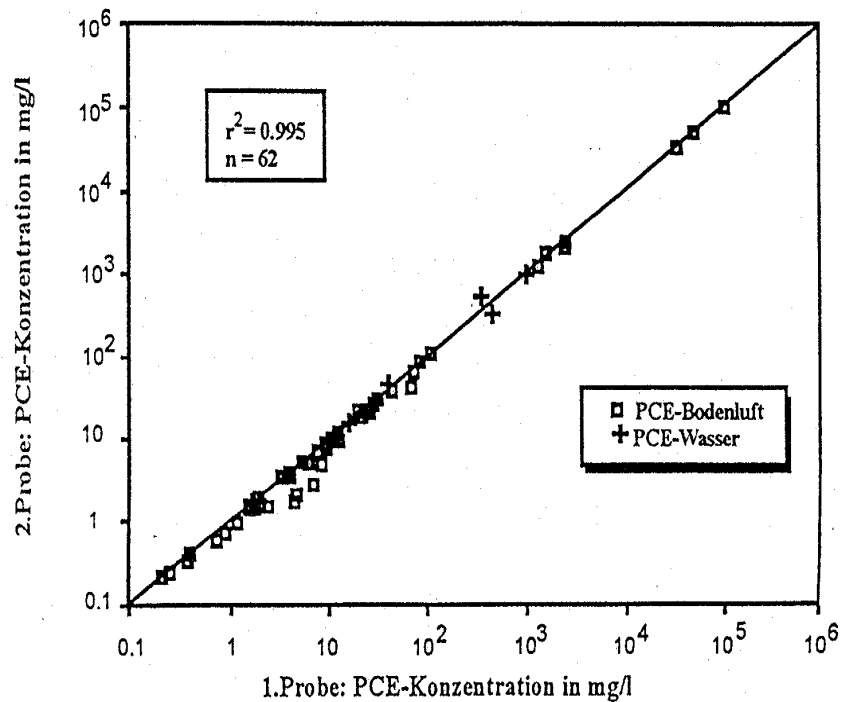


Abb. 7: Reproduzierbarkeit von Tetrachlorethen in stationären Bodenluftmeßstellen und Grundwasserpegeln bei Wiederholungsmessungen, aus [23]

3.3.2 Drucksondierungen in der ungesättigten Bodenzone

Durch die Entwicklung spezieller Umweltsonden zur Aufnahme chemischer und hydrogeologischer Daten sowie Probenahmesonden hat sich die Drucksondiertechnik als effektives Hilfsmittel zur vertikalen und lateralen Eingrenzung von Kontaminationen der ungesättigten und gesättigten Bodenzone etabliert.

Neben der Interpretation des geologischen Schichtprofils aus Sondenspitzen- und Mantelreibung ist die simultane Aufnahme folgender Vertikalprofile möglich:

- Kohlenwasserstoffe (Treibstoffe, Mineralöl, Teeröl) mit Lasersonde ROSTTM [25, 26]
- LHKW, BTEX mit Membrane Interface Probe (MIP-Sonde) [27]
- Salinität (elektrische Formations- und Wasserleitfähigkeit) mit Leitfähigkeitssonde
- Dynamischer Porenwasserdruck mit Porenwasserdrucksonde

Damit kann das vertikale Kontaminationsprofil genau eingegrenzt werden. Ein Vorteil ist dabei die flexible, problemorientierte Vorgehensweise vor Ort, da anhand der gewonnenen Felddaten direkt über die weitere Vorgehensweise entschieden werden kann. Nach einer ersten vor Ort-Auswertung können mit den Probenahmesystemen MOSTAP und BAT unmittelbar 1m-Sedimentvollkerne sowie gasdichte Wasserproben aus den zu beurteilenden Horizonten entnommen werden. Die folgenden Abbildungen 8-11 geben einige Anwendungsbeispiele.

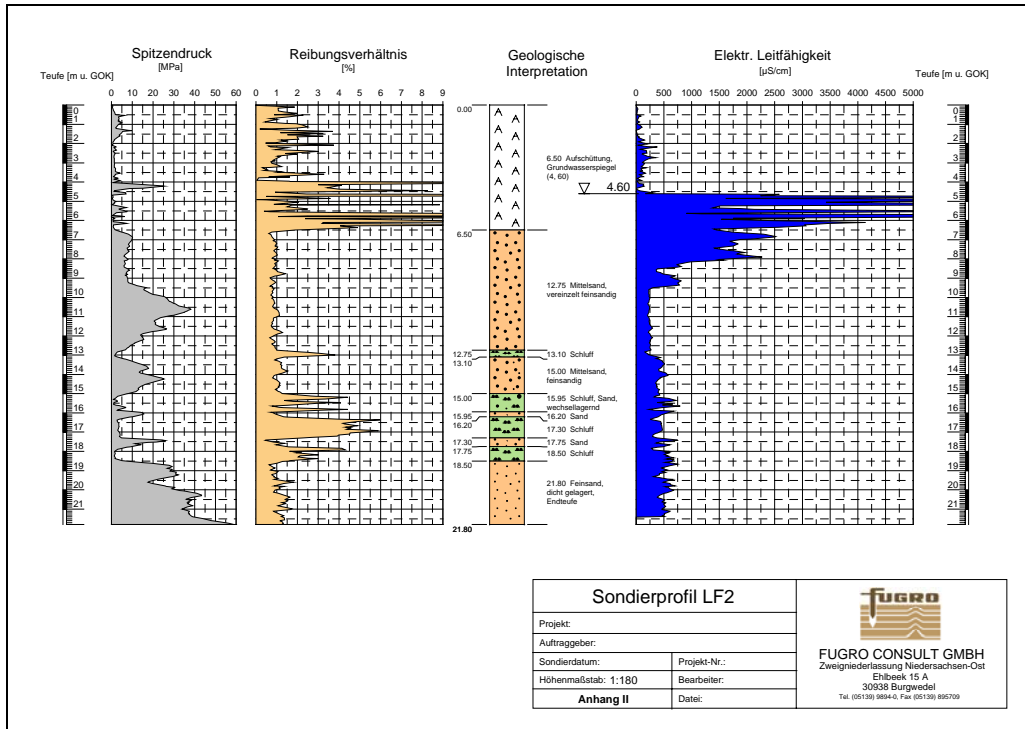


Abb. 8: Leitfähigkeitssonde: Sickerwasseraustrag aus einer Deponie mit Darstellung des Sondenspitzen-drucks, des Reibungsverhältnisses und der daraus abgeleiteten geologischen Interpretation:

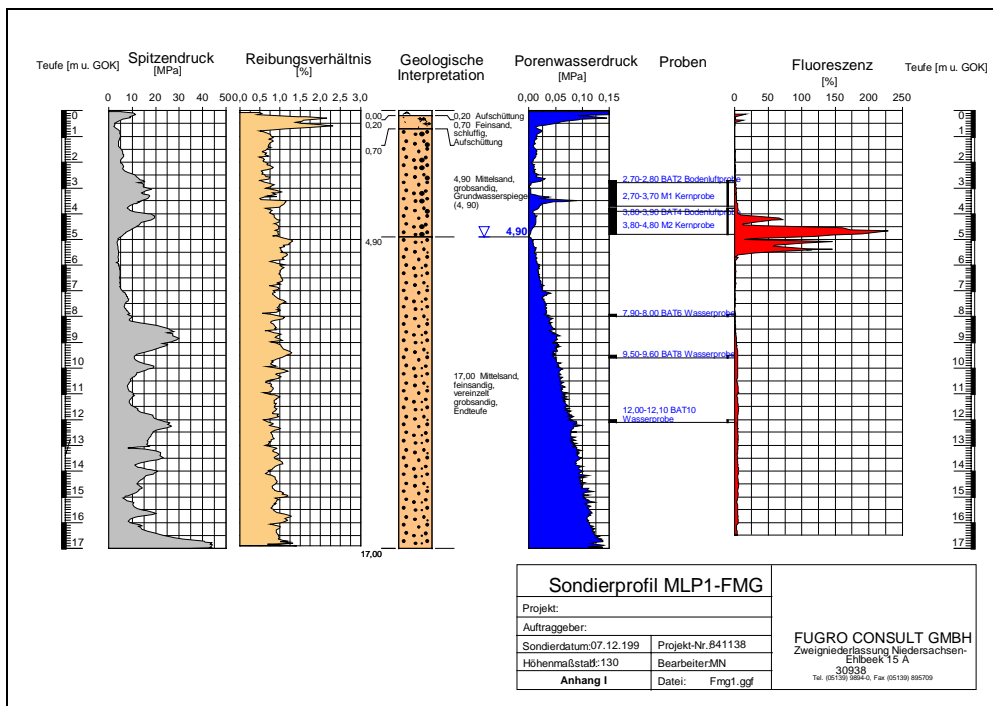


Abb. 9: Fluoreszenz- und Porenwasserdrucksonde: Eingrenzung einer Kerosinphase mit Darstellung des dynamischen Porenwasserdruckprofils und der BAT- und MOSTAP-Probenahmehorizonte

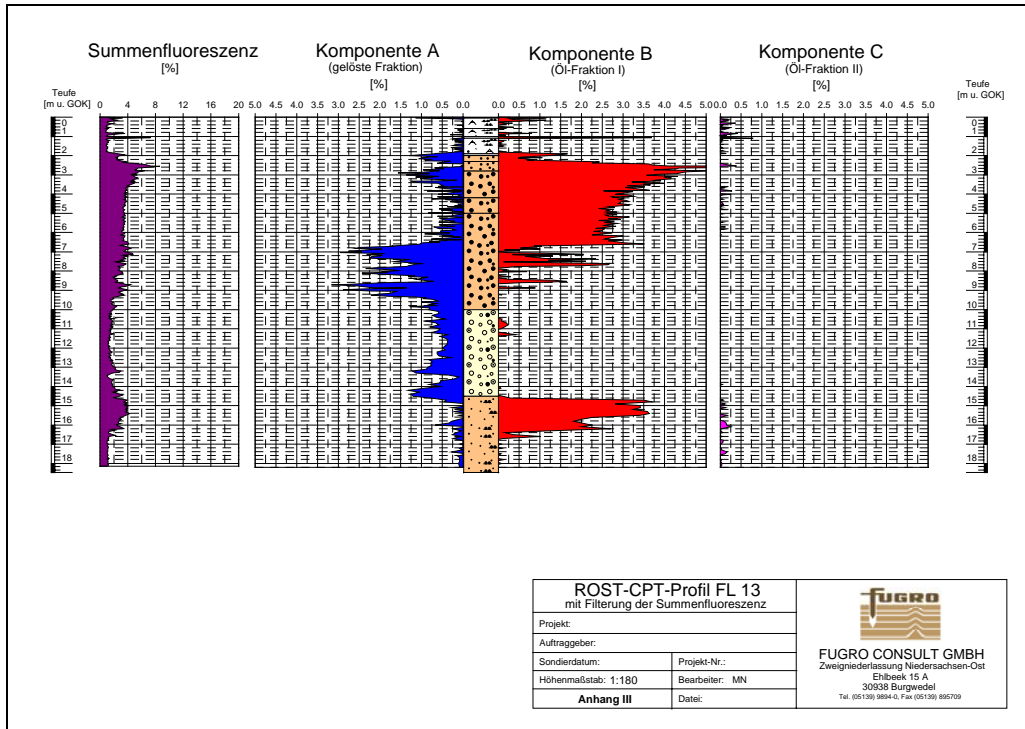


Abb. 10: Fluoreszenz-Sonde ROST™: Charakterisierung einer Teeröleintragsstelle mit Unterscheidung der im Sickerwasser und Grundwasser gelösten Kontamination sowie der Phasenanteile

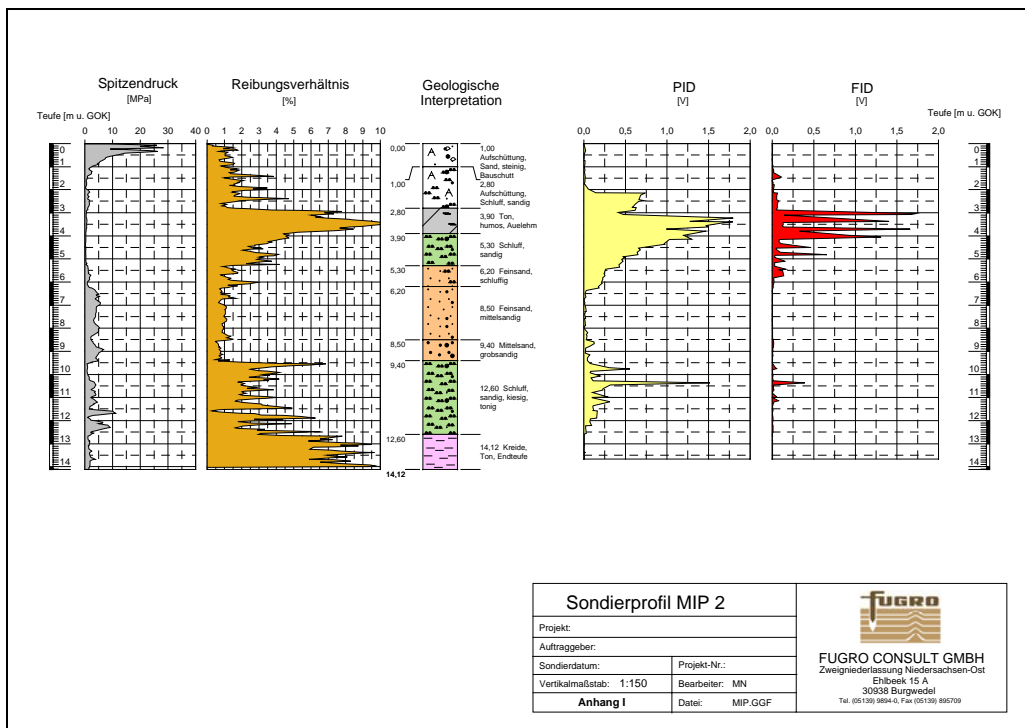
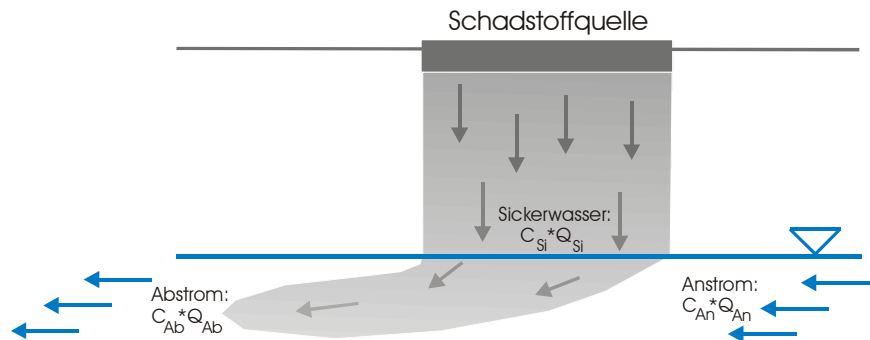


Abb. 11: MIP-Sonde: Eintrag und vertikale Verteilung einer LHKW-Kontamination bei einem durch Auelehmschichten überdeckten Grundwasserleiter

3.4 Grundwasseruntersuchungen

Die Sickerwasserprognose durch Grundwasseruntersuchungen „kann annäherungsweise durch Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung der Stoffkonzentration im Grundwasseranstrom, der Verdünnung, des Schadstoffverhaltens in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone sowie des Schadstoffinventars im Boden“ erfolgen (BBodSchV, Anh. 1/3.3). Sie setzt damit Kenntnisse der hydrogeologischen Rahmenbedingungen voraus, die in erster Näherung anhand der historischen Recherche und durch Studium geowissenschaftlicher Literatur und Kartenwerke abgeschätzt werden können.

Abb. 12:
Veranschaulichung
Grundwasserbilanz



Bei der Rückrechnung handelt es sich um eine integrative Bilanzierungsmethodik nach dem abstrahierten Schema in Abbildung 12, deren Aussageschärfe vor allem durch die hydrogeologischen Rahmenbedingungen einerseits und die bei Wasseruntersuchungen einschlägigen Bestimmungsgrenzen andererseits eingeschränkt ist. In einer ersten, vereinfachten Betrachtungsweise kann man die Wassermengen, die unter einer Verdachtsfläche strömen, mit dem Ausdruck

$$Q_{Ab} = Q_{An} + Q_{Si} \quad (1)$$

mit Q Volumenstrom, $Q = k_f \cdot A \cdot I$
 k_f : Durchlässigkeitsbeiwert
 A : Anstromquerschnitt
 I : Hydraulischer Gradient

bilanzieren. Vernachlässigt man alle konzentrationsmindernden Prozesse beim Transport wie hydrodynamische Dispersion, Sorption, Fällung und Abbau, kann die Konzentration des Sickerwassers aus der Massenbilanzierung

$$C_{Ab} \cdot Q_{Ab} = (C_{An} \cdot Q_{An}) + (C_{Si} \cdot Q_{Si}) \quad (2)$$

mit Konzentration C des Schadstoffes

hergeleitet werden. Bei Schadstoffgruppen, die signifikanten Rückhalte-mechanismen unterliegen, führt diese Vereinfachung jedoch zur Unterschätzung des Gefährdungspotenzials am Ort der Beurteilung. Eine reine Worst Case-Betrachtung ist nicht möglich.

Führt man den Verdünnungsfaktor VF

$$VF = \frac{(Q_{Si} + Q_{An})}{Q_{Si}} \quad (3)$$

ein, dann berechnet sich die Sickerwasserkonzentration C_{Si} , die direkt mit dem Prüfwert der BBodSchV abgeglichen werden kann, mit

$$C_{Si} = VF \cdot (C_{Ab} - C_{An}) + C_{An} \quad (4)$$

Liegen keine standortsbezogenen Messdaten vor, so können die relevanten Parameter (Sickerwassermenge, Durchlässigkeitsbeiwert, Gradient, Flurabstand und Mächtigkeit des Grundwasserleiters) in vielen Fällen hinreichend genau den Veröffentlichungen der Staatlichen Geologischen Dienste entnommen werden.

Grundsätzlich muss die Sickerwasserprognose durch Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen im Abstrom unter dem Aspekt der zeitlichen und räumlichen Entwicklung einer schädlichen Bodenveränderung bewertet werden, vor allem dann, wenn die Konzentrationen unter den Geringfügigkeitsschwellenwerten nach GBG-Papier [4] oder den LAWA-Werten [2] liegen. Hierbei spielen die Faktoren Schadstoffverhalten in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone sowie Schadstoffinventar im Boden, die in der BBodSchV unter dem Aspekt der Rückrechnung aus Grundwasserabstromuntersuchungen besonders hervorgehoben sind, eine entscheidende Rolle. Diese Faktoren sollten vorab im Rahmen des Kriterienkataloges abgefragt und damit die Aussageunschärfe des Verfahrens einzelfallbezogen bewertet werden.

Voraussetzung zur Durchführung einer Sickerwasserprognose durch Rückrechnung ist eine zeitlich und räumlich repräsentative Probenahme des Grundwasserabstroms und die Homogenität des betrachteten Grundwasserraumes. Diese Repräsentativität wird bei allen Methoden der Sickerwasserprognose vorausgesetzt und ist in der Praxis schwierig zu gewährleisten. Bei Grundwasseruntersuchungen im Abstrom sollte besonderes Augenmerk auf den Abstand zur kontaminierten Fläche, die Lage in einer möglichen Abstromfahne, das heißt, Beachtung der Grundwasserfließrichtung, und auf die Mächtigkeit des Grundwasserleiters (Berücksichtigung der in der Regel geringen vertikalen hydrodynamischen Dispersion) gelegt werden.

Darüber hinaus kommt dem Verhältnis zwischen Grundwasseranstrom und Sickerwasserzuström (Verdünnungsfaktor) eine entscheidende Bedeutung zu, die eine Sickerwasserprognose durch Rückrechnung erst ermöglicht. Grundsätzlich lassen sich drei Fälle unterscheiden, die einen Prüfwertabgleich durch Rückrechnung zulassen oder einschränken:

1. Die Konzentration im Abstrom liegt über dem Geringfügigkeitsschwellenwert/dem LAWA-Wert. Damit liegt ein Grundwasserschaden vor. Die materiellen Anforderungen bei der weiteren Bearbeitung richten sich nach wasserrechtlichen Vorschriften.
2. Die Konzentration im Abstrom ist niedriger als die Konzentration im Anstrom oder der Schadstoff ist nicht bestimmbar ($<$ Bestimmungsgrenze BG). Ein eindeutiger Gefahreausschluss, das heißt, C_{Si} ist kleiner als der Prüfwert, ist nur gegeben, wenn der Verdünnungsfaktor VF kleiner als das Verhältnis zwischen dem Geringfügigkeitsschwellenwert und der gewählten Bestimmungsgrenze ist. Ist der Verdünnungsfaktor größer als dieses analytische Fenster, kann die Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung

- sehr wohl über dem Prüfwert liegen, aber durch die Verdünnung auf der Fließstrecke unter die Bestimmungsgrenze herunter verdünnt werden, oder
- die Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung kann tatsächlich niedriger als der Prüfwert sein und deshalb im Abstrom nicht erfasst werden.

Liegt die Schadstoffkonzentration unter der Bestimmungsgrenze, kann analytisch nicht bestimmt werden, wie weit sie unter dieser liegt. Damit ist eine Rückrechnung nicht möglich. In der BBodSchV wird die Wahl der Bestimmungsgrenze an die jeweilige Fragestellung geknüpft. In der analytischen Praxis wird man sich aus wirtschaftlichen Zwängen eher nach den Anforderungen der TVO oder den Geringfügigkeitsschwellenwerten nach GBG-Papier richten und damit einschlägige, im Routine-Analysenbetrieb erreichbare Bestimmungsgrenzen zugrunde legen. Diese Bestimmungsgrenzen liegen bei der Mehrzahl der Parameter maximal eine Größenordnung unterhalb der Geringfügigkeitsschwellenwerte. Das analytisch beherrschbare Konzentrationsfenster, in dem eine Sickerwasserprognose durch Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen möglich ist, ist demnach sehr eng und bewegt sich in der Regel innerhalb einer Konzentrationsgrößenordnung. Bei ausgewählten Schadstoffen kann dieser Bereich sowohl kleiner als auch größer sein und ist im Einzelfall zu prüfen. Das bedeutet, dass es zwischen dem Ort der Beurteilung beim Übertritt von Sickerwasser in das Grundwasser und der Grundwassermessstelle im Abstrom aufgrund der hydrodynamischen Verhältnisse in der Regel höchstens zu einer Verdünnung um den Faktor 10 kommen darf.

Bei einer Verringerung der Abstromkonzentration gegenüber dem Anstrom, die messtechnisch erfassbar ist, ist ein Abgleich zwischen der gemessenen Konzentrationsverringering auf der Fließstrecke und der abgeschätzten Verdünnung möglich. Damit ist eine Abschätzung, ob Schadstoffe dem Grundwasser durch das Sickerwasser auf der Fließstrecke zugeführt wurden und in welcher Höhe, durchführbar.

3. Die Konzentration im Abstrom ist höher als die Konzentration im Anstrom, aber kleiner als der Geringfügigkeitsschwellenwert. Eine Sickerwasserprognose durch Abschätzung des Verdünnungsfaktors und Berechnung nach Gleichung 4 ermöglicht eine Entscheidung, ob diese Konzentrationserhöhung durch eine Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung erfolgt ist.

3.5 Transportpfadbetrachtung

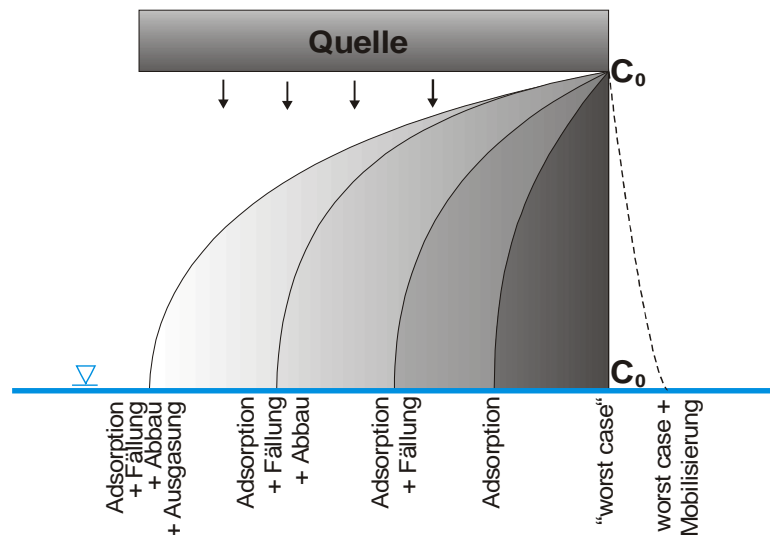
3.5.1 Grundlagen

Die Transportpfadbetrachtung dient der Abschätzung des Stoffeintrages aus Verdachtsflächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten in das Grundwasser. Sie wird erforderlich, wenn keine Direktmessungen am Ort der rechtlichen Beurteilung oder keine Grundwasserbilanzierungen möglich sind. Die Ermittlung des Grundwassergefährdungspotenzials kontaminierter Flächen erfordert unter diesen Umständen Aussagen zum Migrationsverhalten von Schadstoffen bis zur Grundwasseroberfläche (Transportprognose). In der Regel wird es nicht möglich sein, eine solche Prognose allein aus der Bestimmung des Quellterms ohne weitere Betrachtungen für die Fließstrecke im ungesättigten Boden abzuleiten.

Die raum-zeitliche Änderung von Stoffkonzentrationen auf der Fließstrecke hängt von der physikalisch-chemischen Beschaffenheit des durchströmten Mediums und des Stoffes selbst ab. Im Unterschied zur Stoffbewegung im Grundwasser, in dem nur Reaktionen im Wasser auftreten, ist der ungesättigte Boden ein Drei-Phasen-System aus Feststoff, Luft und Wasser. Die Beschreibung und Quantifizierung relevanter Vorgänge auf der Transportstrecke (Abb. 13) ist

daher komplexer. Insbesondere bei den leichtflüchtigen Verbindungen ist auch ein Phasenübergang zwischen Feststoff und Bodenluft möglich. Dazu kommt, dass Prozesse im ungesättigten Bereich vor allem in den obersten Metern der Sickerstrecke wesentlich instationärer verlaufen als im Grundwasser, das heißt, Trockenphasen, Niederschlagsphasen oder Starkregenereignisse führen zu ständig wechselnden bodenphysikalischen und hydrochemischen Bedingungen im Porenraum, deren Varianz erst mit der Tiefe allmählich abnimmt.

Abb. 13: Konzentrationsbeeinflussende bodeninterne Prozesse beim Stofftransport



3.5.2 Ablaufschema

Abbildung 14 enthält das Fließschema für eine Transportprognose. Zunächst wird ein standortbezogenes Konzeptmodell erarbeitet, welches eine **qualitative** Beschreibung aller relevanten Prozesse beim Stofftransport von der Schadensquelle bis zum Ort der rechtlichen Beurteilung liefert.

Auf der Basis des Konzeptmodells erfolgt die **quantitative** Betrachtung des Stofftransports, die eine Abschätzung der am Ort der rechtlichen Beurteilung zu erwartenden Konzentrationen vornimmt und in Form einer Bewertung schließlich zur eigentlichen Prognose führt. Dabei können verschiedene Verfahren zum Einsatz kommen. Auch hier liefert das Konzeptmodell Hinweise für die Verfahrensauswahl. Die Auswahl hängt dabei von der Schadensanatomie, von den Standortgegebenheiten, von der vorhandenen Datenlage und von der benötigten Aussage-schärfe ab. Es ist aber auch denkbar, dass mehrere Verfahren zum Einsatz kommen, um eine größere Aussagesicherheit zu erreichen.

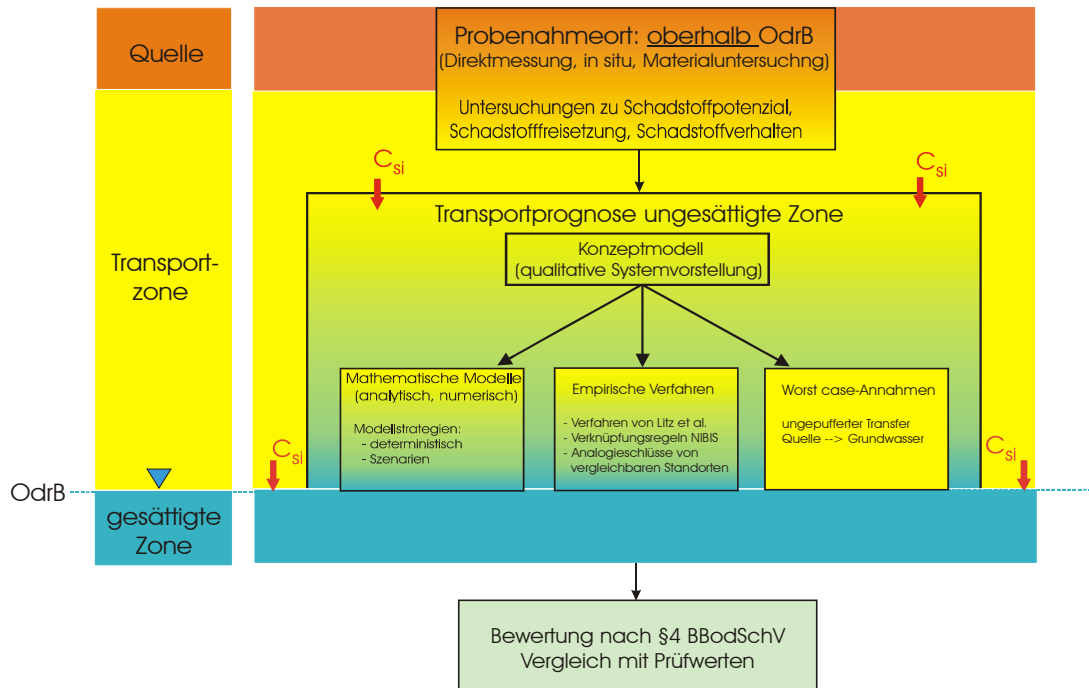


Abb. 14: Fließschema zur Transportprognose

3.5.3 Standortbezogenes Konzeptmodell

Zentrale Aufgabe des Konzeptmodells ist es, für die nachgeschalteten quantitativen Berechnungen (Modellierung, statistische Auswertung, Überschlagsrechnungen) ein ausreichendes Systemverständnis zu entwickeln. Die raum-zeitliche Änderung der Stoffkonzentration auf der Fließstrecke ist dabei von der physikalischen und chemischen Beschaffenheit des durchströmten Mediums Boden und vom Schadstoff selbst abhängig. Das Konzeptmodell verknüpft **qualitativ** die vorhandene standörtliche Datenbasis mit hydrologischen, bodenphysikalischen und physikochemischen Vorstellungen. Dazu müssen die natürlichen Prozesse vereinfacht und schematisiert werden.

Das Konzeptmodell berücksichtigt Prozesse und Parameter, welche den Stofftransport an dem jeweiligen Standort maßgeblich steuern, wie die Größe von Flurabständen, Niederschlägen, Neubildungen, Durchlässigkeiten etc.. Ferner gehen Informationen zur Adsorption, zum Fällungsverhalten oder zur Metabolitenbildung ein. Wesentliche physikalische Steuergrößen sind die hydraulische Durchlässigkeit als Funktion der Wassersättigung des Bodens und die Porengrößenverteilung in Abhängigkeit vom Wassergehalt. Andere Prozesse können ebenfalls eine wichtige Rolle spielen, wie etwa der preferenzielle Fluss in Makroporen oder Klüften. Tabelle 3 nennt wichtige Steuervariablen zum Aufbau eines Konzeptmodells.

Sinnvoll kann auch eine Übertragung von Ergebnissen anderer, besser untersuchter Standorte sein, sofern Vergleichbarkeit vorliegt.

Tab. 3: Wichtige Steuervariablen zum Aufbau eines Konzeptmodells

Bodenphysik/ Hydrogeologie	Physikochemie	Randbedingungen	Messbarkeit
<ul style="list-style-type: none"> ▪ pF-WG-Beziehungen ▪ k_u-ψ-Beziehungen ▪ Feldkapazitäten ▪ Wurzelverteilung im Boden ▪ Korngröße 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dispersion und Diffusion ▪ Adsorption (Isothermen, pH, C_{org}, Tongehalt ...) ▪ Abbau ▪ ggf. Gaskonstanten bei leichtflüchtigen Stoffen (z.B. Henry-Konstante) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Niederschlag ▪ Grundwasserneubildung ▪ Evapotranspiration ▪ stoffliche Zu- und Abflüsse über Ränder ▪ Länge der Sickerstrecke (Ort der rechtlichen Beurteilung) 	<i>näherungsweise ermittelbar</i>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ mobiles/immobiles Wasser ▪ präferenzieller Fluss ▪ Klüftigkeiten 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fällung, Lösung, Komplexbildung ▪ Mehrphasigkeit ▪ Metabolitenbildung 		<i>schwer ermittelbar</i>

Das Konzeptmodell enthält Angaben darüber, wo sich die Grundwasseroberfläche befindet, so dass die Länge der Sickerstrecke bemessen werden kann. Bei ungespanntem Grundwasser ist als konservative Annahme der höchste anzunehmende Grundwasserstand Beurteilungsbasis, im gespannten Fall hingegen kann je nach Standort auch die Aquiferoberkante und nicht der gespannte Grundwasserstand Ort der rechtlichen Beurteilung sein. Ort der rechtlichen Beurteilung kann auch eine Schichtwasseroberfläche sein, sofern Schichtwasser ganzjährig ansteht. Die Relevanz temporärer Wasserstände ist dagegen im Einzelfall zu prüfen. Hier sei angemerkt, dass wegen der zum Teil unklaren Begrifflichkeiten zum Bodenwasser (Stauwasser, Hangwasser, Haftwasser, Qualmwasser etc.) jeweils zu definieren wäre, was gemeint ist.

Ergebnis des Konzeptmodells sind sogenannte Transporthypothesen, welche anschließend zu verifizieren und zu quantifizieren sind. Die folgenden Beispiele für Transporthypothesen werden hier genannt:

- Der Schadstoff ist so immobil, dass keine Verlagerung zu erwarten ist.
- Aufgrund der Bodenstruktur ist kein Makroporenfluss zu erwarten.
- Aufgrund der Klüftigkeit des Untergrundes ist mit einem raschen und ungepufferten Durchbrechen von Schadstoffen ins Grundwasser zu rechnen.
- Aufgrund des Grundwasserflurabstandes kann von einer überwiegend stationären Wasserbewegung ausgegangen werden.
- Das hohe Schadensalter hat bereits zu einer stationären Verteilung der Schadstoffe geführt; es ist keine Schadstofffront mehr in der ungesättigten Bodenzone vorhanden.
- Es sind Schadstoffe an der Quelle, nicht aber im Grundwasserabstrom nachweisbar; es findet daher ein weitgehender Abbau von Schadstoffen auf der Passage der ungesättigten Bodenzone statt.
- Die Schadstoffquelle emittiert mit der Zeit zunehmend, gleichbleibend oder bereits abnehmend.

Es ist auch denkbar, dass nach solchen Abwägungen eine Sickerwasserprognose auf rein verbalargumentativer Basis ohne Messungen erfolgt, wenn beispielsweise die Unverhältnis-

mäßigkeit von Untersuchungen von vornherein feststeht und/oder die Betrachtung allein auf Analogieschlüssen aufbauen kann.

Das übliche Ergebnis des Konzeptmodells werden aber Vorgaben für die Erhebung standortrelevanter Parameter sein (Materialuntersuchungen in der Transportzone, Einsatz von Feldmethoden zur weiteren Datenerhebung etc.).

3.5.4 Verfahren zur Transportprognose

Eine Transportprognose **quantifiziert** die auf der Fließstrecke bis zum Ort der Beurteilung zu erwartenden Konzentrationsänderungen. Die im Konzeptmodell erzielte qualitative Standortbeurteilung ist dabei Voraussetzung und Grundlage. Die Transportprognose kann auf verschiedenen Methoden basieren. Folgende werden hier genannt:

- Mathematische Verfahren (Stofftransportmodelle im engeren Sinne)
- Empirische Verfahren
- Worst Case-Annahmen

Eine Kombination dieser Methoden kann die Prognose deutlich verbessern. Tabelle 4 gibt einen Verfahrensüberblick.

Tab. 4: Möglichkeiten der Transportprognose

Verfahren	Verfahrensbeschreibung	Anwendbarkeit für Prognosen
Mathematische Modelle	Lösung von Strömungs- und Stofftransportgleichungen: <ul style="list-style-type: none"> ▪ analytische Verfahren ▪ numerische Verfahren 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ raum-zeitliche Aussagen zum Konzentrationsverlauf in der Bodenlösung
Empirische Verfahren	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Verfahren von Litz [28] ▪ Verknüpfungsregeln des NIBIS ▪ Analogieschlüsse von vergleichbaren Standorten mit größerer Datentiefe (z. B. Großlysimeteranlagen) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Feststellung des status quo ▪ für einfache Randbedingungen und geringe Heterogenitäten ▪ nur bedingte raum-zeitliche Aussagen möglich
Worst Case-Annahmen	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Annahme eines mehr oder weniger ungepufferten Durchbruchs der Schadstoffe bis zum Ort der Beurteilung 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ bei geringer Datendichte ▪ bei ungünstigen Untergrundverhältnissen (hohe Durchlässigkeit und/oder preferenzieller Fluss, geringes Filter-, Puffer- und Transformationsvermögen)

Welcher Ansatz zu favorisieren ist, hängt von der jeweiligen Fragestellung und von den Rahmenbedingungen ab. Generell lassen sich die Szenarien **stationärer Ansatz** und **zeitlich variabler Ansatz** unterscheiden. Im ersten Fall ist eine Aussage nur für den aktuellen Zustand

des Untergrundes (Momentaufnahme des status quo). Ist der Ort der rechtlichen Beurteilung messtechnisch zugänglich, kann eine Ermittlung der Sickerwasserkonzentration unter Umständen allein durch Feldmethoden ohne die eigentliche Transportprognose gelöst werden. Voraussetzung ist allerdings, dass eine stationäre Betrachtung angezeigt ist.

Im zweiten Fall steht die raum-zeitliche Prognose der Sickerwasserkonzentration im Mittelpunkt, das heißt, die Frage, ob ein Stoff in einer bestimmten Zeit ins Grundwasser gelangt oder wie sich eine am Ort der Beurteilung nachgewiesene Stoffkonzentration zeitlich weiter entwickeln wird. Die Lösung dieser Frage ist naturgemäß komplexer.

3.5.4.1 Mathematische Modelle

Mathematische Modelle lassen sich zur Transportprognose nutzen, indem die Annahmen des Konzeptmodells durch mathematische Formulierung der Systemzusammenhänge nachvollzogen werden. Ihre Prognosefähigkeit erhöht sich, wenn die Modellbearbeitung, die Phasen der Modellkalibrierung und -validierung durchläuft, wie dies auch bei Grundwassersimulationsmodellen üblich ist. Das erfordert naturgemäß einen höheren messtechnischen Aufwand im Labor und Gelände. Gegebenenfalls sind zur Ermittlung relevanter Steuergrößen Messverfahren ratsam, welche ins Kalkül ziehen, dass auf der Transportstrecke Ungleichgewichte vorherrschen (z. B. für die Adsorption).

Modellrechnungen liefern im Gegensatz zu einfachen Abschätzungen raum-zeitliche Schadstoffkonzentrationen auf der Transportstrecke. Dies wird dann vorrangig, wenn aufgrund des Eintrittspunktes der Bodenkontamination (Quelle) zum Zeitpunkt der Beurteilung noch keine Kontamination am Ort der Beurteilung eingetreten ist oder wenn von einer zeitlich variablen Austragssituation/Schadstoffsituation am Ort der Beurteilung auszugehen ist.

Handelt es sich hingegen um einen Schadensfall, bei dem aufgrund seines Alters eine stationäre Stoffverteilung unterhalb der Quelle wahrscheinlich ist, kann auch der Einsatz einfacher Ansätze geeignet sein. Die zentrale Fragestellung lautet in diesem Fall jedoch, inwieweit das Filter-, Puffer- und Transformationsvermögen des Bodens (Sorptions, Fällung, Abbau) zu einer Reduzierung der Schadstoffkonzentration führt.

Für jeden Schadensfall sind dabei unterschiedliche Prozesse und Parameter einzubeziehen. Zur Durchführung von Prognoserechnungen mit Hilfe mathematischer Modelle existiert eine Anzahl von analytischen und numerischen Rechenverfahren, die auf herkömmlichen PC laufen und kommerziell verfügbar sind (z. B. SISIM, HYDRUS). Bedeutender für die qualifizierte Durchführung von Transportprognosen ist jedoch weniger die Anwendung der entsprechenden Software, sondern die Strategie, mit der die standörtliche Datenbasis bei der gutachterlichen Bearbeitung abgebildet wird (Tab. 5). Diese Strategie setzt entsprechenden Sachverstand voraus und hängt von der zur Verfügung stehenden Datenbasis ab.

Die erzielten Berechnungsergebnisse sind vor allem dann belastbar, wenn sie anhand von Systemzuständen aus Feldmessungen kalibriert und/oder validiert werden, z. B. durch Messungen der Sickerwasserkonzentration entlang der Transportstrecke. Eine relativ hohe Aussagegenauigkeit ist daher von einer Kombination mathematisch-deterministischer Ansätze mit Feldmethoden zu erwarten. Diese Datentiefe wird aber selten zu erreichen sein. Daher ist davon auszugehen, dass mathematische Modelle zunächst nur zur Ersteinschätzung der Sickerwasserbelastung in Form von Szenarien eingesetzt werden. Systemrelevante Prozesse wie Sorption, Ab-

bau und Fällungsreaktionen werden dabei so veranschlagt, dass sie für den gegebenen Standort zu Ergebnissen „auf der sicheren Seite“ führen.

Tab. 5: Strategien für die Anwendung mathematischer Modelle bei unterschiedlicher Datenlage

Modellierungsstrategie	Datenlage	Zielsetzungen
deterministisch	<ul style="list-style-type: none"> ▪ detaillierter Kenntnisstand physikochemischer Prozesse ▪ gute standörtliche Datenlage inkl. der Randbedingungen ▪ Einfluss schwer ermittelbarer Prozessgrößen (s. Tab. 2) vernachlässigbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ möglichst präzise Vorhersage der raum-zeitlichen Stoffverteilung am Ort der Beurteilung
Szenarien	<ul style="list-style-type: none"> ▪ unscharfer Kenntnisstand physikochemischer Prozesse ▪ geringe standörtliche Datentiefe ▪ Einfluss schwer ermittelbarer Prozessgrößen (s. Tab. 2) evtl. nicht vernachlässigbar 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Erhöhung des Systemverständnisses durch Variation wichtiger physikochemischer Steuergrößen ▪ Aussage über „mittleren Zustand“ des Systems ▪ Generierung von Ergebnissen „auf der sicheren Seite“

3.5.4.2 Empirische Verfahren

Empirische Verfahren versuchen durch Auswertung einer Fülle von Daten unterschiedlicher Standorte einen Zusammenhang zwischen Boden- und Stoffeigenschaften und Verlagerbarkeit im Bodenprofil zu finden. Ein geeignetes Mittel kann z. B. der Vergleich von Lysimeter- oder Saugkerzenmessungen anderer Standorte und deren Übertragung auf den Untersuchungsstandort sein (Analogieschlüsse), sofern die Ähnlichkeit der Standorte nachweisbar ist. Dieses Vorgehen kann als Baustein zur Sickerwasserprognose dienen, eine vollständige Sickerwasserprognose jedoch nicht ersetzen.

Ein empirisches Verfahren, das versucht, allgemeingültige und einfache Zusammenhänge zwischen Quellstärke und Konzentrationsdämpfung auf der Sickerstrecke abzuleiten, ist die Methode von Litz [28]. Danach wird für Schwermetalle, Arsen und relevante Organika die mobile Fraktion (*Quellstärke*) aus einfachen stoff- und bodenspezifischen Parametern (pH, Anteil von Ton und organischer Substanz, einfache bodenphysikalische Größen, bei Organika auch K_{oc} -Werte und C_{org} -Gehalte) berechnet. Im Nomogrammstil wird anschließend die mobile Fraktion über eine einfache Transportprognose in Abhängigkeit von Tongehalt, Länge der Sickerstrecke und Grundwasser-Neubildung (bei Organika auch Abbau) in eine Konzentration am Ort der Beurteilung umgerechnet (*Transportprognose*). Aufgrund der stark vereinfachenden Annahmen ist die Sickerwasserprognose nur für eine begrenzte Anzahl von Szenarien durchführbar. Die Methode lässt sich bei flächenhaften Bodenbelastungen und relativ homogenen Bodenverhältnissen zur halbquantitativen *Ersteinschätzung* der Sickerwasserbelastung am Ort der Beurteilung einsetzen. Eine Weiterentwicklung und eine weiterführende Validierung der Methode sind sicherlich noch erforderlich.

Weitere halbquantitative Verfahren zur Transportprognose stehen mit dem Niedersächsischen Bodeninformations-System NIBIS [30] zur Verfügung. Zur kartographischen Darstellung von stoffspezifischen Grundwassergefährdungspotenzialen wurden z. B. für Schwermetalle, Nitrat und Pflanzenbehandlungsmittel empirische Verknüpfungsregeln entwickelt. Sie ermöglichen in Abhängigkeit von Standorteigenschaften halbquantitative Prognosen zur Schadstoffdämpfung im Bodenprofil. Auch dieser flächenhafte Ansatz bedarf einer Weiterentwicklung (Modellstandorte, Schadstoffe).

3.5.4.3 Worst Case-Annahmen

An Standorten mit dünner Datenbasis und/oder einer heterogenen Untergrundbeschaffenheit, die eine Anwendung der oben genannten Verfahren zur Transportprognose nicht zulässt, muss mit Worst Case-Annahmen gearbeitet werden. Eine fundierte Transportprognose, welche die Pufferung eines Schadstoffeintrags im Bodenprofil vorhersagen soll, kann z. B. bei geklüftetem Untergrund unmöglich werden. Auch Feldmessungen am Ort der rechtlichen Beurteilung, wie das Arbeiten mit Sickerwassermessstellen oder Saugkerzen, liefern keine repräsentativen Ergebnisse. Es liegt nahe, die zu erwartende Sickerwasserkonzentration an der Quelle (Quellterm) mit derjenigen am Ort der rechtlichen Beurteilung gleichzusetzen (Worst Case-Annahme). Die eigentliche Transportprognose wird dabei umgangen.

3.5.5 Ausblick

Derzeit existieren noch keine verbindlichen Verfahren zur Transportprognose. Eine Aussage zu einer aktuellen Schadstoffverteilung im Bodenprofil (Momentaufnahme) wird wesentlich leichter zu erreichen sein als eine raum-zeitliche Prognose. In Abhängigkeit vom Schadensalter kann aber gerade die Zeitabhängigkeit der Konzentrationsentwicklung die Prognose entscheidend beeinflussen. Die Prognose arbeitet mit den zum Prognosezeitpunkt vorhandenen Erkenntnissen und sollte einen überschaubaren Zeitraum abdecken.

Mit Stofftransportmodellen für die ungesättigte Zone liegen weit weniger praxisorientierte Erfahrungen vor als mit Grundwassersimulationsmodellen. Gegenwärtig entsprechen Modellrechnungen für die ungesättigte Zone im Gegensatz zu Grundwassermodellen nicht dem Stand der Technik, sondern dem Stand der Wissenschaft.

Ferner ist davon auszugehen, dass Stofftransportmodelle als Prognoseinstrumente genutzt werden müssen, ohne wenigstens durch eine Kalibrierung an die Standortverhältnisse angepasst worden zu sein. Sowohl Prognosefähigkeit als auch Gerichtsfestigkeit dieser Modelle werden dadurch eingeschränkt.

Für die Zukunft ist davon auszugehen, dass die Datenbasis für Transportmodelle durch den Aufbau geeigneter *boden- und stoffspezifischer Datenbanken* nachvollziehbarer und verlässlicher wird. Sie ersetzen zwar keine Kalibrierung anhand tatsächlicher Standortbedingungen, sie können die Aussageschärfe durch Übertragung standortähnlicher Daten jedoch deutlich verbessern. Hierzu dürfte auch das vom BMBF geplante bundesweite Verbundprojekt Sickerwasserprognose [1] in den nächsten Jahren wesentlich beitragen.

Unsicherheiten bei der Durchführung der Transportprognose bestehen auch durch Unklarheiten in der Zeitabhängigkeit des Quellterms. Die im Feld oder Labor ermittelten Sickerwasserkonzentrationen der Schadensquelle, die als Randbedingungen in die Transportberechnung einge-

hen, sind je nach Art und Alter der Quelle zeitlich variabel. In raum-zeitlichen Betrachtungen kann diese Vernachlässigung zu Prognosefehlern führen. So wird ein als zeitkonstant betrachteter Quellterm als Randbedingung zu überhöhten Prognosen führen, wenn der Quellterm im Prognosezeitraum abnimmt. Sie wird die Verhältnisse dagegen unterschätzen, wenn sich der Quellterm durch äußere Einwirkungen, etwa einer Flächenumnutzung (z. B. Entsiegelung), erhöht.

Weitere Unsicherheiten für die Prognose bestehen in bekannten Phänomenen wie preferenziellem Fluss beim Auftreten von Makroporen oder Klüften. Derzeit sind Prüfwerkzeuge, welche die physikalischen Bedingungen nicht kapillarer Fließwege berücksichtigen, nur unter hohem wissenschaftlichem Aufwand einsetzbar. Zurzeit kann die Sickerwasserkonzentration an der Quelle unabhängig von der Länge der ungesättigten Fließstrecke in Form einer Worst Case-Annahme nur direkt mit der Konzentration am Ort der Beurteilung gleichgesetzt werden, um über weitere Maßnahmen entscheiden zu können.

Es ist künftig damit zu rechnen, dass vermehrt numerisch-stochastische Modellierungsstrategien zum Einsatz kommen. Sie stellen eine spezielle Variante innerhalb der Modellierungsstrategie mittels Szenarien (Tab. 4) dar. Stochastische Techniken führen die mathematische Simulation nicht mit definierten Parametern durch, sondern gehen von stochastischen Verteilungen dieser Größen aus und berechnen daraus die raum-zeitlichen Stoffkonzentrationen in Form von Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Die Ergebnisse bilden daher die Unschärfe der Datenbasis entsprechend ab. Es bleibt jedoch unklar, inwieweit solche Aussagen für Vollzugsbehörden und Gerichte nachvollziehbar sein werden.

4. Offene Fragen

Im Rahmen der Diskussionen in der Arbeitsgruppe wurden immer wieder Fallbeispiele vorgebracht, für die das Vorgehen und dessen rechtliche Verankerung unklar blieben. Folgende Fälle und Fragestellungen haben sich dabei als besonders klärungsbedürftig erwiesen:

- Welche Rahmenbedingungen und Bewertungsmaßstäbe sind im Falle von Detailuntersuchungen für die Sickerwasserprognose vorzugeben (zeitlich gemittelte Messwerte am Ort der Beurteilung, Frachten)?
- Die Grenzen der Möglichkeit der Anordnung von Grundwasseruntersuchungen auf wasserrechtlicher Basis sind unklar, aber für die Kostenfolge von Bedeutung.
- Sensible wasserwirtschaftliche Nutzungen können wasserrechtliche Maßnahmen auch bei Prüfwertunterschreitung erforderlich machen (Beispiel Wasserschutzgebiete) (§ 4 Abs. 7, 3. Satz).
- Was wird im Hinblick auf die Prognose unter dem Begriff der überschaubaren Zukunft verstanden (§ 2 Nr. 5)? Welche behördlichen Maßnahmen sind während und nach dem Ablauf des Prognosezeitraums erforderlich? Wo liegt die zeitliche Grenze für die Prognose einer Prüfwertüberschreitung (30 Jahre)?
- Welches Gewicht hat die Unschärfe der Prognose für Entscheidungen?
- In welchem Maß gehen geogene Vorbelastungen in die Bewertung ein? Welche Maßstäbe gelten in solchen Fällen?
- Welche fachlichen Definitionen gelten für den Ort der rechtlichen Beurteilung (Grundwasserstand einer Messstelle? Oberkante geschlossener Kapillarsaum?) Wo liegt der Ort der rechtlichen Beurteilung, wenn „Schichtenwasser“, „Stauwasser“, „temporäres Stauwasser“ u.ä. über dem eigentlichen Grundwasserkörper auftreten? In Kap. 3.5.3 können die Fragen nur angerissen werden.

- Welche Bewertungsgrundlagen sind heranzuziehen, wenn Grundwasseruntersuchungen zur Sickerwasserprognose verwendet werden (Kap. 3.4)? Welche Stellung haben dabei die „LAWA-Liste“ (in Niedersachsen per Ministerialerlass eingeführt) [2] und das GBG-Papier [4] ?

5. Literatur

- [1]: BMBF (1999): Bekanntmachung über die Förderung von FuE-Verbundvorhaben zum Thema: „Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser (Sickerwasserprognose)“ vom 13.09.1999
- [2]: LAWA (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden
- [3]: FEHLAU, K.-P., HILGER, B., KÖNIG, W. (2000): Vollzugshilfe Bodenschutz und Altlastensanierung, Erläuterungen zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- [4]: LAWA, LABO, LAGA (1998): Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für das Grundwasser
- [5]: LABO, LAWA (2000): Abgrenzung zwischen Bundes-Bodenschutzgesetz und Wasserrecht
- [6]: MURER, E. (1995): Wassererfassungssysteme in der ungesättigten Bodenzone Ergebnisbericht aus dem Grundwassersanierungs-Pilotprojekt "Obere Pettenbachrinne", OÖ. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, Hrsg.: Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen
- [7]: DVWK MERKBLATT NR. 217 (1990): Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode, Parey-Verlag,
- [8]: BARKOWSKI, D. (2000): IFUA Projekt GmbH, unveröffentlichte Auswertung
- [9]: LAWA (2000): Sickerwasser, Richtlinie für Beobachtung und Auswertung
- [10]: NEUHAUS, M., EHLE, N. (2000): Erkundung von Kohlenwasserstoff-Kontaminationen mit Hilfe von Drucksondierungen. – WLB Wasser, Luft und Boden 10/2000: S. 69 - 71
- [11]: FÜHR, F. R. J. HANCE, J. R. PLIMMER and J. O. NELSON (1998): The Lysimeter Concept; Environmental Behavior of Pesticides; 304 pp.; ISBN 0-8412-3568-6
- [12]: LUA NORDRHEIN-WESTFALEN (2000): Merkblätter Nr. 20, Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), Essen,
- [13]: DIN V 19736 (2000): Ableitung von Konzentrationen organischer Stoffe im Bodenwasser, Beuth Verlag GmbH, Berlin
- [14]: KLOTZ (1991): Erfahrung mit Säulenversuchen zur Bestimmung der Schadstoffmigration, GSF-Bericht 7/91, 118 S., Neuherberg.
- [15]: BUßMANN, K. (2000): Zum Einfluss von variablen Randbedingungen auf die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen, Diplomarbeit Fachhochschule Darmstadt,

- [16]: HAHN (1999): Elutionsverfahren - eine Übersicht, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Vortrag 14.10.99
- [17]: LUA NORDRHEIN-WESTFALEN (1999): Merkblätter Nr. 6,
- [18]: DIN 38414-TEIL 4(1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4), Beuth Verlag, Berlin
- [19]: DIN 19730
- [20]: DIN V 19735 (1997): Ableitung der Elementkonzentrationen im Bodenwasser aus ammoniumnitratextrahierbaren Gehalten oder Eluatgehalten, Beuth Verlag, Berlin
- [21]: UTERMANN, J., GÄBLER, H. E., HINDEL, R., KUES, J., MEDERER, J., PLUQUET, E. (1998): Schwermetallgehalte im Bodenwasser – ein Vergleich von drei Extraktionsverfahren, Zeitschrift für angewandte Geologie, 44 (1998) 4
- [22]: FREIE und HANSESTADT HAMBURG , UMWELTBEHÖRDE (1999): Ringversuch „Bodensättigungsextrakt 1999“, Hamburg
- [23]: GRATHWOHL, P., FORSTER, F., VOUTTA, A. (1990): Stationäre Messstelleneinrichtung zur Erkundung und Überwachung von Untergrundkontaminationen durch leichtflüchtige Schadstoffe, Wasser und Boden, 3: S. 170 – 173
- [24]: VDI VORSCHRIFT NR 3865
- [25]: BUJEWSKI, G., RUTHERFORD, B. (1997): The Rapid Optical Screening Tool (ROST TM) Laser-Induced Fluorescence (LIF) System for Screening of Petroleum Hydrocarbons in Subsurface Soils. – U.S. EPA Innovative Technology Verification Report 1997 EPA/600/R-97/020
- [26]: US EPA (1995): Rapid Optical Screen Tool (ROST). - Innovative Technology Verification Report EPA/540/R-95/519
- [27]: EHLE, N., NEUHAUS, M. (1998): Standortuntersuchung mit Drucksondentechnik und Membrane Interface Probe, Ein Fallbeispiel, TerraTech 5/98: S. 36 - 39
- [28]: LITZ, N., STRUPPE, T., MÜLLER - WEGENER, U. (1998): Modellhafte Abschätzung von Stoffgehalten am Ende der Sickerstrecke als Grundlage zur Prioritätenfindung hinsichtlich zu ergreifender Maßnahmen, Bodenschutz 4, S. 144-148
- [29]: BWK-AG 6.2 (1999): Instrumente zur Sickerwasserprognose, Darstellung des Sachstandes
- [30]: NLFB (1996): Verknüpfungsregeln des NIBIS, Hannover

6. Anhang

A: Direktbeprobung mit Saugkerzen

Tab. 6: Vergleich von Saugkerzen hinsichtlich ihrer Eignung zur Entnahme von Bodenporenwasser

Saugkerzen-Typ bzw. Material	Vorteil	Nachteil
P80 Aluminiumoxid-Keramik	<ul style="list-style-type: none"> - im Handel erhältlich - kostengünstig - hoher Luftdurchtrittspunkt (>1 bar) - Nach entsprechender Konditionierung für die Bestimmung der Elemente Cd, Ni, und Zn geeignet 	<ul style="list-style-type: none"> - rel. hohe Austauschkapazität, dadurch große Lösungsmenge bzw. Vorlaufzeit zur Konditionierung notwendig (insbesondere im Hinblick auf Cu und Pb) - gründliche Reinigung vor dem Einsatz notwendig
Prenart Teflon/Glas	<ul style="list-style-type: none"> - im Handel erwerbbar (incl. Fittings) - hohe mechanische Stabilität - nach entsprechender Konditionierung für die Bestimmung der Elemente Cd, Ni und Zn geeignet 	<ul style="list-style-type: none"> - hohe Austauschkapazität, starke Cu und Pb-Sorption - hydrophob - teuer
Versapor Acryl/Nylon	<ul style="list-style-type: none"> - geringe Austauschkapazität - geeignet für die Bestimmung der Elemente Cd, Ni, Cu, Pb und Zn 	<ul style="list-style-type: none"> - nicht im Handel erwerbbar - geringe mechanische Stabilität
Robu Borosilikatglas	<ul style="list-style-type: none"> - im Handel erwerbbar - geringe Austauschkapazität - geeignet für die Bestimmung der Elemente Cd, Ni, Cu, Pb und Zn, (PAK?) 	<ul style="list-style-type: none"> - niedriger Luftdurchtrittspunkt (0,4 bar) - geringe mechanische Stabilität - teuer
UGT PE-Sinter/ Nylonmembran	<ul style="list-style-type: none"> - im Handel erwerbbar - geringe Austauschkapazität - hydrophil - geeignet für die Bestimmung der Elemente Cd, Ni, Cu, Pb und Zn 	<ul style="list-style-type: none"> - Luftdurchtrittspunkt ~ 1 bar - geringe mechanische Stabilität

B: Hinweise zur Durchführung von Säulenversuchen

Bei Säulenversuchen sind derzeit zwei Verfahrensvorschriften im Umlauf, die mit unterschiedlichen Schwerpunkten dieser Problematik Rechnung tragen wollen. Zum einen ist dies die Vornorm DIN V 19736 [13], zum anderen das Merkblatt Nr. 20 herausgegeben vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen [12], März 2000.

Beide Verfahren versuchen die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen zu regeln, sind jedoch aufgrund der folgenden Ausführungen nur eingeschränkt allgemein gültig anwendbar. Die allgemeine Einführung der Vornorm DIN V 19736 ist aufgrund der fachlichen Probleme zunächst zurückgestellt. Bei der praktischen Umsetzung zeigten sich vor allem die Schwierigkeiten in der Auswertung unter Gleichgewichts-/Nichtgleichgewichtsbedingungen und deren Herleitung. Das Merkblatt Nr. 20 versucht daher durch längere Kontaktzeiten Eluat/Feststoff diese Diskussion zu umgehen. Die aufgeführten Anmerkungen zu den bestehenden Regelwerken und die weitergehenden Vorschläge zur Durchführung von Säulenversuchen sind weitgehend auf Klotz [14] zurückzuführen und erfolgten in Absprache mit Klotz:

- Beim Transport und der anschließenden in der Praxis nicht zu vermeidenden Lagerung ist die Aufrechterhaltung des Körnungsspektrums, des chemisch-physikalischen und des mikrobiologischen Milieus zu gewährleisten.
- Die Regelwerke sehen als Elutionsmittel destilliertes Trinkwasser vor, ohne dies genauer qualitativ zu definieren. Naturnäher wäre die Verwendung eines mittleren, dem Standort angepassten Niederschlagswassers, da hier die Mineralisierung eher dem des Sickerwassers entspricht als dies Trinkwasser gewährleistet. In der Praxis hat sich der Kompromiss durchgesetzt, anstatt Regenwasser einfach-demineralisiertes und entgastes Wasser zu verwenden.
- Neben der Entgasung sollten die Bodentemperatur und die pH- und Eh-Bedingungen ermittelt und versuchstechnisch eingehalten werden. Vor allem die Mikrobiologie wirkt sich mitunter entscheidend auf das Elutionsverhalten aus, wenn die Versuche nicht unter naturnahen Verhältnissen stattfinden.
- Durch die Fließrichtung von unten nach oben wird zwar der Einschluss von Luft experimentell am leichtesten verhindert, man stört jedoch damit den Einfluss der Sedimentation und den vor allem bei organischen Schadstoffen nicht zu unterschätzenden Anteil des partikel-/kolloidgetragenen Transportes empfindlich. Deswegen empfiehlt sich eher eine Fließrichtung von oben nach unten, wie sie auch in der ungesättigten Zone bestimmend ist. Darüber hinaus kann nur durch diese Anordnung in Kombination mit einem Niveaugefäß das Auslaufen der Säule bei Pumpenstörungen verhindert werden. Durch einen sorgfältigen Einbau und durch ein vollständig entgastes Elutionsmittel kann auch bei dieser Fließrichtung der Einfluss von Luft minimiert werden.
- Die Fließgeschwindigkeit in der Säule sollte den natürlichen Verhältnissen angepasst und durch Tracer-Versuche überprüft werden. Die übliche Berechnung durch das Verhältnis Elutionsvolumen pro Zeiteinheit ergibt vor allem bei Materialien mit einem breiten Korngrößenspektrum beträchtliche Fehler, da hier die effektive Porosität nicht berücksichtigt wird. Diese ist jedoch zur exakten Festlegung der Austauschvolumina erforderlich. Als Markierungsstoffe können Salze (Cl^- , Br^-) oder Fluoreszenzfarbstoffe (Uranin), die messtechnisch sogar online einfach zu handhaben sind, verwendet werden. Bei systematischen Säulenuntersuchungen sollte die Fließgeschwindigkeit jedoch mit Tritium als konservativstem Tracer bestimmt werden. Alternativ bieten sich zur Ermittlung des effektiven Porenvolumens bodenphysikalische Methoden an (Abschätzen des mobilen Wassergehalts z. B. über Gesamtporenvolumen und Feldkapazität).

- Das Verwerfen von bis 15 Porenvolumina vor der eigentlichen Probenahme führt zu falschen Schadstoffbilanzen. Deswegen kann bis zur Einstellung eines konstanten Korngerüsts und zur hydraulischen Konditionierung der Säule der Durchfluss durch die Säule im Zirkulationsverfahren mit geringsten Wasservolumina erfolgen, sofern Aufkonzentrierungen ausgeschlossen werden können. Ist dies nicht der Fall, so sollte als Alternative die Analytik sofort mit dem Vorlauf beginnen und dadurch eine lückenlose Dokumentation des Freisetzungsverhaltens gewährleistet sein. Trübstoffausträge können durch den Einsatz von Volumenfiltern (abgestufte Quarzsande) am Säulenauslauf weitgehend verringert werden. Grundsätzlich sollte man sich vor Versuchsbeginn über die Rolle des partikelgetragenen Transportes, der bei einigen Stoffgruppen relevant ist, Gedanken machen und die Versuchsdurchführung entsprechend gestalten, um Minder- oder Überbefunde ausschließen zu können.
- Die Zeitpunkte der Probenahme sollten in Abhängigkeit von den ausgetauschten Porenvolumina bei naturnaher Fließgeschwindigkeit fest definiert werden.
- Durch die Auswahl einer entsprechenden Säulendimensionierung sollte sichergestellt sein, dass die Elution unter Gleichgewichtsbedingungen stattfindet. Durch Variation der Säulenparameter sollte die Einstellung der Gleichgewichtsbedingungen überprüft werden.
- Die Auswahl des Säulen- und Schlauchmaterials sollte in Abhängigkeit vom zu erwartenden Schadstoffspektrum vorgenommen werden. Im Gegensatz zu Glassäulen lassen sich Acrylglassäulen sehr gut bearbeiten, sind stabiler und kostengünstiger. Bei der Auswahl eines entsprechend großen Säulenvolumens können dann mitunter Sorptionseffekte vernachlässigt werden.
- Insgesamt fehlen detaillierte Angaben zu Durchmesser und Länge der Säulen, bei denen Wandeffekte ausgeschlossen werden können und die Ausbildung eines Parallelstromes gewährleistet wird. Der Durchmesser der Säule sollte das 25-fache der mittleren Korngröße des Füllmaterials betragen, die Länge der Säule sollte das 4-fache des Durchmessers haben. Grundsätzlich sollte der Durchmesser nicht kleiner als 30 mm und die Länge nicht geringer als 100 mm sein.
- Die Zuführung des Elutionsmittels sollte durch einen Einlaufverteiler und nicht punktförmig oder durch einen Trichter erfolgen, wie es die Vornorm vorsieht.
- Die am Ein- und Auslauf eingebaute Quarzsandschicht muss auf die Korngröße des Untersuchungsmaterials abgestimmt sein. Entsprechende Hinweise zur Abstufung von Filterlagen finden sich in den Regelwerken zum Brunnenbau, da dort das gleiche Prinzip gilt.
- Der Einbau des Materials sollte in versuchstechnisch dichter Lagerung erfolgen, um bevorzugte Strömungsbahnen zu vermeiden und reproduzierbare hydraulische Verhältnisse zu gewährleisten.

Zur technischen Ausstattung und Durchführung von Säulenversuchen lassen sich ergänzend zur DIN V 19736 und zum Merkblatt Nr. 20 des LUA NRW die in der Tabelle 7 zusammengefassten Vorschläge festhalten.

Tab. 7: Vorschläge zur Durchführung von Säulenversuchen

Parameter	Regelung
Säulenmaterial	Acrylglas, Edelstahl, Glas in Abhängigkeit vom zu untersuchenden Schadstoff
Säulendurchmesser	25 x mittl. Korndurchmesser der Füllung (nicht unter 30 mm)
Säulenlänge	4 x Säulendurchmesser (nicht unter 100 mm)
Einbauverhältnisse	Sofern eine ungestörte Probenahme nicht möglich ist, sollte der gestörte Einbau unter versuchstechnisch dichtester Lagerung und unter gesättigten Verhältnissen erfolgen.
Elutionsmittel	standortangepasstes Niederschlagswasser, alternativ auch einfach demineralisiertes Wasser
Vorlaufzeit	Die Analytik beginnt bereits mit dem Vorlauf; eine Kreislaufzirkulation kann zur Aufkonzentrierung des Elutionsmittels führen.
Fließgeschwindigkeit	angepasst an natürliche Fließverhältnisse
Fließrichtung	von oben nach unten
Bestimmung der Fließgeschwindigkeit, um die Austauschvolumina v_i/V_{eff} exakt zu erfassen	Tracer-Versuche (Salze, Farbstoffe, Tritium), oder bodenphysikalisch
Fließschema des Säulenaufbaus	n. Klotz [14]: abgedunkeltes Vorratsgefäß mit entgastem Elutionsmittel, Pumpe, Injektioneinrichtung für Tracer-Versuche, Einlaufverteiler, Volumenfilter/Fritte, Säulenfüllung, Volumenfilter/Fritte, Auslaufverteiler, Niveaugefäß, Probenahmebehälter
Probenahme/-aufbereitung Messanalytische Versuchsbegleitung	keine Filtration des Eluates, Trübungsmessungen arbeitstäglich insbesondere von der Probe, Angabe im Bericht
Dokumentation	Da zurzeit keine verbindliche eindeutige Versuchsvorschrift vorliegt, müssen die Analyseergebnisse mit einer detaillierten Beschreibung der Versuchsbedingungen dokumentiert werden