



Fortbildung im Umweltsektor

## Seminar

### Altlasten und Schadensfälle 2022

– Neue Entwicklungen –

Lollar, 11. und 12. Oktober 2022

---

## **Impressum**

Herausgeber:

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Rheingaustraße 186

65203 Wiesbaden

Tel.: 0611-6939-0

Fax: 0611-6939-555

E-Mail: [poststelle@hlnug.hessen.de](mailto:poststelle@hlnug.hessen.de)

Bildnachweis Titelbild:

Denkmalamt Stadt Frankfurt am Main, Nr. 478

**[www.hlnug.de](http://www.hlnug.de)**

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

# Seminar Altlasten und Schadensfälle

## 11./12. Oktober 2022

Bürgerhaus, Lollar (Hybridveranstaltung)

1. Tag	11. Oktober 2022	Seite
9:30 Uhr	Einwahl der Online-Teilnehmenden (EDV-Check)	
9:40 Uhr	<b>Begrüßung und Einführung</b> Matthias Adam, HLNUG <b>Grußwort</b> Dr. Gabriele Aderhold, HLNUG	
10:00 Uhr	<b>Vorsorgender Bodenschutz, Bodenschutzrecht, Altlasten – Neues aus dem Ministerium</b> Holger Strömmer, HMUKLV	
10:30 Uhr	Kaffeepause	
10:50 Uhr	<b>Implementierung der überwachten Selbstreinigung bei einer großflächigen Pyronaphtha-Verunreinigung, Methodik und Erfahrungen</b> Dr. Matthias Meier-Löhr, BCE Björnsen Beratende Ingenieure GmbH	5
11:30 Uhr	<b>Quellen-Sanierung eines Arsen-Grundwasserschadens mittels innovativer in-situ Arsen-Mobilisierung</b> Robin Krepp; Birgit Schmitt-Biegel, HIM-ASG	12
12:10 Uhr	Mittagspause	
13:40 Uhr	<b>Ablösung einer laufenden P&amp;T-Maßnahme durch eine mikrobiologische Sanierung – Pilotversuch zur reduktiven Dechlorierung von LCKW mittels Speiseölemulsion</b> Dr. Marcus Alter, Arcadis Germany GmbH	20
14:30 Uhr	Kaffeepause	
15:00 Uhr	<b>Eingeheizt und ausgetrieben – Thermische Sanierung eines LHKW-Schadens</b> Jutta Sextro, RP Darmstadt; Dr. Ulrich Langer, HIM-ASG	25
16:00 Uhr	Ende des ersten Seminartages	
17:30 Uhr	Besuch Botanischer Garten und Hermann-Hoffmann-Akademie in Gießen anschließend gemütliches Zusammensein mit Erfahrungsaustausch	

<b>2. Tag</b>	12. Oktober 2022	Seite
9:30 Uhr	Einwahl der Online-Teilnehmenden (EDV-Check)	
9:40 Uhr	<b>„Das Gegenteil von gut gemeint ...“ – Erfahrungen mit dem Ausgangszustandsbericht und den Unterlagen zur Betriebseinstellung aus Anwender-Sicht</b> Dr. Stefan Kamsties, Plejades GmbH	35
10:20 Uhr	<b>Aspekte einer repräsentativen Bodenprobennahme bei der Altlastenbearbeitung</b> Dieter Horchler, ehemals Leitstelle des Bundes für Boden- und Grundwasserschutz sowie ehem. stellvertretender Vorsitzender des FBU	40
11:00 Uhr	Kaffeepause	
11:20 Uhr	<b>Trends und Lösungsansätze zum Umgang mit PFAS-Bodenbelastungen</b> Dr. Michael Reinhard; Carolin Klauer, Arcadis Germany GmbH	46
12:00 Uhr	<b>PFAS – Auswertung eines Bodenabbauversuches, Aktuelles</b> Volker Zeisberger, HLNUG	49
12:30 Uhr	Mittagspause	
14:00 Uhr	<b>Mikroplastik in Böden</b> Dr. Collin J. Weber, Fachbereich Bodenmineralogie und Bodenchemie, Institut für Angewandte Geowissenschaften, TU Darmstadt	54
14:40 Uhr	Kaffeepause	
15:00 Uhr	<b>Flächenrecycling – Aktivitäten des Deutschen Brownfield Verbandes</b> Raphael Thießen, Geschäftsführer Deutscher Brownfield Verband	57
15:40 Uhr	<b>Direct-Push Verfahren zur innovativen Standorterkundung</b> Dr. Markus Hirsch, Fugro Germany Land GmbH	59
16:20 Uhr	<b>Schlusswort</b> Florian Schaller, HLNUG	
16:30 Uhr	Ende des Seminars	

Seminarleitung: Matthias Adam, Florian Schaller, HLNUG, 0611 / 6939-710, -764

# Implementierung der überwachten Selbstreinigung bei einer großflächigen Pyronaphtha-Verunreinigung, Methodik und Erfahrungen

Dr. Matthias Meier-Löhr, Björnson Beratende Ingenieure GmbH

## 1 Einleitung

Im Bereich einer großflächigen Pyronaphtha Verunreinigung konnten durch die in den Jahren 1974-2005 durchgeführten Sanierungsmaßnahmen eine 98 % Beseitigung der Ausgangsbelastungen erreicht werden. Aufgrund der erzielten Sanierungsfortschritte und der stark rückläufigen Abbauraten war eine Weiterführung der technischen Sanierungsmaßnahmen unverhältnismäßig. Die durchgeführten Machbarkeitsstudien zeigten, dass natürliche Selbstreinigungsprozesse ausreichend wirksam sein würden, um die vorhandenen Restbelastungen gefahrlos zu beseitigen. Zur Implementierung der überwachten Selbstreinigung wurde ein mehrstufiges MNA Konzept entwickelt, das im Wesentlichen auf einer stufenweisen Reduzierung der hydraulischen Abschirmmaßnahmen und unterschiedliche Methoden zur Überprüfung und Bewertung der natürlichen Abbauprozesse basiert.

## 2 Standortbedingungen

### 2.1 Pyronaphtha-Leckage

Die Verunreinigung geht zurück auf einen Korrosionsschaden an einer Produktleitung, bei dem im Jahr 1974 ca. 2.500 t Pyronaphtha in den sandig kiesigen Untergrund versickert sind und sich als aufschwimmende Phase auf der Grundwasseroberfläche in einer Tiefe von 6-9 m u. GOK über eine Fläche von ca. 70.000 m<sup>2</sup> ausbreitete (Abb. 1). Bei dem Pyronaphtha handelte es sich um ein Gemisch aus aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen im Siedebereich zwischen 35-180 °C, mit einem relativ hohen Anteil an Benzol (16 %). Im Grundwasser wird aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit überwiegend Benzol nachgewiesen (Anteil: 60-80%).

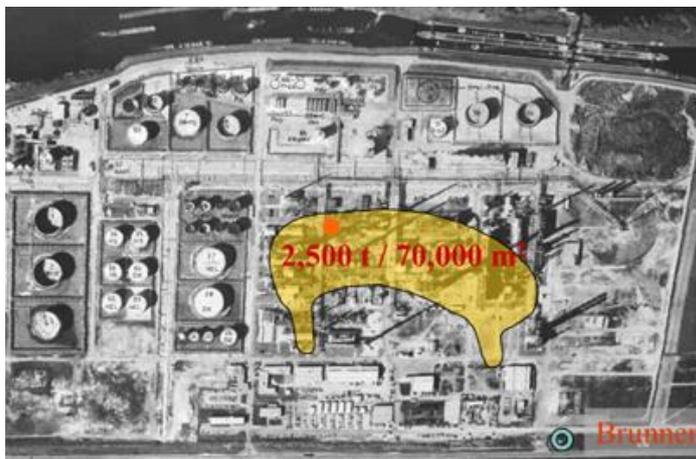


Abb. 1: Pyronaphtha Leckage 1974

### 2.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Der von der Verunreinigung betroffene obere Grundwasserleiter erstreckt sich über einen Tiefenbereich von 6-20 m und besteht hauptsächlich aus quartären sandig-kiesigen Sedimenten mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von  $5 \cdot 10^{-4}$  bis  $2 \cdot 10^{-3}$  m/s. An der Basis wird der obere Grundwasserleiter durch tertiäre Ton-Schluffschichten begrenzt. Die natürliche Grundwasserströmung wird im Wesentlichen von dem angrenzenden Oberflächengewässer (Vorfluter) sowie den benachbarten Brauchwasserbrunnen beeinflusst. Die Abstandsgeschwindigkeiten im oberen Grundwasserleiter betragen ca. 0,3-0,4 m/d.

## 2.3 Sanierungsmaßnahmen

### 2.3.1 Pumpmaßnahmen

Die Pumpmaßnahmen in den Jahren 1974-1989 umfassten das Abpumpen von aufschwimmender Pyronaphtha-Phase und die hydraulische Sicherung des Verunreinigungsbereiches, wodurch eine weitgehende Beseitigung der mobilen Phase erreicht wurden. Im Untergrund verblieben waren anschließend noch ca. 500-600 t an residualen Kohlenwasserstoffen, die sich durch die Pumpmaßnahmen nicht mehr effektiv beseitigen ließen.

### 2.3.2 In-Situ Sanierung

Die nachfolgende In-Situ Sanierung in den Jahren 1992-2005 umfasste den Betrieb eines unterirdischen Spülkreislaufs mit einem System aus Infiltrationsgräben und Entnahmebrunnen durch die Nitrat und Nährstoffe zur Steigerung des mikrobiellen Abbaus der Kohlenwasserstoffe in den Grundwasserleiter eingebracht wurden (Abb. 2).

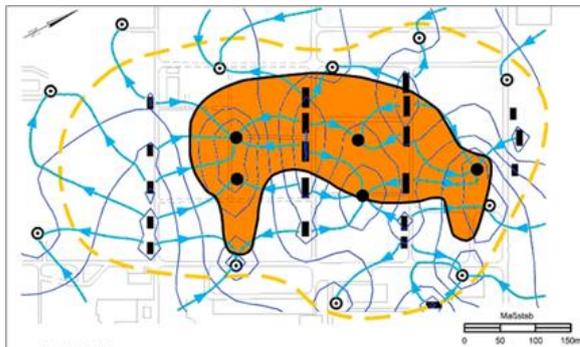


Abb. 2: In-Situ Sanierung, Spülkreislauf [1]

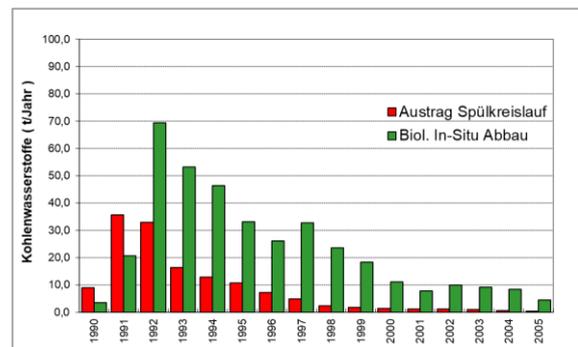


Abb. 3: In-Situ Sanierung, Bilanz

Die Bilanzierung der In-Situ Sanierung [3] ergab eine Beseitigung von ca. 500 t an residualen Kohlenwasserstoffen (Abb. 3), so dass zusammen mit den Pumpmaßnahmen von einer ca. 98% Reduzierung der Ausgangsbelastungen auszugehen war. Die durchgeführten Machbarkeitsstudien zeigten, dass aufgrund der erzielten Sanierungsfortschritte und der stark rückläufigen Abbauraten eine Weiterführung der technischen Sanierungsmaßnahmen unverhältnismäßig war und natürliche Selbstreinigungsprozesse unter sulfatreduzierenden bis methanogenen Bedingungen ausreichend wirksam sein würden, um die vorhandenen Restbelastungen gefahrlos zu beseitigen [4].

Zur Implementierung der überwachten Selbstreinigung wurde ein mehrstufiges MNA-Konzept entwickelt, das auf einer stufenweisen Reduzierung der hydraulischen Abstomsicherung und Maßnahmen zur Überprüfung und Bewertung der natürlichen Abbauprozesse basierte.

## 3 MNA-Konzept

Das für den Übergang auf eine überwachte Selbstreinigung entwickelte MNA-Konzept umfasste im Wesentlichen folgende Elemente:

- Abstomsicherung
- Kontrollebenen
- Schwellenwerte und Bewertungsindices
- Maßnahmenkatalog

### 3.1 Abstomsicherung

Für die Übergangsphase nach der Einstellung der In-Situ Sanierung wurde zur Erfassung des natürlichen Grundwasserabstroms und Überprüfung der Wirksamkeit der natürlichen Abbauprozesse der Abschirmbrunnen BR18 eingerichtet (Abb. 4). Zur Erhöhung des natürlichen Abstroms in Richtung Oberflächengewässer wurde eine schrittweise Reduzierung der Förderrate vorgenommen.

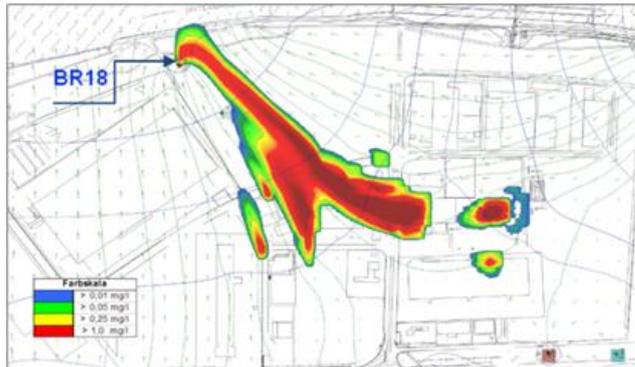


Abb. 4: Abstromerfassung der Benzolfahne durch BR18

### 3.2 Kontrollebenen

Für die Überwachung und Bewertung der potentiellen Grundwasserexposition in Richtung Oberflächengewässer wurden insgesamt 10 Grundwassermessstellen in zwei Kontrollebenen (KE1, KE2) installiert (Abb. 5).

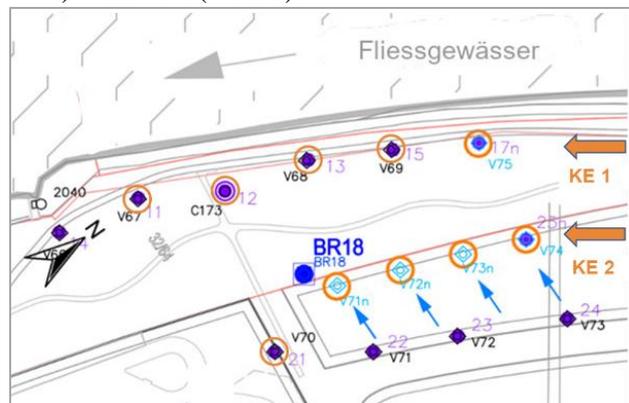


Abb. 5: Kontrollebenen KE1 und KE2, Messstellenstandorte

Die analytische Überwachung der Wasserqualität auf Kohlenwasserstoffe und MNA-Parameter erfolgte in der bisherigen Übergangsphase in vierteljährlichem Abstand.

### 3.3 Schwellenwerte und Bewertungsindizes

Mit der Festlegung von Schwellenwerten und Bewertungsindizes für die beiden Kontrollebenen KE1 und KE2 wurde sichergestellt, dass die in der Verbindlichkeitserklärung festgelegten maximal zulässigen Expositionen in das Oberflächengewässer sicher eingehalten werden. Die Schwellenwerte SR1 und SR2 wurden auf der Grundlage der Einleitwerte aus dem genehmigten Sanierungsplan mit Hilfe von Grundwassermodellberechnungen ermittelt. Hierbei wurden relativ niedrige Abbauraten zu Grunde gelegt, die für den natürlichen Kohlenwasserstoffabbau unter den vorherrschenden Eisen und Sulfat reduzierenden Bedingungen im Zentralbereich gültig waren.

Die Bewertungsindizes BI1.1 und BI2.1 ergeben sich aus den Mittelwerten über die Einzelmessungen an allen Messstellen der jeweiligen Kontrollebene gemäß der folgenden mathematischen Beziehung:

Bei Index-Werten kleiner als 1 werden die zulässigen Expositionen in das Oberflächengewässer sicher unterschritten.

$$BI1 = \frac{\sum_{i=1}^n C_n}{SR_m * 5}$$

Zeichenerklärung:

n: Anzahl der Messstellen einer Kontrollebene

SR<sub>m</sub>: Schwellenwerte SR1/SR2

### 3.4 Maßnahmenkatalog

Bei Überschreitung der Schwellenwerte als Mittelwert über die Messstellen der jeweiligen Kontrollebenen wurden abhängig von den ermittelten Bewertungsindizes folgende Maßnahmen vorgesehen:

BI1-Werte	Beschreibung
0-0,2	keine Maßnahmen
0,2-1,0	Meldung an RP, monatliche Kontrollmessungen, KE1/KE2n
>1,0	Erhöhung Förderrate BR18 auf 20-25 m <sup>3</sup> /h

## 4 Untersuchungsbefunde

### 4.1 Benzol-Analysen Kontrollebenen

Die Grundwasseranalysen in den Kontrollebenen 1 und 2 in den Jahren 2012-2021 ergaben stark schwankende Bewertungsindizes für Benzol, die zeitweise deutlich über 1 lagen, so dass die angestrebte Außerbetriebnahme des Brunnens BR18 und der weitere Übergang auf eine überwachte Selbstreinigung auf Grundlage der bisherigen Schwellenwerte nicht möglich war (Abb. 6).

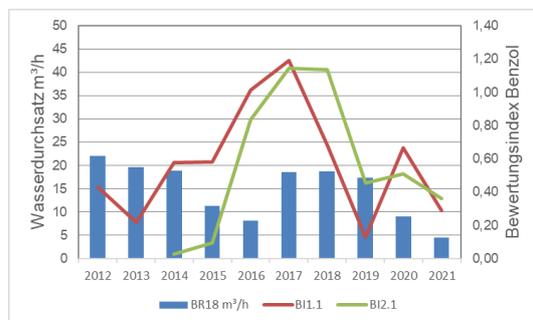


Abb. 6: Bewertung der Benzolkonzentrationen in den Kontrollebenen (BI1.1, BI2.1)

Als Ursache für diese Schwankungen wurden zum einen relativ hohe Benzolkonzentrationen im Bereich einer schmalen Schadstofffahne sowie wechselnde Abbaubedingungen aufgrund fluktuierende Wasserstände im Bereich des Oberflächengewässers ermittelt. Dabei zeigte sich, dass besonders ausgeprägte Fluktuationen des Wasserspiegels im Oberflächengewässer (Hochwasser) Verschwenkungen der Grundwasserströmung verursachen und damit die Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren für den natürlichen Kohlenwasserstoffabbau verbessern. Darüber hinaus gelangt durch die Fluktuation des Flusswasserspiegels sauerstoffhaltiges Wasser in den Grundwasserleiter, wodurch ein wesentlich schnellerer natürlicher Abbau des Benzols vor der Exfiltration in das Gewässer induziert wird.

### 4.2 Modelluntersuchung Benzolabbau

Die zur Überprüfung der Abbaubedingungen im Abstrombereich zum Oberflächengewässer durchgeführten Modelluntersuchungen ergaben für den strikt anaeroben Bereich der schmalen Schadstofffahne an den Kontrollebenen im Jahr 2017 eine Abbaurate in Höhe von 0,003 1/d, die im Vergleich zu den Abbauraten in den anderen Abstrombereichen um etwa den Faktor 2-3 geringer ausfiel. Für den Abstrombereich zum Oberflächengewässer wurden Abbauraten in Höhe von 0,007 1/d und 0,07 1/d angesetzt, da nach Literaturangaben [5] die Abbauraten für Benzol unter aeroben Bedingungen um den Faktor 10-100 höher ausfallen als unter anaeroben Bedingungen.

Die Modellberechnungen ergaben, dass das Benzol auf dem weiteren Fließweg relativ schnell bis auf Konzentrationen von 0,001 mg/l abgebaut wird (Abb. 7).

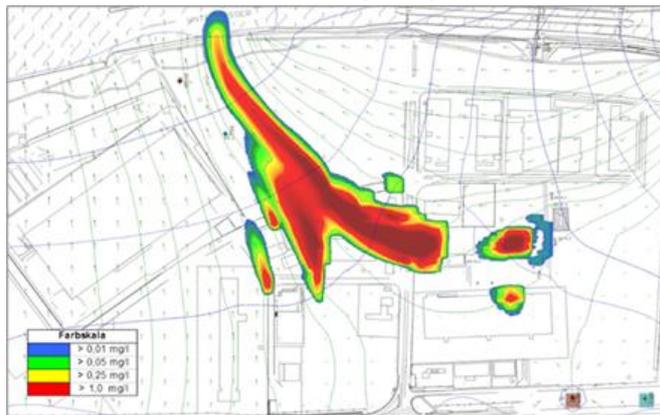


Abb. 7: Modellberechnung Benzolfahne Abstrom Oberflächengewässer (ohne BR18)

### 4.3 Nachweisprogramm Benzolabbau

Zur Überprüfung der Modellberechnungen und zum Nachweis des Benzolabbaus im Abstrom zum Fließgewässer wurden folgende Methoden eingesetzt.

- Isotopenuntersuchungen im Fahnenbereich
- Sedimentuntersuchungen an der Gewässersohle

#### 4.3.1 Isotopenuntersuchung

Die durchgeführten Untersuchungen konzentrierten sich auf die Kohlenstoffisotopenfraktionierung  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  des Benzols an ausgewählten Grundwassermessstellen entlang des Fließweges (Abb. 8). Es wurde hierbei überprüft, ob es infolge des biologischen Abbaus zu einer Anreicherung von  $^{13}\text{C}$  beim noch nicht abgebauten Benzol kommt [2]. Die Anreicherung des  $^{13}\text{C}$  Isotops im noch nicht abgebauten Benzol führt dazu, dass die analytisch bestimmten  $\delta^{13}\text{C}$  Werte des Benzols mit zunehmendem Abbau positiver werden.

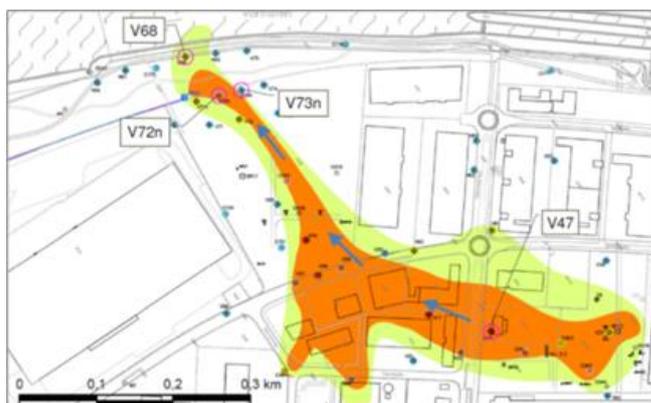


Abb. 8: Isotopenuntersuchung, Lage der Grundwassermessstellen

Abbau- bedingung	Lage, Hydraulische Parameter			Benzolanalytik		Proz. Abnahme	Isotopenanalytik $\delta^{13}\text{C}$ Benzol		Biolog. Abbau (1)	Abbauratenkonstante 1. Ordnung	
	Fließweg	Entfernung [ m ]	Verweilzeit [ d ]	$\text{C}_1$ [ mg/l ]	$\text{C}_2$ [ mg/l ]	$(\text{C}_1 - \text{C}_2) / \text{C}_1$ [ % ]	$\delta^{13}\text{C}_{\text{C}_1}$ [ ‰ ]	$\delta^{13}\text{C}_{\text{C}_2}$ [ ‰ ]	aus $\delta^{13}\text{C}$ [ % ]	bezogen auf Verweilzeit [ 1/d ]	Halbwertszeit [ d ]
Benzol, anaerob	V47 -> V72n	480	1800	5,700	0,780	86	-28,6	-26,4	47	0,00035	1985
	V47 -> V73n	480	1800	5,700	0,015	100	-28,6	-25,8	55	0,00044	1561
	V72n -> V68	100	150	0,780	0,055	93	-26,4	-21,9	72	0,00854	81

(1) biologischer Abbau berechnet aus Isotopenverhältnis  $\delta^{13}\text{C}$  und dem Isotopenanreicherungsfaktor  $\epsilon$

Tab. 1: Isotopenuntersuchung, Ergebnistabelle

Die Quantifizierung des biologischen Benzolabbaus auf der Grundlage der ermittelten Isotopenverhältnisse ergab für die einzelnen Messstellen Werte von 47% bis 72 % und bestätigt damit, dass die Konzentrationsabnahme im Wesentlichen auf den biologischen Abbau entlang der Fließweges zurückzuführen ist (Tab. 1). Die für die Fließstrecke zwischen den Kontrollebenen 1 und 2 durch die Isotopenuntersuchung nachgewiesene Abbaurrate von 0,009 1/d lag im Verhältnis zu den bisherigen Modellansätzen um den Faktor 3 höher (siehe Ziff. 4.2).

Die Ergebnisse der Isotopenuntersuchung erbrachten damit den Nachweis, dass das Benzol durch natürliche Prozesse weitgehend abgebaut wird und dass in dem Bereich zwischen der Kontrollebene 1 und 2 eine Stimulation des Benzolabbaus stattfindet. Aufgrund dieser Befunde war zu erwarten, dass auf dem weiteren Fließweg bis zur Exposition in das Oberflächengewässer ein vollständiger Abbau des Benzols stattfindet. Bestätigt wurde dieses auch durch die Wasser-/Sedimentuntersuchungen an der Gewässersohle (Ziff. 4.3.2).

### 4.3.2 Sedimentuntersuchungen

Zum Nachweis des wirksamen natürlichen Benzolabbaus unterhalb der Gewässersohle wurden im Bereich der Expositionsfläche das Sediment bzw. Porenwasser auf Benzol und sonstige leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe untersucht. Zur sicheren Erfassung der Exposition umfasste der Untersuchungsbereich im Unterwasservorhafen insgesamt 20 Probenahmestellen auf einer Breite von ca. 60 m (Abb. 9). Die Proben wurden mit einem Uwitec Sediment-Corer entnommen und anschließend direkt in Headspace-Gläser überführt und stabilisiert.

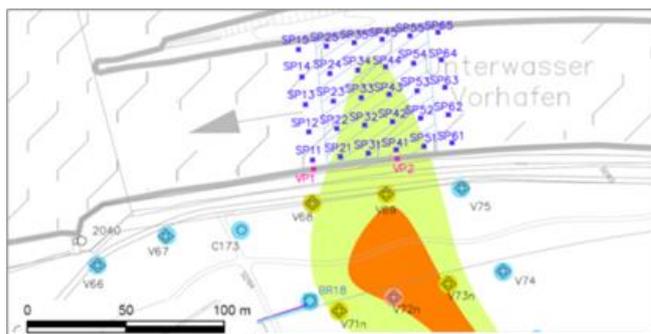


Abb. 9: Sedimentuntersuchung, Lage der Probenstellen

Die durchgeführten Analysen auf Benzol und andere aromatische Kohlenwasserstoffe ergaben nur an zwei von insgesamt 20 Proben geringfügige Belastungen oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die durchgeführten Untersuchungen bestätigten damit, dass das Benzol durch die intensiveren Abbauprozesse im Abstrom der Kontrollebene 1 fast vollständig abgebaut wird. Die ermittelte Exposition an der Gewässersohle war mit 0,1 g/d so niedrig, dass zu erwarten ist, dass auch bei einer Erhöhung der Schwellenwerte um den Faktor 10 die max. zulässige Exposition aus der Verbindlichkeitserklärung deutlich unterschritten wird.

## 5 Ausblick

Aufgrund der positiven Befunde konnte im Jahr 2021 eine Anpassung des Maßnahmenkatalogs und der Übergang in die nächste Überwachungsphase (ohne Abschirmung durch den Brunnen BR18) vorgenommen werden. Die Anpassung der Schwellenwerte soll auf der Grundlage der weiteren Untersuchungsbefunde erfolgen.

## Literatur

- [1] Battermann, G., Meier-Löhr, M., Werner, P. (1993) Pilot and large scale experiences in the in situ bioremediation of a refinery site polluted with hydrocarbons. In: van den Brink, W.J., Bosman, R. & Arendt, F. (eds.): Contaminated Soil'93, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 1135-1444.
- [2] Eisenmann, H., Fischer, A. (2018): Nachweismethoden zum Schadstoffabbau in Altlasten – Erfahrungen aus 12 Jahren Praxisanwendung, Handbuch der Altlastensanierung und Flächenmanagement, 83. Aktualisierung, Rehm Verlag, Heidelberg, März 2018
- [3] Meier-Löhr, M. (1998): Bilanzierung und Modellierung von biologischen und chemisch-physikalischen Prozessen bei der In-Situ Sanierung von kohlenwasserstoff-verunreinigten Grundwassersystemen. Doctoral Thesis at the Technical University Dresden, Fakultät für Forst-, Geo und Hydrowissenschaften
- [4] Meier-Löhr, M. (2005) Remediation of a large scale BTEX-Contamination by Pumping, Bioremediation and Natural Attenuation". In: Proceedings of the Symposium on Experience of oil Contamination and Remediation in Japan and EU, JAGH, Tokyo, Japan, September 2005, S.145-150
- [5] Universität Tübingen (2008): Leitfaden: Natürliche Schadstoffminderungsprozess auf mineralölkonta-minierten Standorten, Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur Untersuchung und Beurteilung, KORA TV 1, Raffinerien, Tanklager Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE, Tübingen, August 2008

# Quellen-Sanierung eines Arsen-Grundwasserschadens mittels innovativer in-situ Arsen-Mobilisierung

Birgit Schmitt-Biegel, Robin Krepp, Dieter Riemann (†), HIM GmbH  
Dr. Wolfgang Balzer, Christian Knöchel, CDM Smith  
Dr. Martin Maier, Christian Scholz, Institut für Geowissenschaften der Universität Heidelberg

## 1 Grundlagen

### 1.1 Schadensentstehung

Seit 1991 saniert die HIM GmbH – Bereich Altlastensanierung (HIM-ASG) im Auftrag des Landes Hessen den Altstandort „ehemaliges Betriebsgelände der chemischen Fabrik Neuschloß, in Lampertheim-Neuschloß“, unweit von Mannheim. In dieser Fabrik hat der *Verein chemischer Fabriken zu Mannheim* von 1829 bis 1927 unter anderem Soda nach dem sogenannten *LeBlanc*-Verfahren sowie Schwefelsäure und Superphosphatdünger produziert. Aus den Produktionsprozessen und der Ablagerung von Rückständen sowie aus der Versickerung kontaminierter Prozesswässer resultierten massive Boden- und Grundwasserbelastungen. Diese machten sowohl umfangreiche Bodensanierungsmaßnahmen im Bereich des seit den 50er Jahren als Wohngebiet genutzten Altstandortes als auch eine Sicherung der vorhandenen Arsen-Schadstofffahne im Grundwasser erforderlich.

### 1.2 Bodensanierung

Die Bodensanierungsmaßnahmen erfolgten von 2003 – 2013. Die Maßnahmen hatten den Schutz des Menschen und den Schutz des Grundwassers zum Ziel (s. Abb. 1 - Sanierungsleitbild). Im Zuge der Sanierung wurden insgesamt rd. 178.000 t kontaminierter Boden und Bauschutt ausgehoben und einer ordnungsgemäßen Entsorgung zugeführt. Darin enthalten waren unter anderem ca. 49 t Arsen, 185 t Blei sowie ca. 300 kg Dioxine und Furane.

Vor Beginn der Bodensanierung wurde eine ortsfeste Wasseraufbereitungsanlage eingerichtet (s. Abb. 2), mit deren Fertigstellung Anfang 2003 die Pump&Treat-Maßnahme zur Sanierung der Arsen-Schadstofffahne in Betrieb ging. Diese Maßnahme diente dem Schutz einer nahegelegenen Trinkwasserentnahme als auch der Sicherung der bei der Bodensanierung zu erwartenden, erhöhten Schadstoffeinträge durch die Versickerung von Niederschlagswasser in den offenen Baugruben.

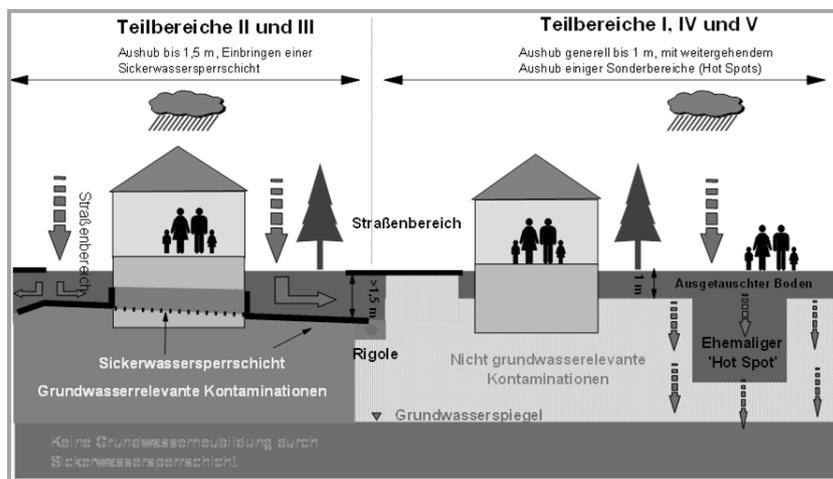


Abb. 1: Sanierungsleitbild Boden



Abb. 2: Wasseraufbereitungsanlage

### 1.3 Grundwassersanierung (Pump&Treat)

Die seit 1995 erhobenen Ergebnisse aus der chemisch-analytischen Überwachung des Oberen Grundwasserleiters (OGWL) belegten im Abstrom der ehemaligen chemischen Fabrik Lampertheim-Neuschloß eine großflächige Arsenfahne, die eine Längsausdehnung von rd. 1.100 m und eine maximale Breite von rd. 250 m aufwies (s. Abb. 3). In Grundwasserfließrichtung, ca. 1,5-2 km entfernt, befinden sich die Trinkwasserfassungsanlagen des Wasserwerks Bürstädter Wald.

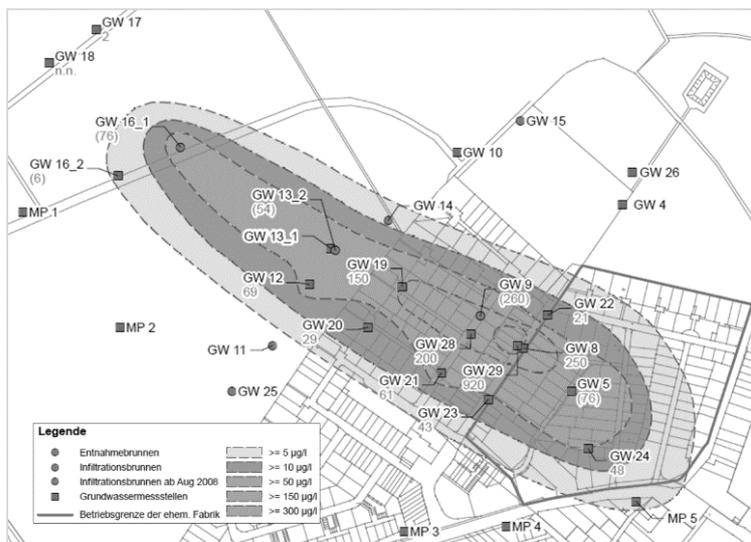


Abb. 3: Arsen-Schadstofffahne im Jahr 2011

Die Pump&Treat-Maßnahme wird seit März 2003 betrieben. Das entnommene Wasser wird über eine 2-stufige Fällungs-/Flockungsanlage gereinigt und in den Aquifer reinfiltriert. Die in der Überwachung der Grundwassersanierungsmaßnahme erhobenen Langzeitergebnisse dokumentierten bis zum Ende der Bodensanierung allerdings eine nur in geringem Maße abnehmende Tendenz bei den Arsengehalten im Bereich des Schadenszentrums bzw. in den zentralen Bereichen der Schadstofffahne. In den abstromigen Fahnenbereichen, vor allem jedoch der Fahnen Spitze, zeigte sich dagegen eine Reduktion der Arsenbelastungen und damit ein deutlicher Sanierungserfolg, so dass die Entnahme und Sanierung von kontaminiertem Grundwasser an der Fahnen Spitze 2013 eingestellt werden konnte.

## 1.4 Sanierungsuntersuchungen zur Optimierung der Pump&Treat-Maßnahme

Mit Blick auf das vorhersehbare Ende der laufenden Bodensanierung erstellte CDM Smith im Auftrag der HIM-ASG 2009 in Zusammenarbeit mit dem Institut für Geowissenschaften der Universität Heidelberg (GEOW) sowie dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) ein zielgerichtetes Konzept für vertiefende Sanierungsuntersuchungen.

Die Ergebnisse der Sanierungsuntersuchungen ergaben zusammen mit den bisherigen Daten aus den vorauslaufenden Untersuchungen und dem laufenden Sanierungsbetrieb wichtige Erkenntnisse für eine neuerliche Gefährdungsabschätzung und eine Überprüfung der Frage nach der Optimierbarkeit der laufenden Maßnahmen. So war einerseits festzuhalten, dass nach den geltenden hessischen Regelungen (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2008) weiterhin Sanierungsbedarf bestand und bei Abschalten der Sicherungsmaßnahme auch die Gefahr eines weiteren, sehr langwierigen „Ausblutens“ von Arsen aus dem Schadenszentrum zu besorgen war. Andererseits zeigten die Untersuchungen, dass der Schadstoffpool von begrenzter Ausdehnung ist und basierend auf den Vorversuchen eine Optimierung der laufenden Pump&Treat-Maßnahme durch die Kombination mit einer in-situ Mobilisierung denkbar war.

In der 2013 vorgelegten Variantenstudie wurde nicht nur dieses Verfahren, sondern auch eine Vielzahl anderer möglicher Maßnahmen (z.B. Bodenaustausch durch Großlochbohrungen, Immobilisierung, MNA, Funnel&Gate oder Reaktive Wand, etc.) betrachtet, geprüft und vergleichend bewertet. Insgesamt gingen aus dieser Studie drei Varianten hervor, die eine grundsätzliche Eignung zur dauerhaften Sicherung und/oder Sanierung der Arsenbelastungen aufweisen. Neben einer Fortsetzung von Pump&Treat in der aktuellen Betriebsweise sowie der Fortsetzung in optimierter Betriebsweise wurde eine Verfahrenskombination aus in-situ Arsen-Mobilisierung und Pump&Treat präferiert. Die Kosten-Nutzen-Betrachtung sprach für die letzte Variante, das innovative Mobilisierungsverfahren. Die Mobilisierung sollte durch die Zugabe einer Phosphat-Lösung bewerkstelligt werden. Das große Potenzial des Verfahrens hatten die Batch- und Säulenversuche gezeigt (Maier, 2014; Maier et.al., 2019). Eine schnelle und weitreichende Freisetzung von Arsen, die bei den Mobilisierungsversuchen festgestellt wurde, wurde dabei als eine vielversprechende Möglichkeit angesehen, die sehr langsam ablaufenden Lösungsprozesse der Feststoff-gebundenen Arsenverbindungen im Schadenszentrum deutlich zu beschleunigen und dadurch die Sanierungs- und Kosteneffektivität zu steigern. Auf der Grundlage dieser Variantenbetrachtung und den Empfehlungen der beteiligten Experten wurde in Abstimmung mit den Fachbehörden beschlossen, das Verfahren zur Arsenmobilisierung im Rahmen eines Lysimeter- und eines Pilotversuches im Feld zu erproben und bei entsprechenden Ergebnissen damit auch in einen großtechnischen Ansatz zu gehen. Ziel der innovativen in-situ Mobilisierung sollte die Optimierung der laufenden Grundwassersanierungsmaßnahme durch Erhöhung der Schadstofffracht und damit einhergehender Reduzierung der Sanierungsdauer sein.

## 2 Der Weg zur großtechnischen Umsetzung der in-situ Mobilisierung

### 2.1 Pilotversuche

In den folgenden Jahren von 2014 bis 2018 wurden mit den Lysimeterversuchen und vor allem mit dem Pilotversuch im Schadenszentrum im unmittelbaren Abstrom der ehemaligen Sickergrube die Grundlagen für die großtechnische Umsetzung des Verfahrens geschaffen. Diese Versuche dienten insbesondere dazu, die wesentlichen Randparameter der Mobilisierung und deren Steuerung in-situ besser zu verstehen und umzusetzen.

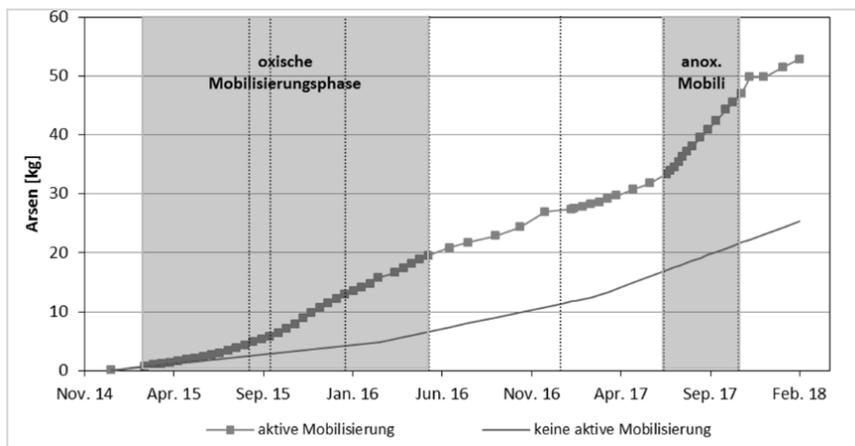
Zusammenfassend belegten die Lysimeterversuche, wie die vorhergegangenen Batch- und Säulenversuche, dass mit der Zugabe von Phosphat sowohl im oxischen als auch im anoxischen Milieu eine nennenswerte Mobilisierung von Arsen aus den Standortmaterialien möglich ist. Anschließend wurde ein Pilotversuchsfeld im direkten Abstrom der ehemaligen nördlichen Sickergrube eingerichtet. Hierfür wurden 3 Infiltrationsbrunnen, 7 Beobachtungsmesspegel sowie 1 Entnahmebrunnen zur Sicherung der Grundwasserkontaminationen eingerichtet. Der Entnahmebrunnen wurde an die Wasseraufbereitungsanlage angeschlossen, so dass die zu erwartenden höheren Arsenfrachten gefasst und abgereinigt werden konnten. Die notwendige Entnahmemenge zur

Sicherung des gesamten Bereiches wurde über eine hydraulische Berechnung bestimmt. Die Infiltrationsbrunnen wurden an eine Dosier- und Messstation angeschlossen, über die die Phosphatzugabe in die Brunnen erfolgte. Die Infiltrationsbrunnen wurden mit einem Scheibenpacker ausgestattet, um eine Grundwasserzirkulation und damit eine bessere Verteilung des Substrates zu initiieren; die Substratzugabe erfolgte in den oberen, höher belasteten Bereichen des Aquifers. Die Ergebnisse der Lysimeterversuche, z.B. zur Frage, wie die optimalen Milieubedingungen eingestellt werden können, wurden zeitlich nachlaufend in den Pilotversuch übertragen.

Ziel war es

- mit der Substratzugabe den natürlich vorhandenen Chemismus möglichst wenig zu beeinflussen, d.h. die vorhandenen anoxischen Bedingungen nicht zu verändern,
- eine optimale Phosphatkonzentration zu ermitteln, bei der möglichst viel Arsen mobilisiert wird, es aber nicht zu Ausfällungen kommt,
- den pH-Wert bei ca. 6,5 +/- 0,3 einzustellen bzw. zu halten.

Der annähernd vierjährige Pilotversuch hatte zum Ergebnis, dass auch im Feld mit einer Phosphatzugabe ein deutlich höherer Arsenaustrag initiiert werden konnte. Insgesamt wurden in der Versuchszeit ca. 40 % des in diesem begrenzten Behandlungsraum verfügbaren Arsens über die in-situ Mobilisierung ausgetragen (s. Abb. 4).



**Abb. 4:** Pilotversuch: Arsen-Austrag (kumuliert) im Entnahmebrunnen nach Mobilisierung, der hypothetischen Austragskurve einer Pump&Treat-Maßnahme ohne Mobilisierung gegenübergestellt

Die Ergebnisse des Pilotversuches waren somit sehr erfolgversprechend im Hinblick auf eine mögliche Implementierung einer großtechnischen Umsetzung des Verfahrens.

## 2.2 Großtechnische Umsetzung der Arsen-Mobilisierung

Die Rahmenbedingungen für die großtechnische Umsetzung der in-situ Arsen-Mobilisierung im Bereich des gesamten Schadenszentrums ergaben sich aus der auf Grundlage der vorlaufenden Versuche und der hierauf aufbauenden technischen Detailplanung (s. Abb. 5):

- die Substratzugabe erfolgt im Schadenszentrum über 8 Infiltrationsbrunnen (IB),
- in den Infiltrationsbrunnen wird eine Zirkulationsströmung zur besseren Verteilung des Substrats aufgebaut (s. Abb. 5, rechts),
- für den Ansatz der Phosphatlösung und die Zugabe von Reduktionsmittel in der Ansetz- und Dosieranlage wird standorteigenes Grundwasser verwendet,
- anteilig wird hier auch Phosphorsäure zugegeben (pH-Einstellung und Phosphatquelle),

- der behandelte Bereich wird über 5 Entnahmebrunnen (EB) gesichert,
- eine zusätzliche Sicherung erfolgte über einen weiter abstromig gelegenen Entnahmebrunnen,
- die Leitungsinfrastruktur wurde so errichtet, dass ohne neuerliche Baumaßnahmen eine Strömungsumkehr (d.h. Tausch von Infiltrations- und Entnahmebrunnen) möglich ist.

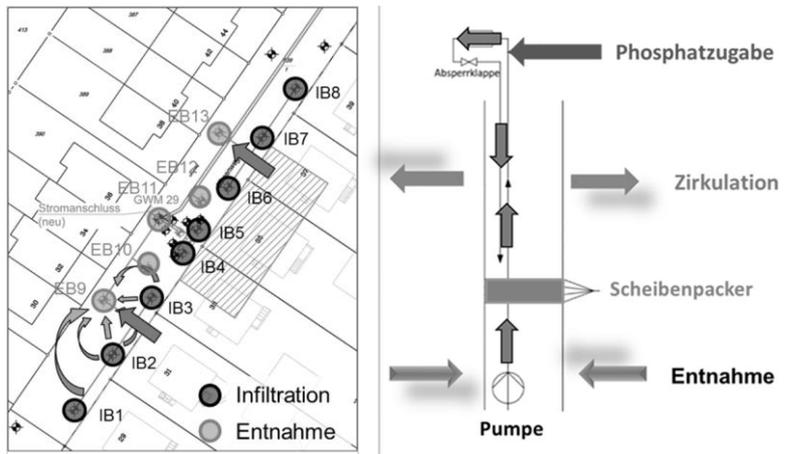


Abb. 5: links Detailplanung Sanierungsbrunnen; rechts Grundwasserzirkulation

Die Phosphatlösung wird in einer Ansetz- und Dosierstation angesetzt. Neben der Phosphatlösung werden hier zu standorteigenem Grundwasser (um das Milieu nicht zu ändern), sowohl Phosphorsäure (zur Einstellung des pH-Wertes) als auch Natriumhydrogensulfid (als Reduktionsmittel zur Anaerobisierung des zugeführten Wassers) zugesetzt. Dosierpumpen fördern die Phosphatlösung zu den jeweiligen Infiltrationsbrunnen, d.h. die Dosiermengen können je nach Erfordernissen an den Infiltrationsbrunnen unterschiedlich ausgelegt werden.

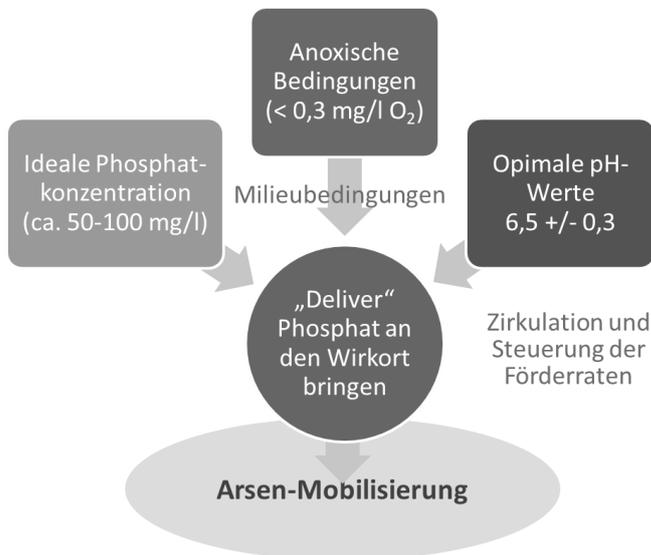
Die Infiltration der Ansetzlösung erfolgt im oberen Bereich der Infiltrationsbrunnen über einem Scheibenpacker (s. Abb. 5), da in diesem Tiefenbereich die höchsten Arsengehalte an den Aquifersedimenten gemessen wurden.

Zur Herstellung einer Zirkulationsströmung wird aus den Tiefenhorizonten unter den Scheibenpackern Wasser entnommen und über den oberen Bereich der Brunnen wieder infiltriert. Die Reichweite, d.h. der Sanierungsbereich der Mobilisierung wurde im Vorfeld über das hydraulische Modell durch Simulation mit verschiedenen Förder- und Infiltrationsmengen modelliert.

### 3 Ergebnisse des 3-jährigen Betriebes der großtechnischen in-situ Arsen-Mobilisierung

Nachdem die geplanten zusätzlichen Infiltrations- und Entnahmebrunnen eingerichtet und die Leitungsinfrastruktur vollständig hergestellt waren, konnte die großtechnische in-situ Mobilisierung 2019 beginnen, zunächst allerdings mit reduzierter Phosphatzugabe, da die Wasseraufbereitungsanlage zu diesem Zeitpunkt noch nicht erweitert und somit technisch nicht geeignet war, die geplanten Phosphatmengen aus dem geförderten Wasser zu eliminieren. Mit der Fertigstellung des Umbaus der Aufbereitungsanlage wurden zu Beginn 2020 schließlich die Phosphatzugaben schrittweise und moderat (zur Vermeidung von Ausfällungen) erhöht, um schließlich die gewünschte Phosphatkonzentration (ca. 50-100 mg/l) im Sanierungsbereich zu erreichen. Mit der großtechnischen in-situ Arsen-Mobilisierung wurde im Januar 2019 begonnen. Jedoch läuft die erweiterte Wasseraufbereitungsanlage zur Abreinigung der erhöhten Phosphatgehalte im Rohwasser erst seit 2020, so dass erst seitdem Phosphatkonzentrationen von rd. 100 mg/l über die Anlage abgereinigt werden können. Da das Verfahren innovativ ist und so noch nicht angewendet wurde, sind die Herausforderungen, die Mobilisierung in-situ zu stimulieren, natürlich vielfältig. Abbildung 6 zeigt anschaulich, welche Faktoren für Monitoring und Steuerung der Sanierungsmaßnahme wesentlich sind:

- Die kontinuierliche Überwachung der Maßnahme
- Die Einstellung bzw. Wahrung der optimalen Milieubedingungen
- Die Verteilung der Phosphatlösung im Aquifer durch Zirkulation und Steuerung der Entnahmemengen



**Abb. 6:** Einflussgrößen und Stellfaktoren für die in-situ Mobilisierung im Sanierungsgebiet

Die Einstellung der Milieubedingungen gelingt recht wirksam, pH-Werte und Sauerstoffgehalte blieben bisher in den gewünschten Bereichen. Die Einstellung der Phosphatgehalte reagierte etwas langsamer, da die Phosphationen auf ihrem Weg durch den Aquifer freie Oberflächenplätze am Sediment belegen und ihr Transport somit retardiert wird.

Die Fördermengen liegen im Durchschnitt bei 30 m<sup>3</sup>/h, davon etwa 20 m<sup>3</sup>/h aus dem unmittelbaren Schadenszentrum, in dem die in-situ Mobilisierung erfolgt. Eine Fördermenge von 10 m<sup>3</sup>/h wird aus dem weiter entfernt gelegenen Sicherungsbrunnen entnommen, um eine unerwünschte Verfrachtung des mobilisierten Arsens zu unterbinden.

Innerhalb des Schadenszentrumsbereichs werden die Förderraten an den Entnahmebrunnen in Abhängigkeit von den höchsten Arsen-Konzentrationen und der daraus zu erwartenden Fracht variiert, um durch hohe Fördermengen aus den am höchsten belasteten Brunnen möglichst hohe Schadstofffrachten zu generieren und damit die spezifischen Betriebskosten zu reduzieren. Die Arsengehalte im Schadenszentrum lagen zuletzt im Mittel bei etwa 600 µg/l. Der Sanierungszielwert für den Parameter Arsen liegt bei 10 µg/l.

Während der Pump&Treat-Maßnahme vor der Arsenmobilisierung wies das geförderte Mischwasser im Mittel Gehalte von ca. 200 µg/l Arsen auf, im Durchschnitt wurden dabei jährlich ca. 50 kg Arsen aus dem Grundwasser entfernt.

Im ersten Jahr der großtechnischen Umsetzung der Arsen-Mobilisierung wurden ca. 150 kg Arsen ausgetragen. 2021 folgten ca. 130 kg Arsen, ohne dass die Förderraten in der Summe nennenswert erhöht wurden. Zur Optimierung der laufenden Arsenmobilisierung (Erweiterung des Behandlungsfeldes) wurde im November 2021 im Schadenszentrum eine sogenannte „Strömungsumkehr“ umgesetzt. Hierzu wurden 5 bis dato zur Sanierung (Entnahme) genutzte Brunnen zu Infiltrations-/ Zirkulationsbrunnen umgerüstet. Parallel wurden 5 Infiltrations-/ Zirkulationsbrunnen zu Sanierungsbrunnen umgerüstet. Erste Ergebnisse zeigen eine sukzessive Etablierung der neuen Hydraulik im Aquifer mit stetig ansteigenden Arsen- und Phosphatgehalten in den neuen

Entnahmebrunnen. Für das noch laufende Jahr 2022 wird ein Austrag von ca. 130 kg Arsen prognostiziert.

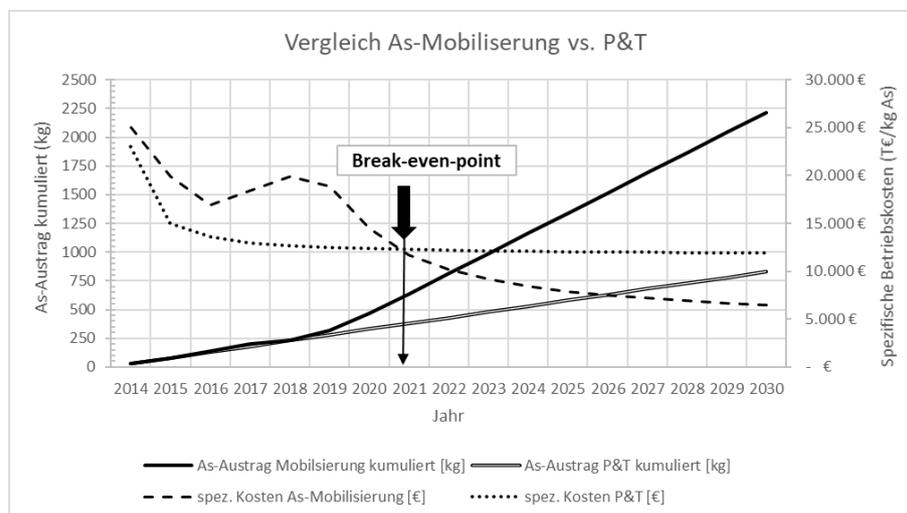
Dies bedeutet, dass die Arsenmobilisierung etwa zu einer Verdopplung bis Verdreifachung der Arsenausträge führt.

## 4 Diskussion

Aus den obigen Ausführungen kann abgeleitet werden, dass das am Standort seit 2019 großtechnisch umgesetzte Sanierungsverfahren mittels Pump&Treat und Arsenmobilisierung grundsätzlich funktioniert und zu einer weiteren Verkleinerung der Schadstofffahne geführt hat.

Gleichwohl ist zu konstatieren, dass die Prognosen der Fallstudie von 2017 nicht erreicht werden. Für die optimale Arsenmobilisierung wird ein eng definierter Wertebereich der Parameter Phosphat, Sauerstoff und pH im Grundwasserleiter benötigt. Zur Vermeidung von negativen Auswirkungen (Ausfällungen, etc.) darf keine Überdosierung zur vermeintlichen Prozessbeschleunigung erfolgen. Die Einstellung der optimalen Verhältnisse im Grundwasserleiter ist entsprechend langwierig und bedarf ständiger Anpassungen im laufenden Anlagenbetrieb. Zur Optimierung des Arsenaustrags wird in höher belasteten Bereichen um ein Vielfaches mehr Wasser gefördert und gleichzeitig die Förderrate in den Randbereichen reduziert, da sich in den Randbereichen des Schadenszentrums bereits deutlich abnehmende Arsengehalte einstellen. Dies ist ein weiterer Hinweis auf die Wirksamkeit des laufenden Sanierungsverfahrens.

In Abbildung 7 sind die Arsenausträge und die spezifischen Betriebskosten der in-situ Mobilisierung und der Pump&Treat-Maßnahme ohne Optimierung (hypothetische Daten) gegenübergestellt. Die Abbildung zeigt, dass die spezifischen Betriebskosten für Arsenmobilisierung inkl. Bau- und Nebenkosten bereits seit 2021 die bisherigen spezifischen Kosten unterschreiten.



**Abb. 7:** Vergleich Arsen-Austrag und spezifische Betriebskosten (inkl. Erkundung, Entwicklung, Planung und Bau) der in-situ Mobilisierung und der (hypothetischen) Pump&Treat-Maßnahme ohne Optimierung

Die in-situ Arsen-Mobilisierung ist effizienter als die reine Pump&Treat-Maßnahme, die von 2003 - 2014 am Standort betrieben wurde.

Welche Arsenmenge tatsächlich mobilisierbar ist, kann auf Grundlage der vorherrschenden Standortbedingungen nicht abschließend vorhergesagt werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich innerhalb der nächsten rd. 7 Jahre die mobilisierbaren Anteile soweit austragen lassen, dass sich ein Sanierungserfolg im Oberen Grundwasserleiter nachhaltig einstellt. In Absprache mit den beteiligten Fachbehörden wird die Maßnahme stetig optimiert und beobachtet, aber auch jährlich auf den Prüfstand gestellt.

## Literatur

- Maier, M. (2014): Untersuchungen zum reaktiven Transport von Arsen im Grundwasserleiter  
Prozessstudie und Entwicklung einer neuartigen Sanierungsmethode an einem Altstandort in Hessen,  
Deutschland; Doktorarbeit an der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Heidelberg 2014
- Maier, V. M., Wolter Y., Zentler, D., Scholz, C., Stirn, C.N., Isenbeck-Schröter, M. (2019): Phosphate  
Induced Arsenic Mobilization as a Potentially Effective In-Situ Remediation Technique—Preliminary  
Column Tests. *Water* 11: 2364.

# **Ablösung einer laufenden P&T-Maßnahme durch eine mikrobiologische Sanierung – Pilotversuch zur reduktiven Dechlorierung von LCKW mittels Speiseölemulsion**

Dr. Marcus Alter, Arcadis Germany GmbH

## **1 Einleitung**

P&T-Maßnahmen sind in der Vergangenheit oft zur Sanierung von Grundwasserkontaminationen eingesetzt worden und sind zum Teil auch heute noch das Mittel der Wahl. In einigen Fällen kann mit einem jahre- bzw. jahrzehntelangen Betrieb tatsächlich eine Dekontamination der gesättigten Zone erzielt werden. Häufig ist dies jedoch in den genannten Zeiträumen nicht möglich und die P&T-Maßnahme dient lediglich als Sicherungsmaßnahme für abstromig gelegene Grundwasserkörper. Die jährlichen Kosten für den Pumpbetrieb und die Behandlung des Wassers mögen moderat sein. Auf die Dauer stellt sich aber die Frage eines effizienten Einsatzes der Mittel für in der Regel zunehmend geringere Schadstoffausträge. Zudem können diese „Ewigkeitsmaßnahmen“ einer Entwicklung der betroffenen Grundstücke im Wege stehen.

Immer öfter kommt es daher nach Jahren des Betriebes zu einer kritischen Betrachtung des Verfahrens, in der neue Aspekte (weitere Erkundungsergebnisse, Standortnutzung) berücksichtigt werden. Dabei wird auch nach Alternativen oder Ergänzungen des bestehenden Sanierungsregimes gesucht.

## **2 Ausgangssituation**

Auf einem Standort im Ruhrgebiet wurden seit den 1950er Jahren Schmierstoffe produziert und verarbeitet. Am Standort befand sich ein großes Fasslager. Das Gelände wechselte mehrfach den Eigentümer und dient auch heute noch als Produktionsstandort. Im Zuge der Grundstücksverkäufe fanden im Jahr 1988 erstmals Altlastenuntersuchungen statt. Die nachgewiesene LCKW-Kontamination wurde ab 1999 sowohl durch eine Bodenluftabsaugung als auch durch ein P&T saniert. Die Bodenluftabsaugung wurde im Jahr 2007 beendet. Für einen ersten Pilotversuch zur In-situ-Sanierung war die P&T-Maßnahme zwischen den Jahren 2016 und 2018 zeitweise außer Betrieb.

Im Jahr 2018 wurde Arcadis mit einem Review der Situation beauftragt und schlug ergänzende Erkundungsmaßnahmen vor, die 2019 umgesetzt wurden. Auf Basis dessen wurden verschiedene Sanierungsoptionen betrachtet und auf die Anwendbarkeit bei den standortspezifischen Bedingungen (heterogene Geologie, aktuelle Nutzung) überprüft. Für die Behandlung der Restbelastung der Bodenluft wurde eine Bodenluftabsaugung vorgeschlagen. Für den Bereich der gesättigten Zone wurde eine Variantenstudie durchgeführt und empfohlen, die Machbarkeit und Auslegung einer mikrobiellen in-situ Sanierung durch einen Pilotversuch zur Forcierung des biologischen Abbaus mittels Injektion einer Speiseölemulsion zu prüfen.

### 3 Herangehensweise

Für den Pilotversuch wurde die vorhandene Infrastruktur an Grundwassermessstellen um zwei Doppelmessstellen im Bereich des Textfeldes erweitert (Abbildung 1, rot dargestellt). Weiterhin wurden zwei Injektionspegel (pink) errichtet, einer davon als Schrägbohrung unter einer vorhandenen Tanklagerfläche (IP2).

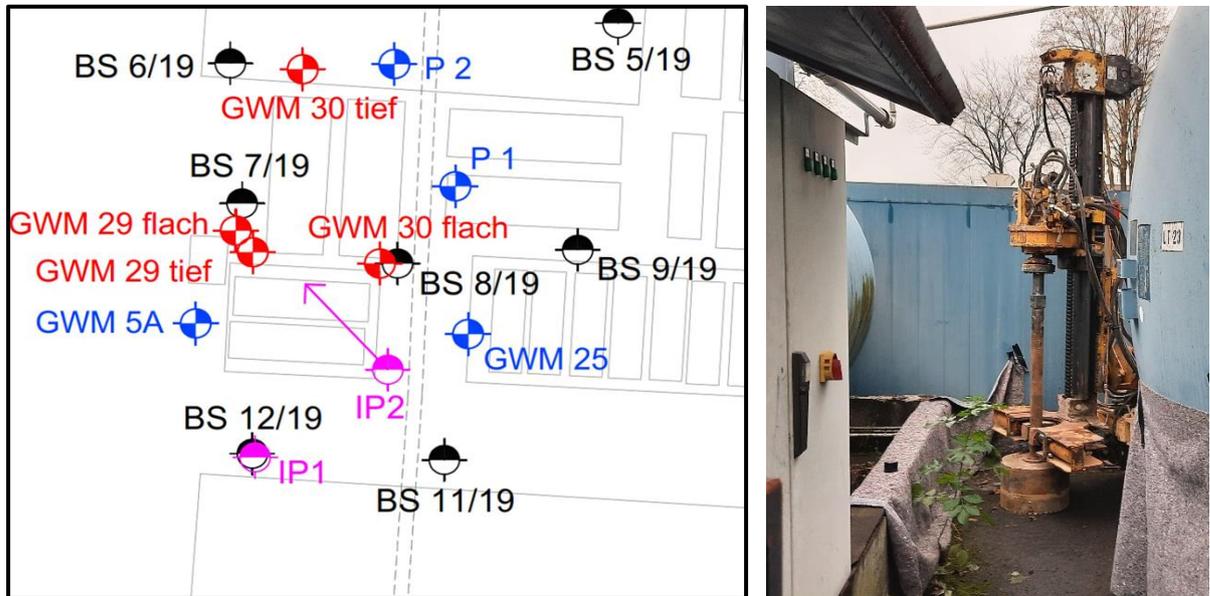


Abb. 1: Testfeld und Bohrarbeiten in beengter Umgebung

Als Injektionsmethode wurde das ISCORAPID-Verfahren<sup>1</sup> gewählt. Mit dem Manschettenrohrverfahren konnte tiefengenau und druckgesteuert die Speiseölemulsion in schluffige Horizonte injiziert werden, um den Kontakt zwischen Schadstoff und dem Injektionsmittel herzustellen. Dies ist bei Standard-Injektionsverfahren, wie zum Beispiel mittels Direct-Push-Sondierungen oder in durchgehend verfilterten Messstellen, im Fall von heterogenen Böden (am Standort Sand und Kies mit schluffigen Wechsellagen) schlechter möglich.

Nach einem vorlaufenden Baseline-Monitoring folgte Anfang März die Injektionskampagne an beiden Injektionspegeln (Abbildung 2). Injiziert wurden jeweils ca. 35 m<sup>3</sup> der Speiseölemulsion sukzessive über einen Tiefenbereich von ca. 6 m. Zur Überprüfung der Grundwasserhydraulik und zur Ermittlung des Verhaltens der Speiseölemulsion wurde der Lösung beim Injektionspegel IP 1 Kaliumbromid als Tracer zugesetzt.

<sup>1</sup> Geo-Bohrtechnik GmbH



Abb. 2: Angemischte Injektionslösung

Um eine Entnahme des eingebrachten DOC sowie eine hydraulische Beeinflussung des Testfeldes zu vermeiden, wurde mit der zuständigen Behörde eine temporäre Außerbetriebnahme des P&T vereinbart.

## 4 Überwachung

Der Pilotversuch wird durch ein begleitendes Monitoring überwacht. Dieses ist unterteilt in ein Monitoring des Testfeldes selbst und ein Abstrom-Monitoring. Die Abstromüberwachung dient dazu, das Abströmen von LCKW im Zeitraum des Pilotversuches zu überprüfen und die P&T-Maßnahme erforderlichenfalls wieder in Betrieb zu nehmen. Das Prozess-Monitoring des Testfeldes umfasst den DOC und den Tracer Bromid. Im Rahmen eines Erfolgsmonitoring werden die LCKW und die Redoxparameter untersucht.

## 5 Zwischenergebnisse

Der Verlauf der Tracerkonzentration in den Abstrommessstellen von IP 1 (Abbildung 3) zeigte, dass die mittlere Abstandsgeschwindigkeit langsamer als erwartet ist. Entsprechend ist auch ein längerer Rückhalt des mobilisierten DOC zu erwarten.

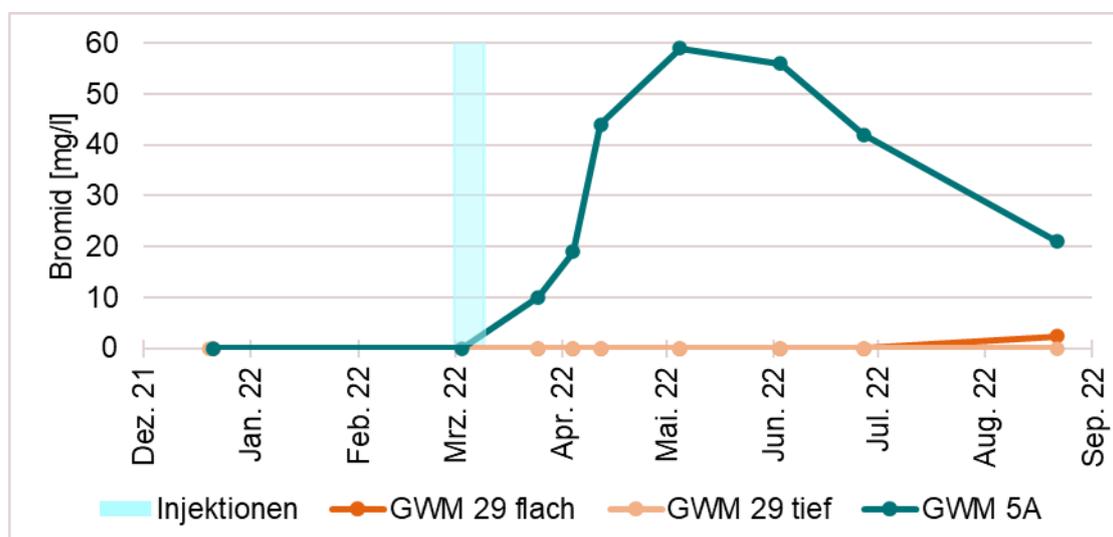


Abb. 3: Entwicklung der Bromidkonzentrationen im Testfeldbereich IP 1

Die Verläufe der DOC-Konzentrationen weisen auf unterschiedliche Effekte hin. Zum einen sind gut lösliche Bestandteile der Speiseölemulsion wie Lactat erwartungsgemäß rasch in den Abstrommessstellen nachweisbar gewesen. Hierfür ist die Ausbreitung in gut durchlässigen Bodenbereichen ausschlaggebend. Im nahen Abstrom (GWM 5 A) spielen sowohl das Abströmen von Lactat aus bindigeren Bereichen als auch die Mobilisierung löslichen DOC aus dem Speiseöl eine Rolle.

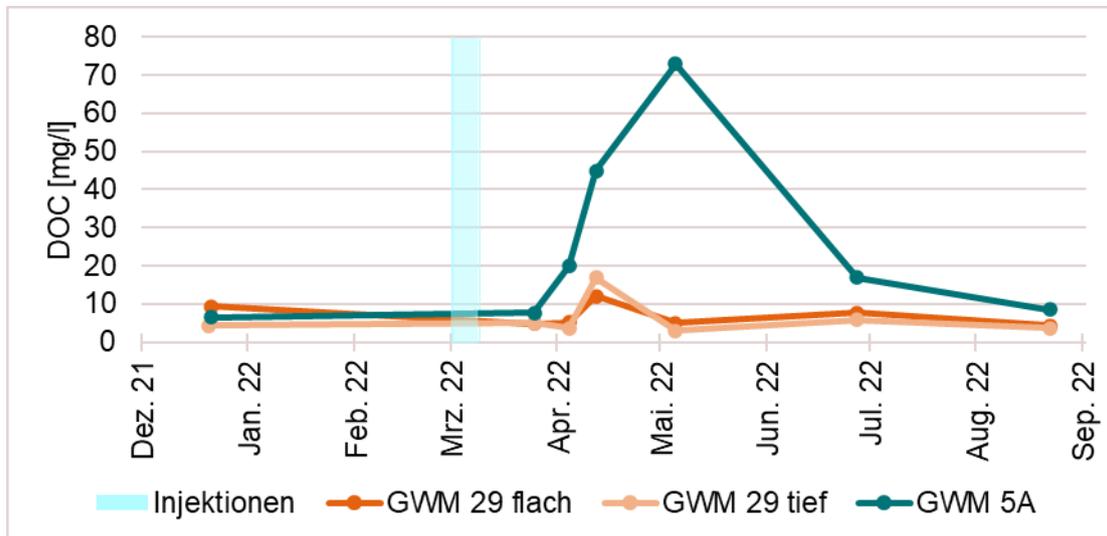


Abb. 4: Entwicklung der DOC-Konzentrationen im Testfeldbereich IP 1

Aufgrund der langsamen Ausbreitung des DOC im Testfeld abstromig IP 1 ist eine starke Dechlorierung der LCKW hier noch nicht zu erwarten und daher erst in Ansätzen erkennbar. Nach der Injektion findet an der GWM 5 A (ca. 8 m im Abstrom von IP 1) ein erkennbarer Abbau von TCE zu cis-1,2-Dichlorethen (cDCE) statt (Abb.).

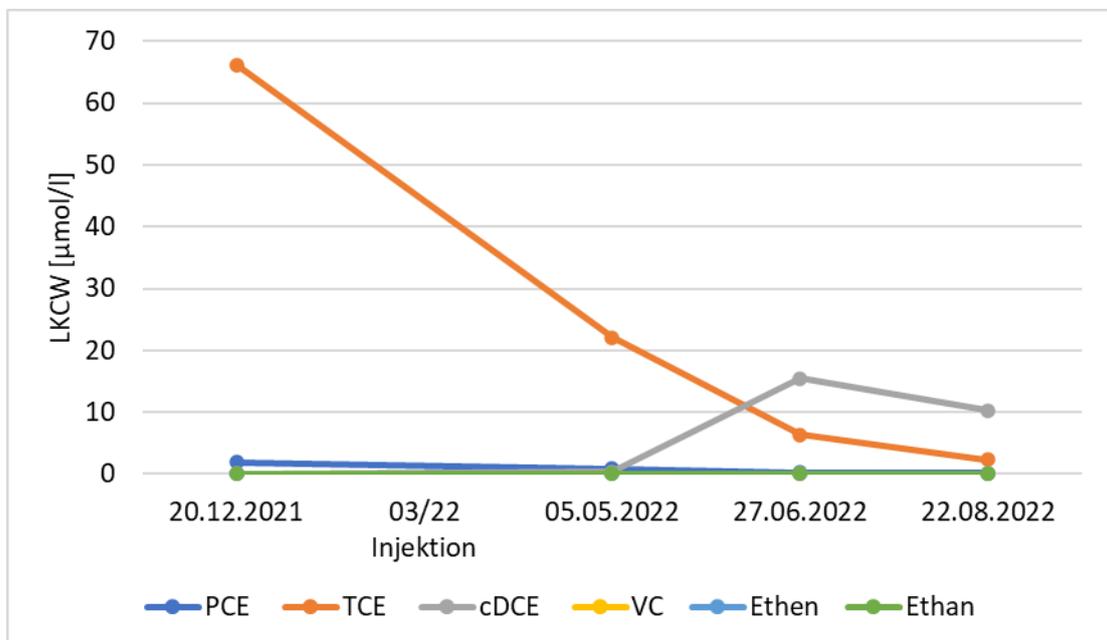


Abb. 5: Verlauf der Dechlorierung an GWM 5A (Angaben in µmol/l)

Die Messstelle GWM 30 flach, die sich ca. 5 m im Abstrom von dem schrägen Injektionspegel IP 2 befindet, weist eine deutlich stärkere Dechlorierung auf (Abb.). Hier war nach der Injektionskampagne eine Umwandlung von TCE zu cDCE im zweiten Quartal 2022 und nachfolgend eine weitere Dechlorierung von cDCE zu VC zu beobachten. Parallel dazu erfolgt auch der letzte Dechlorierungsschritt, bei dem Ethan gebildet wird.

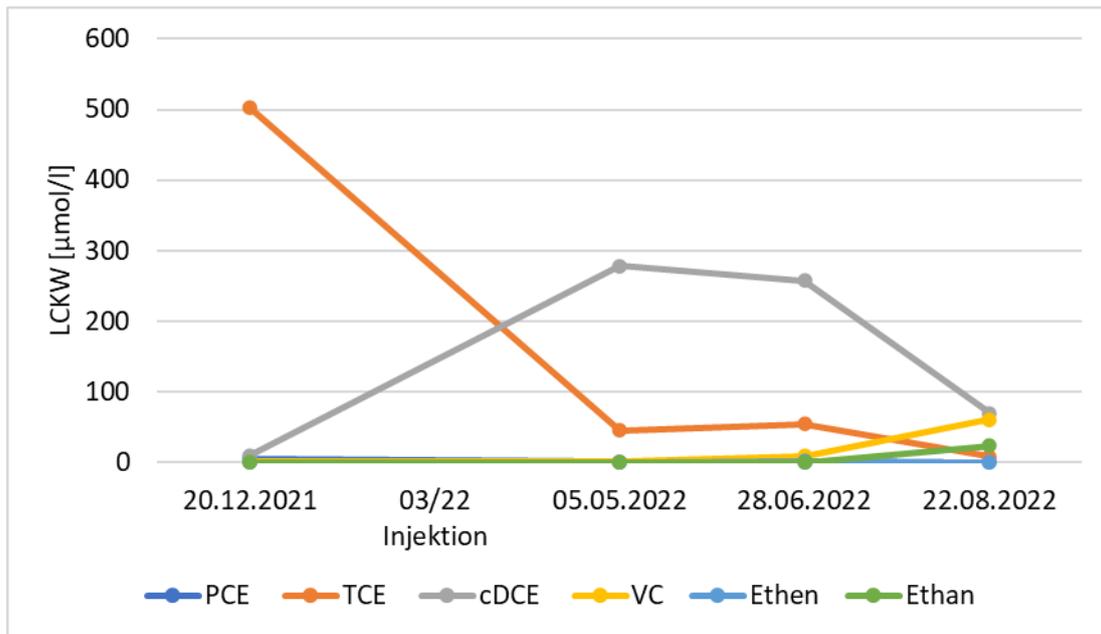


Abb. 6: Verlauf der Dechlorierung an GWM 30 flach (Angaben in µmol/l)

## 6 Schlussfolgerungen und weitere Vorgehensweise

Die dargestellte Entwicklung zeigt zum einen, dass eine vollständige Dechlorierung der LCKW am Standort möglich ist. Aufgrund der lag-phase bei der Reproduktion der dechlorierenden Bakterien ist auch im übrigen Testfeld von einer ähnlichen künftigen Entwicklung auszugehen. Die Injektion einer Speiseölemulsion sorgt für ein langfristiges Depot an organischem Substrat, welches die Mikroorganismengemeinschaft benötigt, um die reduktive Dechlorierung zu ermöglichen.

Aufgrund der geringeren Abstandsgeschwindigkeit wird der weitere Überwachungsturnus gestreckt und verlängert. Mittelfristig kann dann bewertet werden, in welchem Umfang im Testfeldbereich eine Dechlorierung ermöglicht worden ist und ob es einen Rebound nach dem Verbrauch des organischen Substrates gibt. Das langfristige Ziel ist es, Auslegungsparameter für eine *full-scale*-Sanierung zu gewinnen, um die laufende P&T-Maßnahme am Standort abzulösen.

Vom Standort abströmender DOC im Grundwasser kann daneben dazu beitragen, die im weiteren Abstrom schon stattfindenden Dechlorierungsprozesse zu unterstützen und auch dort sukzessive eine Dekontamination zu erzielen.

# **Eingehetzt und ausgetrieben – Thermische Sanierung eines LHKW-Schadens**

Jutta Sextro, RP Darmstadt; Dr. Ulrich Langer, HIM-ASG

## **1 Einleitung**

### **1.1 Historie**

In Hanau-Steinheim wurde eine Grundwasserverunreinigung mit leichtflüchtigen chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen (LHKW und BTEX) über einen Zeitraum von mehr als zwanzig Jahren mit Landesmitteln untersucht und hydraulisch gesichert. Die Schadensquelle konnte trotz umfangreicher Untersuchungen erst im Jahr 2017 lokalisiert werden und anschließend mittels eines thermischen Verfahrens weitgehend entfernt werden.

Die Grundwasserverunreinigung wurde im Jahr 1991 zuerst in einem Notbrunnen der Wasserversorgung festgestellt. Die Suche nach der Schadenquelle führte zu einem Gartenbrunnen, in dem LHKW-Konzentrationen bis zu 93.000 µg/l nachgewiesen wurden. Vor der Bebauung mit Wohnhäusern befand sich auf diesem Grundstück eine Gebäudereinigungsfirma mit eigener Bohnerwachsproduktion.

Weitere Untersuchungen ergaben, dass sich die LHKW-Verunreinigung nicht nur auf den ersten, quartären Grundwasserleiter, sondern auch auf den zweiten, tertiären Grundwasserleiter bis in eine Tiefe von ca. 11 m u. GOK erstreckte.

Durch die zuständige Bodenschutzbehörde wurde ein Sanierungsbedarf festgestellt und die Durchführung von weiteren Untersuchungen sowie die Erstellung eines Sanierungskonzepts angeordnet. Als Sanierungspflichtige wurde die Rechtsnachfolgerin des ehemaligen chemischen Betriebs herangezogen, die jedoch dagegen Rechtsmittel einlegte. Da mit einer schnellen Entscheidung nicht zu rechnen war, wurde vor dem Hintergrund der bestehenden Gefährdung die Maßnahme im Jahr 2000 an die HIM-ASG übergeben.

### **1.2 Durchgeführte Maßnahmen**

Umfangreiche Boden- und Grundwasseruntersuchungen in den folgenden Jahren ergaben trotz des engmaschigen Bohrrasters keine Hinweise auf die Eintragsstelle. Zwar wurden in der Bodenluft LHKW-Konzentrationen von mehr als 10.000 mg/m<sup>3</sup> nachgewiesen, die Ergebnisse eines Bodenluftabsaugversuchs ließen jedoch darauf schließen, dass es keine Quelle in der ungesättigten Zone gibt, sondern dass es sich um eine sekundäre Kontamination durch Ausgasung aus dem Grundwasser handelt.

Eine historische Erkundung ergab als mögliche Schadensursachen entweder einen in den Bauantragsunterlagen eingetragenen, 10.000 l fassenden Lösemitteltank oder einen ehemaligen Betriebsbrunnen, der nach unbelegten Informationen auch zur Entsorgung von Produktionsrückständen genutzt worden sein soll. Durch anschließende geophysikalische Untersuchungen sowie Direct-Push-Sondierungen (MIP-Verfahren) wurde jedoch weder ein Tank noch ein Brunnen gefunden. Um eine weitere Ausbreitung des Schadens zu verhindern, wurde im Jahr 2009 eine hydraulische Grundwassersicherung im näheren Grundwasserabstrom in Betrieb genommen. Die Grundwasserförderung erfolgte über zwei Brunnen in beiden Grundwasserleitern, wobei die Förderraten so aufeinander abgestimmt wurden, dass keine weitere Schadstoffverlagerung vom ersten in den zweiten Grundwasserleiter erfolgen kann. Das geförderte Wasser wurde über einen Kompaktstripper sowie über Aktivkohlefilter gereinigt und in die Kanalisation abgeführt. Im Bereich der Sanierungsbrunnen lagen die Ausgangskonzentrationen zu Beginn der hydraulischen Sicherung bei ca. 40.000 µg/l LHKW im ersten und ca. 28.000 µg/l im zweiten Grundwasserleiter. Ein

deutlicher Rückgang der Konzentrationen im Abstrom der Sicherungsbrunnen bestätigte die Wirksamkeit der hydraulischen Sicherung. Im geförderten Wasser zeigte sich im Laufe der folgenden Jahre im zweiten Grundwasserleiter ebenfalls ein Rückgang der Konzentrationen, während die Konzentrationen im ersten Grundwasserleiter weiterhin auf hohem Niveau blieben. Ohne eine Sanierung der Schadensquelle war davon auszugehen, dass die hydraulische Grundwassersicherung noch über Jahrzehnte weiterbetrieben werden muss.

Im Jahr 2017 machten frühere Angestellte des chemischen Betriebs überraschenderweise eine Aussage zur Schadensursache und bestätigten, dass die lösemittelhaltigen Abwässer aus der wöchentlichen Kesselreinigung in einen nach unten offenen Schacht geleitet wurden. Über diesen Schacht, der als „Rückhaltebehälter“ vor der Einleitung in die Kanalisation diente, gelangten die Lösungsmittel direkt sowohl in den ersten als auch in den zweiten Grundwasserleiter. Da diese sehr kleinräumige Eintragsstelle mit einem Gartenhaus überbaut war, konnte sie bei den früheren Untersuchungen nicht entdeckt werden.

Der Schadensherd wurde anschließend mittels MIP-Sondierungen und Liner-Sondierungen auf eine Fläche von ca. 70 m<sup>2</sup> und einen Tiefenbereich von 3,50 bis 11,50 m u. GOK eingegrenzt. Laborchemische Untersuchungen von Bodenproben zeigten ein Maximum von 24.900 mg/kg LHKW in einer Tiefe von 4,7 m u. GOK. Darüber wurden relativ geringe LHKW-Gehalte gemessen, so dass die Direkteinleitung ins Grundwasser bestätigt wurde. Auf Grundlage der Eingrenzung und der daraus folgenden Abmessungen sowie der Analyseergebnisse wurde ein Inventar von ca. 300 kg abgeschätzt. Mit der Kenntnis der Lage und Größe der Schadensquelle konnte nun die Sanierung geplant werden. Die Auswahl des Sanierungsverfahrens wurde dadurch eingeschränkt, dass sich der Sanierungsbereich im Garten eines Hinterhauses ohne Zufahrt und mit nur sehr begrenztem Platzangebot befand. Im Jahr 2019 wurde eine Sanierung mittels Großlochbohrungen ausgeschrieben, jedoch aufgrund des unwirtschaftlichen Ausschreibungsergebnisses aufgehoben. Nach erneuter Betrachtung von in Frage kommenden Varianten wurde eine thermische Sanierung als zielführend identifiziert. Im Jahr 2020 wurde der Sanierungsplan für die thermische Sanierung erarbeitet und genehmigt, sodass im Anschluss die Ausschreibung für die thermische Sanierung erfolgen konnte.

## 2 Thermische Sanierung

### 2.1 Zielsetzung

Gemäß Sanierungsplan vom 16.10.2019 [1] sollte das Schadstoffpotenzial soweit reduziert werden, dass die Grundwassersicherung in der Berliner Straße mittelfristig außer Betrieb genommen werden kann. Dies kann erfolgen, wenn auf Grundlage der Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen [2] die gelöste Menge im Grundwasser und die Fracht im Grundwasser soweit reduziert werden, dass beide als „klein“ eingestuft werden können. Damit wäre die schädliche Grundwasserverunreinigung insgesamt als „gering“ einzuordnen.

Alternativ kann diese Einstufung auch erreicht werden, wenn nach der Schadstoffreduzierung die gelöste LHKW-Menge als „mittel“ und die LHKW-Fracht als „sehr klein“ klassifiziert werden kann. Nach [3] wurde ermittelt, dass bei gelösten Mengen <0,6 kg und Frachten <4 g/d im Grundwasser der Schaden als klein eingestuft werden kann.

Im vorliegenden Fall sind zwei Grundwasserleiter betroffen. Frachten und Mengen wurden somit kumuliert berücksichtigt bzw. pro GWL halbiert. Es ergeben sich mittlere Konzentrationen (1. bzw. 2. GWL) von 3.000 bzw. 550 µg/l für eine „kleine“ gelöste Menge insgesamt 4 g/d für eine „kleine“ Fracht.

Da sich die Schadstoffwerte im Grundwasser nach Durchführung der thermischen Sanierung – insbesondere im Grundwasserabstrom – voraussichtlich erst mit deutlicher Verzögerung einstellen werden, wurde für die thermische Sanierung bzw. zur Feststellung des Abschaltzeitpunkts der Maßnahme die Schadstoffkonzentration in der Bodenluft herangezogen. Mit Hilfe des „Henry-Koeffizienten“ wird ermittelt, welche LHKW-Konzentration in der Bodenluft den maximal zu erwartenden Grundwasserkonzentrationen entspricht.

In Tab. 1 sind exemplarische Berechnungen der maßgeblichen Einzelparameter für einen Bodenluftwert dargestellt. Die Henry-Koeffizienten entsprechen Literaturwerten. Die Werte der Einzelparameter entsprechen der tatsächlich am Standort auftretenden prozentualen Verteilung. Somit kann bei einer Bodenluftkonzentration von etwa 50 mg/m<sup>3</sup> LHKW die Einstufung als „geringe schädliche Grundwasserverunreinigung“ erreicht werden.

Die Summe von 480 µg/l unterschreitet die o.g. Werte für eine Einstufung der Grundwasserverunreinigung als „gering“. Um diese Annahmen auf beide GWL beziehen zu können, war eine GW-Absenkung im Schadenszustrom im Zuge der thermischen Sanierung notwendig.

		Henry-Koeffizient		Konzentration			
		gemessen	berechnet	BL	SiWa (25°C)	SiWa (10°C)	Anteilig
	%	25°C	10°C	mg/m <sup>3</sup>	µg/l	µg/l	µg/l
cis-1,2-Dichlorethen	60	0,14	0,08	50	362,3	625	375
Trichlorethen	30	0,37	0,17	50	134,4	295,9	89
Tetrachlorethen	10	0,63	0,31	50	80,0	163,9	16
<b>Summe LHKW</b>							<b>480</b>

Tab. 1: LHKW-Konzentration im Grundwasser bei 50 mg/m<sup>3</sup> LHKW in der Bodenluft

## 2.2 Technisches Konzept und Umsetzung

Auf Grundlage des Sanierungsplans war vorgesehen, den Boden mittels einer ausreichenden Anzahl an Heizlanzen aufzuheizen und die mobilisierten Schadstoffe über Bodenluftabsaugpegel abzuziehen. Dabei war durch eine entsprechende Anlagenauslegung zu vermeiden, dass kontaminierte Bodenluft eine Gefahr für die angrenzende Wohnbebauung darstellt und gleichzeitig sicherzustellen, dass der Schadensbereich vollständig erhitzt und durch die Absaugung erfasst wird. Dafür war eine entsprechende Anlagen- und Sanierungsüberwachung umzusetzen. Das Grundprinzip der thermischen Sanierung mit festen Wärmequellen ist dargestellt in Abb. 1.

Im Juli 2020 wurde die Sanierung beauftragt. In den Untergrund wurden eingebracht:

- 22 2-Zonen-Heizlanzen, zwischen 4 und 10 m u. GOK
- 6 Temperaturlanzen, Messungen in 1 m-Abstand von 3,5 bis 10,5 m u. GOK
- 6 Unterdruckmesssonden, zwischen 1,5 und 2,5 m und zwischen 4 und 5 m u. GOK
- 1 Grundwasserentnahmepegel, Förderung von 3 bis 10 m u. GOK, 7 m Filterstrecke
- 4 Bodenluftabsaugpegel, Absaugung 2 bis 5 m u. GOK, 3 m Filterstrecke
- Anschluss von 4 bereits vorhandenen Pegel im Umfeld des Sanierungsfelds

Die Bodenluft wurde über einen Seitenkanalverdichter (ca. 350 m<sup>3</sup>/h) abgesaugt und über einen atmosphärischen Kühlstrang und einen Kondensatabscheider den Luftaktivkohlefiltern zugeführt. Die Überwachung der Sanierung erfolgte mittels Onsite-GC-PID. Das geförderte Grundwasser sowie das Kondensat wurden über einen Wasseraktivkohlefilter abgereinigt.

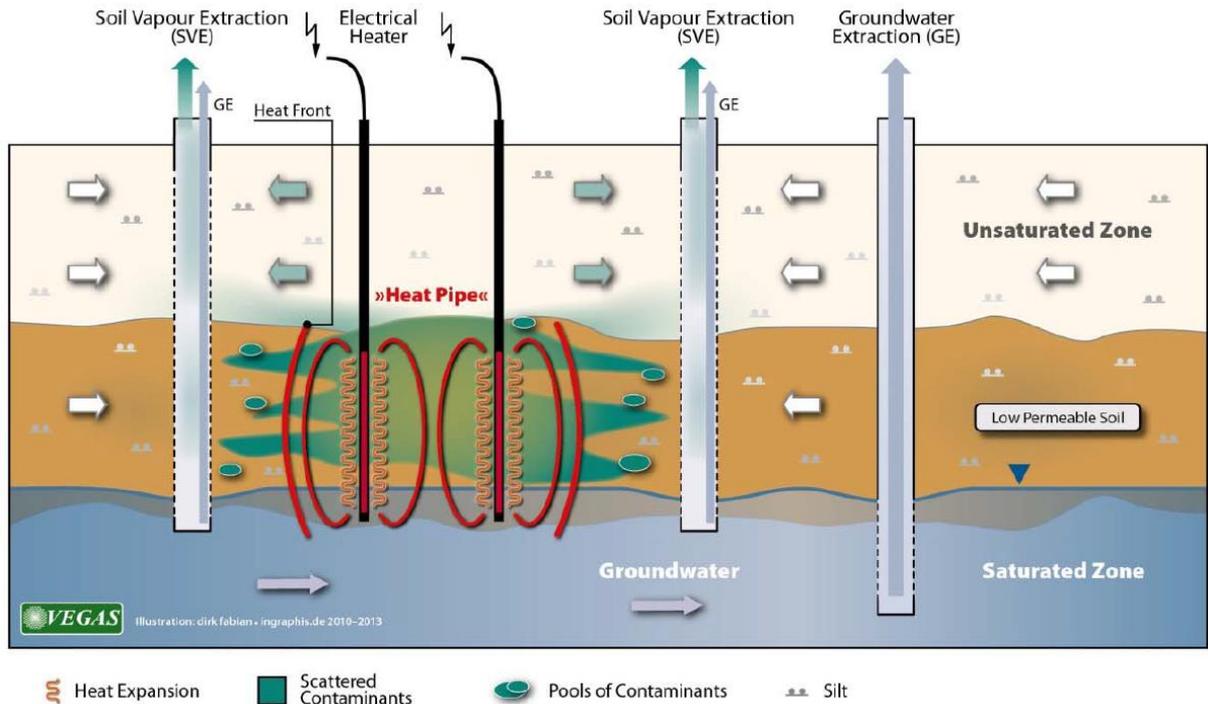


Abb. 1: Skizze einer Sanierungstechnik mit festen Wärmequellen aus [4]

## 2.3 Ergebnisse

### 2.3.1 Sanierungsverlauf

Die thermische Sanierung begann im November 2020. Auf Grundlage übereinstimmender Werte von Eigenüberwachung und Fremdprüfung wurde mit Erreichen des Sanierungszielwerts von  $50 \text{ mg/m}^3$  in der Bodenluft Anfang März 2021 die Sanierung abgeschlossen und die Anlage abgeschaltet. Wegen unterschiedlicher Interpretationen des Sanierungsverlaufs wurde der Sanierungserfolg mittels Plausibilitätsprüfung untersucht. Grundlage hierfür waren:

- Konzentrationsverlauf des Onsite-GC des Auftragnehmers und Austrag
- Plausibilitätskontrolle über die entsorgte Aktivkohle
- Messungen der Einzelpegelkonzentration und Gewichtung

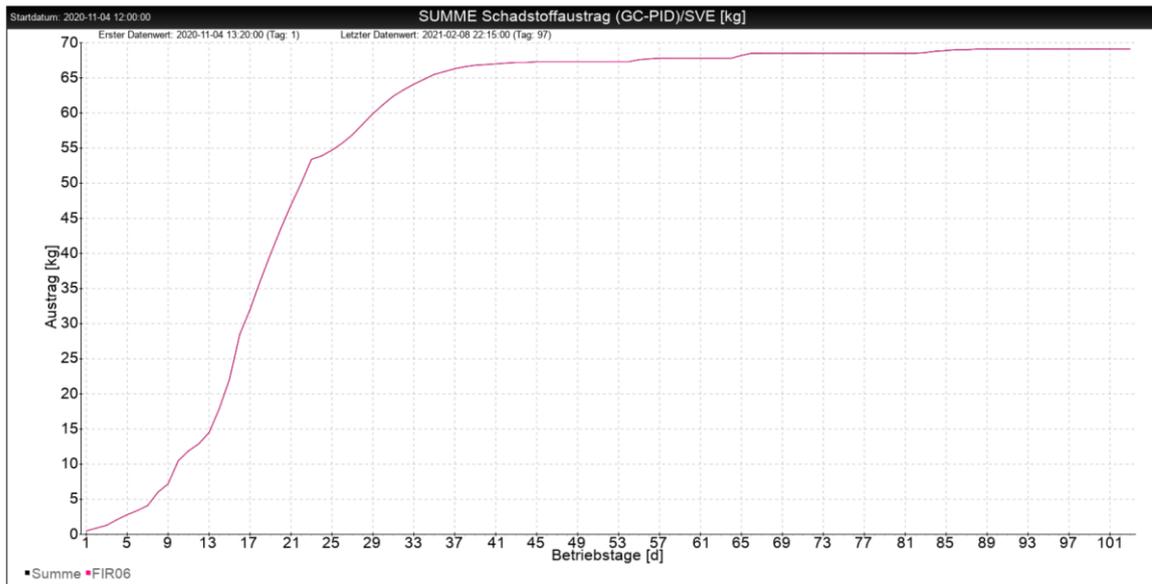
Zwischen Weihnachten 2020 und Neujahr 2021 wurde die Absaugung kurzzeitig unterbrochen. Die Anlage wurde zum Jahresbeginn wieder angefahren und erneut für einen Zeitraum auf nur Heizbetrieb und im späteren auf einen Intervallbetrieb der Absaugung umgestellt.

In regelmäßigen Abständen wurden gemeinsame Beprobungen der Sanierungspegel bei definierten Randbedingungen durchgeführt. Die örtliche Bauüberwachung führte die Konzentrationsmessung über einen definierten Durchfluss in einem definierten Zeitraum auf ein Aktivkohleröhrchen durch. Die Eigenüberwachung des Ausführenden nahm die Probenahme mittels Tedlar-Bag vor. Die Probe wurde dann dem Onsite-GC-PID zugeführt und analysiert. Bis Anfang März zeigten sich noch hohe Konzentrationswerte pro Pegel.

Anfang März wurden zudem die Durchflussverhältnisse der einzelnen Pegel zueinander bestimmt und durch die Gewichtung von Konzentration und Durchfluss ein repräsentativer Wert für die Bodenluftschadstoffkonzentration ermittelt.

### 2.3.2 Schadstoffaustrag

Der kumulierte Schadstoffaustrag zeigte innerhalb der ersten 40 Tage einen schnellen Anstieg, welcher nachfolgend abflachte, sich jedoch durch kleine Sprünge weiterhin vergrößerte. Auf Grundlage der Onsite-GC-PID-Messungen der Konzentration ergab sich ein Austrag von ca. 70 kg.



**Abb. 2:** Schadstoffaustrag (04.11.2020 bis 08.02.2021)

Das vorhandene Schadstoffinventar war vor Beginn der Sanierung auf Grundlage der MIP-Sondierungen aus dem Jahr 2017 auf ca. 300 kg LHKW abgeschätzt worden. Auch auf Grundlage der an den Einzelpegeln ermittelten Schadstoffkonzentrationen war das Sanierungsziel von 50 mg/m<sup>3</sup> in der Bodenluft noch nicht erreicht. Aus den Temperaturen im Bodenbereich ergab sich ebenfalls eine Fortführung der Sanierung, da noch nicht in allen Bereichen der angestrebte Temperaturzielwert von ca. 90°C erreicht wurde.

Aufgrund des Unterschiedes in der Massenbilanz, der Konzentrationsmessungen an den Pegeln und der Bodentemperaturen wurde eine Plausibilitätskontrolle umgesetzt.

### 2.3.3 Plausibilitätskontrolle

Plausibilitätskontrollen wurden durch die örtliche Bauüberwachung (öBÜ) über die Masse der entsorgten Luftaktivkohle (LAK) durchgeführt. Ein erster Wechsel der LAK wurde Mitte Dezember durchgeführt. Auch ab Mitte März 2021 zeigten sich hinter dem LAK-Filter Konzentrationswerte, die erneut auf vollständige Beladung der LAK hinwiesen. Es wird somit davon ausgegangen, dass die LAK zweimal vollständig beladen war (ca. 4 to LAK). Mit einem Anteil von ca. 10-15 % Beladungskapazität kann demnach von mindestens 400 kg Schadstoffaustrag ausgegangen werden.

Es wurde außerdem das Entsorgungsgewicht der Aktivkohle geprüft. Aus der Differenz zwischen sauberer und beladener Aktivkohle ergab sich der Austrag inkl. einer Menge an Restfeuchte, die durch den Kondensatabscheider nicht von der weiterhin warmen Bodenluft getrennt werden konnte. Als Differenz wurde ca. 1 to Mehrgewicht im feuchten Zustand festgestellt. Bei einem konservativen Ansatz von 50 % Wasser ergab sich eine Menge von ca. 500 kg an Schadstoff in der entsorgten Aktivkohle.

### 2.3.4 Sanierungszielwert auf Grundlage der Einzelpegelmessung

Für eine weitere Bewertung des Sanierungsfortschritts wurden die Konzentrationswerte der Einzelpegel untersucht. Diese wurde im Zuge der Sanierung durch die örtliche Bauüberwachung geprüft. Ab Januar 2021 wurden gemeinsame Messungen (Eigenüberwachung und öBÜ) an den Einzelpegeln durchgeführt. Hierfür wurde die Absaugung unmittelbar vorher abgeschaltet, um die Beprobung durchführen zu können. Werte für die Pegel E01-04 wurden ermittelt und mit der im März durchgeführten Durchflussrelation der Einzelpegel gewichtet:

Datum		E01 [mg/m <sup>3</sup> ]	E02 [mg/m <sup>3</sup> ]	E03 [mg/m <sup>3</sup> ]	E04 [mg/m <sup>3</sup> ]	Gew. [mg/m <sup>3</sup> ]
15.12.2020	öBÜ		353,3	1.661,7	499,0	561,5
07.01.2021	öBÜ	646,0	1.349,7	9.263,2	386,6	2.479,4
01.02.2021	öBÜ	32,9	3.811,7	10.322,7	53,9	2.833,4
05.03.2021	öBÜ	18,7	62,0	33,6	3,7	24,6
<b>Volumenstromanteil</b>		<b>30,9 %</b>	<b>17,3 %</b>	<b>20,8 %</b>	<b>31,0 %</b>	

**Tab. 2:** Konzentrationswerte bei manueller Überprüfung der Einzelpegel

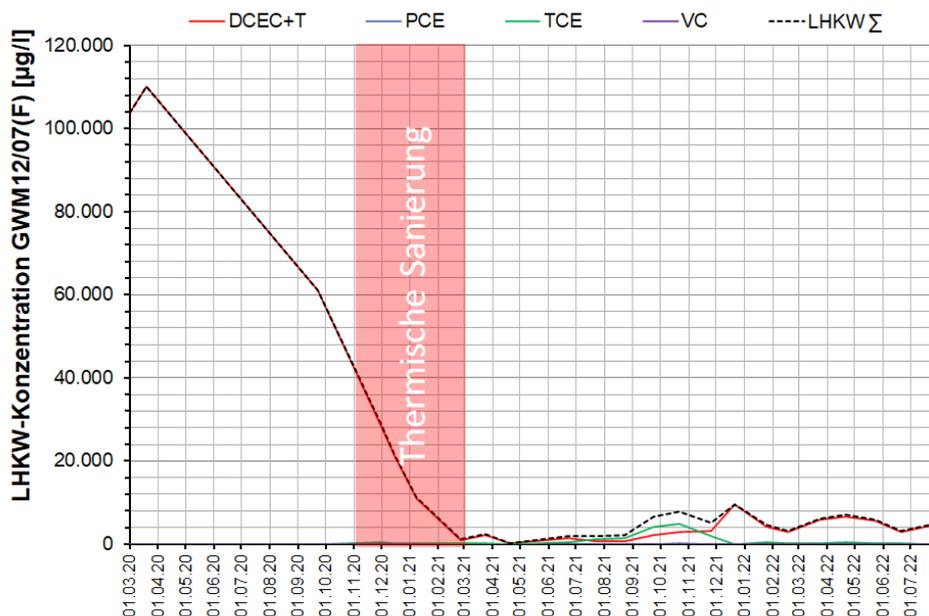
Um einen repräsentativen Schadstoffkonzentrationswert in der Bodenluft zu ermitteln, wurden die Durchflüsse an den Einzelpegeln mittels Druckdifferenzmessung bestimmt und untereinander ins Verhältnis gesetzt. Der jeweilige Volumenstromanteil ist in Tab. 2 dargestellt. Mit diesen Werten und der jeweiligen Konzentration konnte eine repräsentative Schadstoffkonzentration in der Bodenluft errechnet werden, die durch die Gewichtung auch die unterschiedlichen Volumenstromverhältnisse in den Pegeln berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen, dass der Sanierungszielwert erst Anfang März 2021 erreicht wurde.

### 3 Auswirkungen auf das Grundwasser

#### 3.1 Direkter Abstrom

Im direkten Abstrom zum Schadensbereich wird der flache Grundwasserleiter (GWL) in GWM12/07(F) sowie der tiefe GWL in GWM11/07(T) überwacht. Die Auswirkungen der thermischen Sanierung zeigen die nächsten Abbildungen.

Im flachen Grundwasserleiter (Abb. 3) zeigt sich ein Rückgang der LHKW-Konzentration von >100.000 µg/l (März 2020) auf <200 µg/l (April 2021). Im Zuge der Normalisierung der Bodenverhältnisse zeigen sich Konzentrationsschwankungen um ca. 4.000 µg/l (Mitte 2022). Dies entspricht auch ungefähr dem Mittelwert für die Konzentrationen seit Sanierungsende (96 % Rückgang).



**Abb. 3:** Konzentrationsverlauf GWM12/07(F)

Im tiefen Grundwasserleiter (Abb. 4) lagen die LHKW-Konzentration Anfang 2020 bei ca. 6.000 µg/l (Anfang 2020). Nach Ende der Sanierung wurden im April 2021 ein Wert von ca. 4.000 µg/l mit ähnlichen Schwankungen wie im flachen Grundwasserleiter festgestellt. Mitte 2022 lagen die Werte im Bereich von 1.000 µg/l. Der Mittelwert der Konzentrationen seit dem Ende der Sanierung liegt bei ca. 2.500 µg/l (Rückgang ca. 60 %).

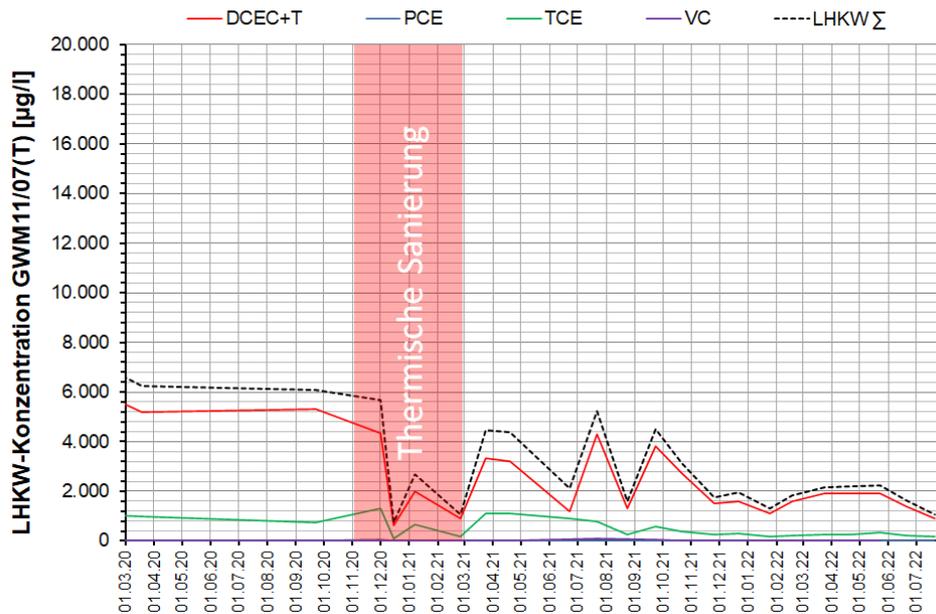


Abb. 4: Konzentrationsverlauf GWM11/07(T)

### 3.2 Weiterer Abstrom (Sanierungsbrunnen)

In ca. 30-40 m Entfernung zur Schadensfläche liegen im direkten Abstrom die Sanierungsbrunnen GWM15/07(F) und GWM16/07(T).

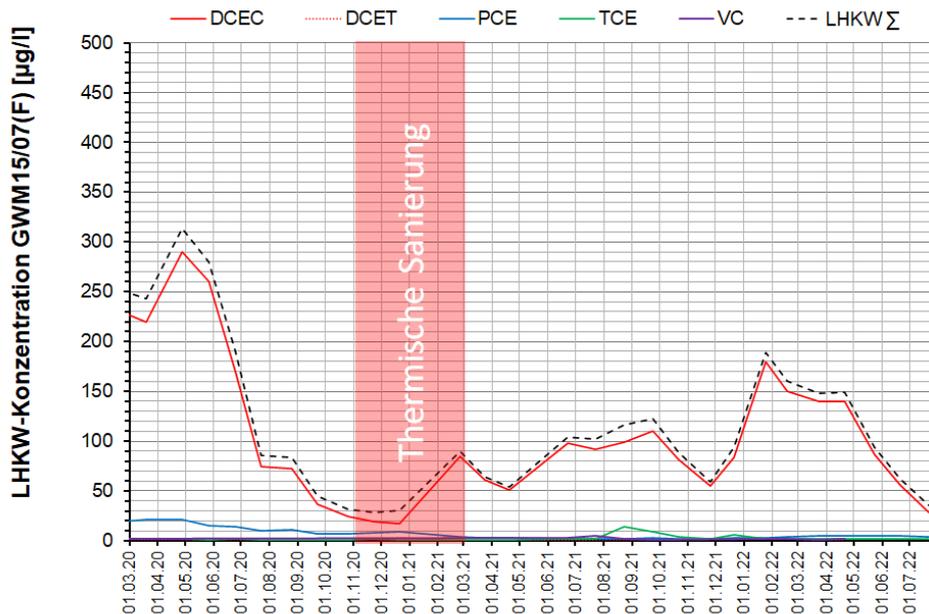
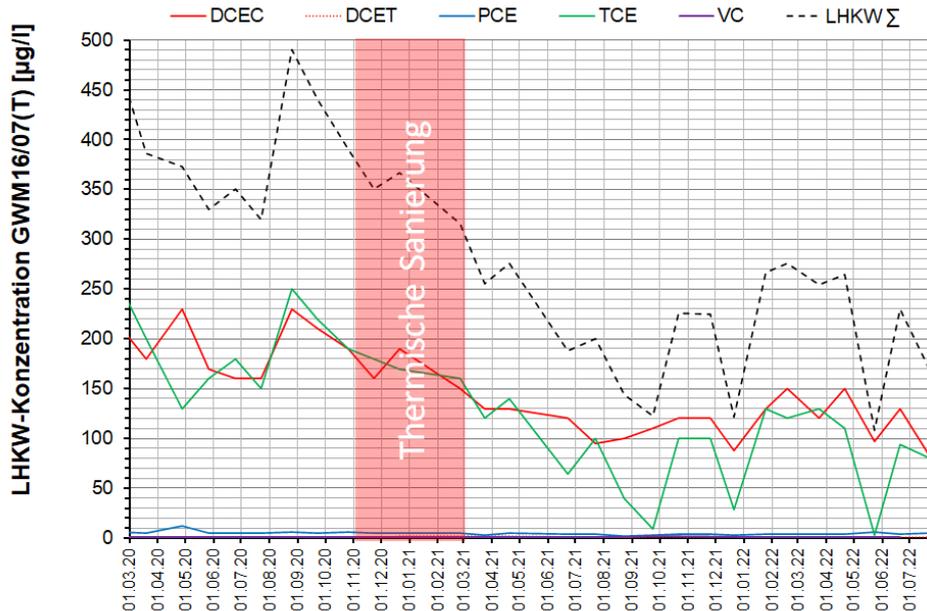


Abb. 5: Konzentrationsverlauf GWM15/07(F)

Aufgrund der geringen Grundwasserströmungsgeschwindigkeit und der weitaus geringeren LHKW-Konzentrationen im Abstrom zeigen sich die Auswirkungen der Sanierung verzögert und weniger deutlich. Im flachen Grundwasserpegel GWM15/07(F) zeigt sich in Abb. 5 im betrachteten Zeitraum für die LHKW-Konzentrationen ein sinkender Trend von 250 µg/l Anfang 2020 auf nun ca. 25 µg/l Mitte 2022.


**Abb. 6:** Konzentrationsverlauf GWM16/07(T)

Ein direkter Einfluss der thermischen Sanierung lässt sich nicht ableiten. Vermutet werden könnte aufgrund des temporären Anstiegs der Konzentration nach dem Sanierungszeitraum der Effekt einer Verdrängung der Schadstoffe in Abstromrichtung. Ähnliches zeigt sich im Tiefbereich bei GWM16/07(T) in Abb. 6. Insgesamt ergibt sich ein fallender Konzentrationstrend, der ca. 10 Monate nach Sanierungsbeginn stagniert.

### 3.3 Bewertung nach Arbeitshilfe des HLNUG

Die Werte der Schadstoffkonzentrationen in den Grundwasserleitern wurden entsprechend [3] bewertet. Vor der Sanierung wurde die Altlast aufgrund von „kleiner“ Fracht und „großer“ gelösten Menge als „mittlere“ schädliche Grundwasserverunreinigung mit fortgesetztem Handlungsbedarf bewertet. Zur weiteren Einschätzung nach der Sanierung wurden im ersten Schritt die Konzentrationen im April 2021 direkt nach der thermischen Sanierung zugrunde gelegt. Im zweiten Schritt wurden die Konzentrationen nach Normalisierung der Untergrundverhältnisse Mitte 2022 bewertet.

Fracht [g/d]		Schadensherd	Abstrom West	Abstrom Ost	Summe	Gesamt
04/2021	1. GWL	0,01	0,03	0,10	0,14	0,45
	2. GWL	0,19	0,01	0,11	0,31	
04/2022	1. GWL	0,30	0,12	0,79	1,21	1,34
	2. GWL	0,10	0,01	0,02	0,13	

**Tab. 3:** Schadstofffrachten

Gel. Menge [kg]		Schadensherd	Abstrom West	Abstrom Ost	Summe	Gesamt
04/2021	1. GWL	0,01	0,00	0,00	0,01	0,80
	2. GWL	0,56	0,05	0,18	0,79	
04/2022	1. GWL	0,13	0,01	0,03	0,17	0,68
	2. GWL	0,37	0,05	0,09	0,51	

**Tab. 4:** Gelöste Menge

Tabelle 3 zeigt die Schadstofffrachten direkt nach Ende der thermischen Sanierung im April 2021 und im April 2022. Auf dieser Grundlage sind die LHKW-Frachten in 04/2021 als „klein“, nahezu „sehr klein“ (<0,4 g/d) einzustufen. Aufgrund der wieder angestiegenen Gehalte in 04/2022 liegt der Frachtwert bei 1,34 g/d, damit jedoch weiterhin im Bereich „klein“.

Die gelöste Menge in den Grundwasserleitern (Tab. 4) errechnete sich in 04/2021 aufgrund wieder angestiegener Werte im unmittelbaren zentralen Abstrom zu 0,80 kg. Damit war sie im April 2021 als „mittlere“ gelöste Menge einzustufen. Die gelöste Menge in 04/2022 ist leicht auf 0,68 kg zurückgegangen und liegt somit im Bereich „mittel“, nahe „klein“ (0,60 kg).

## 4 Fazit

### 4.1 Lessons learned

Für eine thermische Sanierung ist es unerlässlich, den Sanierungsfortschritt nachvollziehen zu können. Hierbei müssen sowohl für die Überwachung als auch für den Zielwert unmissverständliche Randbedingungen definiert werden. Bei der Definition eines Sanierungszielwertes in der Bodenluft muss die Schadstoffkonzentration repräsentativ den Zustand des Sanierungsbereichs wiedergeben. Hierfür sind klare Randbedingungen zu definieren.

Ort und Zeitpunkt der Messung:

- Im Strang hinter der Absaugung können ungewollte Einflüsse wie z.B. Frischluftzufuhr oder Undichtigkeiten in den Absaugsträngen zu ungewollten Verdünnungen der abgesaugten Luft führen.
- Saug- oder druckseitige Messungen führen zu unterschiedlichen Ergebnissen.
- Messungen im laufenden Betrieb können das Ergebnis ebenfalls verfälschen. Die Absaugung ist daher vor Probenahme abzuschalten. Wiederanreicherungseffekte durch die vorhandene Temperatur sind durch schnelle Probenahme auszuschließen.

⇒ Für eine repräsentative Aussage ist der Pegel sofort nach Anlagenabschaltung zu beproben.

Absaugmilieu:

- Bei mehreren Absaugpegeln ist neben der Messung der Bodenluftkonzentration auch der Einfluss von unvermeidbaren Fremdluftzutritten über Randbereiche oder Widerstände innerhalb des Bodens zu berücksichtigen. Hierzu sind die Durchflüsse durch kontinuierliche Messung der Pegel in Relation zu setzen, um damit eine repräsentative Gewichtung der Konzentrationen zu ermöglichen.
- Pegel, die im Randbereich des Schadensfeldes liegen, zur Sicherung eingesetzt werden, aber nicht der eigentlichen Sanierung zuzuordnen sind, dürfen bei der Bewertung des Sanierungsfortschritts nicht berücksichtigt werden.

⇒ Für eine repräsentative Aussage sind die Ergebnisse aus mehreren Pegeln innerhalb des Sanierungsfeldes auf Grundlage des Durchflusses zu gewichten.

Sanierungsüberwachung:

- Die Messtechnik, der Ort und der Zeitpunkt der Messung sowie die Überprüfungsintervalle sind klar zu definieren.
- Die Randbedingungen für die Beprobung sind im Vorfeld eindeutig zu definieren.
- Messergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung müssen vergleichbar sein, bzw. müssen mögliche unterschiedliche Tendenzen in den Ergebnissen bekannt sein.

⇒ Vergleichbarkeit zwischen Eigen- und Fremdüberwachung ist sicherzustellen.

Qualitätsmanagement:

- Die Vor-Ort-Messtechnik ist regelmäßig und nachweislich zu kalibrieren.
- Die Sanierungstechnik, ggf. automatisierte Sanierungsüberwachung ist transparent darzulegen, sodass neben dem Ausführenden auch die Sanierungsüberwachung eine ordentliche Bewertung der Situation vornehmen kann.
- Daten aus der Sanierung sind regelmäßig in einer transparenten und bearbeitbaren Form vorzulegen.

⇒ Die labor- und messtechnische Überwachung ist transparent und nachvollziehbar zu gestalten.

Bewertung der Ergebnisse:

- Zur Bewertung der theoretischen Ansätze zum Zielwert der Bodenluft und der Auswirkung auf das Grundwasser ist die Normalisierung der Bodenverhältnisse abzuwarten. Dies benötigt Zeit.
  - Hierzu sind weitere Erfahrungswerte notwendig.
- ⇒ Eine finale Bewertung des Sanierungserfolgs erfordert Zeit.

## 4.2 Ausblick

Auf Grundlage von [3] wurde die Grundwasserkontamination einer Bewertung unterzogen. Die Sanierung führte hiermit auf dem heutigen Stand noch zu keiner grundlegenden Veränderung der Einstufung. Dennoch sind auf Grundlage der errechneten Werte abnehmende Tendenzen erkennbar, die zu einer verbesserten Einstufung führen können.

Da sich das Grundwassermilieu weiter normalisieren muss, ist davon auszugehen, dass sich auch die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser – langsamer, als erwartet – stabilisieren. Somit ist von einer sichereren Bewertung der Grundwassersituation auszugehen. Es ist zudem davon auszugehen, dass sich die Schadstoffkonzentration auf einem niedrigen Niveau stabilisiert und die Bewertung der Kontamination dauerhaft als „niedrig“ einzustufen ist. Bis dahin ist die weitere Entwicklung zu beobachten.

## Literatur

- [1] SANIERUNGSPLAN VOM 16.09.2019
- [2] ARBEITSHILFE ZUR SANIERUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN (HLNUG 2018)
- [3] „MENGEN UND FRACHTEN“ DES HESSISCHES LANDESAMTS FÜR NATURSCHUTZ, UMWELT UND GEOLOGIE (HLNUG) IM HANDBUCH ALTLASTEN ARBEITSHILFE ZUR SANIERUNG VON GRUNDWASSERVERUNREINIGUNGEN BAND 3, TEIL 7
- [4] THERMISCHE IN-SITU-SANIERUNG VON BODEN- UND GRUNDWASSER – ÜBER 20 JAHRE TECHNOLOGIETRANSFER, DR.-ING. HANS-PETER KOSCHITZKY, DIPL.-ING. (FH) OLIVER TRÖTSCHLER ET AL., VEGAS, VERSUCHSEINRICHTUNG ZUR GRUNDWASSER- UND ALTLASTENSANIERUNG, UNIVERSITÄT STUTTGART, IN: AKGWS, ALTLASTEN 2018, ICP EIGENVERLAG

## **Das Gegenteil von gut gemeint...“ – Erfahrungen mit dem Ausgangszustandsbericht und den Unterlagen zur Betriebseinstellung aus Anwender-Sicht**

Dr. Stefan Kamsties, Plejades GmbH

### **Bitte hinterlassen Sie diesen Ort so, wie Sie ihn vorgefunden haben - Was ist der Ausgangszustandsbericht (AZB)? Wer braucht ihn und wofür?**

Der AZB ist ein Instrument des Immissionsschutzrechts. Er soll den Zustand eines Grundstücks beschreiben, bevor dort eine genehmigungsbedürftige Anlage ihren Betrieb aufnimmt und dient später als Dokumentation des Referenzzustandes für die weitere Überwachung des Bodens und des Grundwassers auf dem Anlagengrundstück. Die Anlagenüberwachung beinhaltet regelmäßige Neuprüfungen, deren Ergebnisse gegen den AZB abgeglichen werden, um festzustellen, ob durch den Anlagenbetrieb eine Veränderung der Qualität des Bodens und/oder des Grundwassers bewirkt wurde. Nach Stilllegung der Anlage muss eine erneute Prüfung der Boden- und Grundwasserqualität erfolgen. Werden dabei Abweichungen vom Ausgangszustand festgestellt, muss das Anlagengrundstück in den Ausgangszustand zurückgeführt werden (Rückführungspflicht).

Der AZB wurde durch die Umsetzung der EU-Industrieemissionsrichtlinie (IED-Richtlinie, 2010/75/EU) in deutsches Recht eingeführt und ist in § 10 Absatz 1a des BImSchG verankert. In Anhangs 1 zur 4. BImSchV sind die sog. IED-Anlagen definiert, für die ein AZB erstellt werden muss. Der AZB ist dabei nicht Teil der BImSchG-Antragsunterlagen. Eine Inbetriebnahme einer IED-Anlage ist jedoch erst möglich, wenn ein AZB vorliegt.

Ein AZB muss erstellt werden, wenn

1. auf dem Anlagengrundstück einer IED-Anlage
2. mit sog. „relevanten gefährlichen Stoffen“ (rgS),
3. die eine stoffliche Relevanz im Hinblick auf Boden und Grundwasser aufweisen,
4. in einer relevanten Menge umgegangen wird.

Das Maß für den Ausgangszustand ist die quantitative Konzentration der in der Anlage gehandhabten rgS in Boden und Grundwasser. Ein Stoff kann gefährlich sein, wenn er in der EU-Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 (CLP-Verordnung) genannt ist oder vergleichbare gefährliche Eigenschaften aufweist. Weitere Rechtsnormen definieren auch für andere Anlagen die Pflicht zur Erstellung eines AZB im Rahmen des Genehmigungsverfahrens (z. B. für industriellen Abwasserbehandlungsanlagen: IZÜV § 3 Absatz 2 Nr. 2).

### **Wie mache ich einen AZB?**

Die Länderarbeitsgemeinschaften Boden (LABO), Wasser (LAWA) und Immissionsschutz (LAI) haben in einer gemeinsamen Arbeitsgruppe Arbeitshilfen zu den Themen „Ausgangszustandsbericht“, „Überwachung“ und „Rückführungspflicht“ erstellt, in denen fachliche Handreichungen zu den genannten Themen enthalten sind. Dem Vernehmen nach werden die aktuellen Arbeitshilfen momentan überarbeitet, mit dem Ziel, sie zusammenzuführen.

Insgesamt hat sich rund um die Boden- und Grundwasseruntersuchungen zur Anlagenüberwachung ein umfangreiches und komplexes Regelwerk gebildet, das in der Praxis nur schwer in allen Aspekten zu erfassen und umzusetzen ist.

Die fachlichen Anforderungen an den AZB und die nachfolgende Überwachung von Boden und Grundwasser enthalten Elemente aus dem Immissionsschutzrecht (Anlagenbegriff), Chemikalienrecht

(Definition der rgS), des Boden- und Gewässerschutzrechts (Untersuchungsverfahren) und eine Vielzahl von ermessensgeleiteten Festlegungen.

Im Fall von Neugenehmigungen von Anlagen auf „der grünen Wiese“ lassen sich die fachlichen Anforderungen relativ stringent umsetzen.

### In einigen Fällen wird es etwas komplexer

Im Fall komplexerer Anlagen (z. B. auf Verbundstandorten mit mehreren IED-Anlagen), Änderungsgenehmigungen bestehender Anlagen und Anlagen auf langjährig industriell genutzten Standorten (für die vielleicht bereits vorher eine bodenschutzrechtliche Relevanz besteht) ergeben sich vielfach Schnittstellenprobleme und unrealistische Anforderungen bzw. Erwartungen.

Einige Diskussionspunkte sollen exemplarisch beleuchtet werden:

<p>Ablauf (Erfahrung):</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Der Antragsteller stellt einen BImSchG-Antrag. Darin legt er in Kapitel 22 seine Auffassung über die AZB-Relevanz der Anlage und die zu untersuchenden rgS dar.</li> <li>2. Die Immissionsschutzbehörde nimmt den Antrag entgegen und delegiert die Bearbeitung des Themenfelds AZB an die Bodenschutzbehörde.</li> <li>3. Der Antragsteller (oder sein Gutachter) legen der Bodenschutzbehörde eine AZB-Untersuchungskonzept vor, in dem er beschreibt, was er wo, wie und wie oft zu untersuchen beabsichtigt.</li> <li>4. Die Bodenschutzbehörde fragt beim HLNUG nach, ob das Konzept geeignet sei.</li> <li>5. Und retour: Die Bodenschutzbehörde teilt dem Antragsteller ihre Entscheidung mit und regt aufgrund der HLNUG-Stellungnahme ggf. Änderungen, Aktualisierungen Anpassungen und/oder Ergänzungen des Untersuchungskonzepts an.</li> <li>6. Auf Grundlage der konsolidierten Fassung des Untersuchungskonzepts kann die AZB-Untersuchung durchgeführt werden.</li> <li>7. Mit den Ergebnissen der AZB-Untersuchung dokumentiert der Antragsteller gegenüber der Behörde den Ausgangszustand (AZB).</li> <li>8. Die Behörde stellt fest, ob der AZB den fachlichen Anforderungen genügt.</li> <li>9. Wenn ja, kann die Anlage in Betrieb genommen werden.</li> </ol>
<p>Auswahl der Untersuchungspunkte auf dem Anlagengrundstück</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kampfmittelfreigabe</li> <li>• Nutzungsbereiche nach Verschmutzungsrisiko kategorisieren</li> <li>• Beschädigung bestehender Infrastruktur vermeiden: Leitungen, Oberflächenversiegelung, AwSV ja/nein?</li> <li>• Was tun bei oberirdischen Rohrleitungen/Rohrbrücken?</li> <li>• Für jede Anlage 3 GWM?</li> </ul>

Identifikation der rgS	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Was ist denn das überhaupt für ein Stoff? (Chemie habe ich leider abgewählt...)</li> <li>• Ist ein Stoff ein rgS?</li> <li>• Recherche der Stoffeigenschaften – Fehlende (zu wenig) oder uneinheitliche (zu viele) Daten zu den Stoffeigenschaften</li> <li>• „Angweistufung“ (Ich weiß es nicht genau, da nehme ich sicherheitshalber erstmal WGK 3...)</li> <li>• H300/H400 – gelb oder weiß (Anhang 2 zur AH AZB)</li> </ul>
Umsetzung der rgS-Liste in ein Untersuchungsprogramm	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wo, wie viele Proben (und wie lange)?</li> <li>• Akkreditierte Untersuchungsstellen (empfohlen oder verpflichtend?)</li> <li>• Normierte Untersuchungsverfahren bestehen längst nicht für alle Stoffe.</li> <li>• Stoffmerkmale</li> <li>• Hausverfahren (flexible Akkreditierung)</li> <li>• Summenparameter und Leitparameter</li> </ul>
Wiederholungsuntersuchungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• „...es sei denn, diese Überwachung erfolgt anhand einer systematischen Beurteilung des Verschmutzungsrisikos...“ – Muss ich überhaupt?</li> <li>• Pantia rhei - Man kann nicht zweimal in denselben Fluss steigen (Heraklit)</li> <li>• Und selbst wenn ich die gleiche Probe zweimal entnehme und analysiere, kommt doch niemals dasselbe heraus.</li> <li>• Die Maschine gibt's nicht mehr – Weiterentwicklung fachlicher Standards (z. B. Analysenverfahren) erschwert die Wiederholbarkeit von Untersuchungen</li> </ul>
Rückführungspflicht	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Redundanz mit dem Bodenschutzrecht: Was ich heute (also nach dem 1.3.1999) verschüttet habe, muss ich jetzt schon beseitigen.</li> <li>• Unterschied zum Bodenschutzrecht: Alles muss raus, nicht nur das Schädliche – jedoch im Rahmen der Verhältnismäßigkeit.</li> <li>• 001,5 – Lizenz zur Rückführung...</li> <li>• Muss ich auch wiederauffüllen?</li> <li>• Ich hab's nicht eilig... – Gerichtliche Anfechtung der Verwaltungsanforderung zur Rückführung?</li> </ul>

Spannende Fragen, die sich in Zukunft stellen dürften	<ul style="list-style-type: none"><li>• ... wie eine Rückführung des Bodens in den Ausgangszustand im Hinblick auf nur bestimmte Stoffe praktisch aussehen soll.</li><li>• ... ob eine Rückführung in den Ausgangszustand z. B. durch Bodenaustausch möglich wäre und was dabei zu beachten wäre (Beweissicherung hinsichtlich rgS &lt; Gefahrenschwelle?)</li><li>• ... wie festgestellt werden kann, ob die Veränderungen in der Konzentration eines Summenparameters auf die Freisetzung einer rgS oder irgendeiner anderen Substanz zurückgeht.</li><li>• ... was passiert, wenn während des Betriebs einer Anlage im Rahmen einer Wiederholungsuntersuchung eine erhebliche, aber nicht schädliche Abweichung vom Ausgangszustand (Boden oder Grundwasser) festgestellt wird.</li><li>• ... wie die Rückführungspflicht durchgesetzt wird, wenn zwar eine Anlage stillgelegt ist, aber das Anlagengebäude noch andere aktive Anlagen enthält oder anderweitig weitergenutzt, jedenfalls nicht abgerissen werden soll.</li></ul>
---	--

## Persönliches Fazit des Referenten

Die Überwachung von Boden und Grundwasser an BImSchG-Anlagen begründet ein neues Tätigkeitsfeld mit Überschneidungen zur Praxis des nachsorgenden Bodenschutzes, jedoch formal anderen und weitergehenden Anforderungen. Die heutigen Regelmechanismen sind komplex, aufwändig und nicht auf jede Fallkonstellation widerspruchsfrei anwendbar. Deswegen erfordert das Vorgehen nach Auffassung des Referenten bei allen Beteiligten eine breit aufgestellte Sachkunde hinsichtlich (a) chemischer Stoffeigenschaften, (b) der Möglichkeiten und Grenzen von Boden- und Grundwasseruntersuchungen, (c) der Beurteilung der Ergebnisse solcher Untersuchungen sowie die Bereitschaft zu einer pragmatischen, praxisorientierten Herangehensweise.

Auf Flächen mit gewerblich/industrieller Vornutzung und Altlastenverdacht oder mit bekannter schädlicher Bodenveränderung (Altlast) verursachen AZB-Untersuchungen nach Auffassung des Referenten erheblichen Aufwand, ohne dadurch einen maßgeblichen zusätzlichen Nutzen für die Umweltqualität zu bewirken: Eine Fläche in der bodenschutzrechtlichen Überwachung wären ohnehin (nach Gefährdungs-Kriterien) zu untersuchen und eine evtl. schädliche Bodenveränderung wäre ohnehin zu sanieren. Heute eintretende schädliche Bodenveränderungen sind auch jetzt schon zu beseitigen (also zu dekontaminieren).

Der Begriff der Sanierung im Bodenschutzrecht erkennt dabei die technischen Limitierungen in der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen an. Der Rückführungspflicht wohnt dagegen ein dogmatischer Absolutheitsanspruch inne – allerdings unter dem Vorgehalt der Verhältnismäßigkeit der rückführenden Maßnahmen. Angesichts der aktuell festgelegten Kriterien (maximale Konzentrationserhöhung um den Faktor 1,5) dürfte die formale Rückführungspflicht regelmäßig für Anlagengrundstücke festgestellt werden, auch ohne, dass es unbedingt zu einer Freisetzung von rgS durch den Anlagenbetrieb gekommen ist. Wie die auf evtl. Maßnahmen anzuwendenden Verhältnismäßigkeitskriterien angewendet werden und inwieweit die Rückführungspflicht auf der Grundlage durchgesetzt wird, bleibt abzuwarten.

Nach Ansicht des Referenten wurde eine Möglichkeit zur Steuerung einer ressourcenschonenden Flächennutzung vergeben, dadurch, dass an vorbelastete Flächen (Altlasten) im Hinblick auf die immissionsschutzrechtliche Boden- und Grundwasserüberwachung die gleichen Maßstäbe angelegt werden, wie an vorher nicht gewerblich/industriell genutzte Flächen. Eine „abgemilderte“ Anwendung der AZB-Pflicht und eine Übertragung geltender bodenschutzrechtlicher Maßstäbe im Hinblick auf die Rückführung /Sanierung könnte vorbelastete Grundstück für die Ansiedlung von IED-Anlagen attraktiver machen als die „grüne Wiese“ und auf diese Weise zur Minderung des Flächenverbrauchs beitragen.

## Quellen

IED-Richtlinie: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX%3A32010L0075>

§ 10, BImSchG: [https://www.gesetze-im-internet.de/bimschg/\\_\\_10.html](https://www.gesetze-im-internet.de/bimschg/__10.html)

4. BImSchV, Anhang 1: [https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv\\_4\\_2013/anhang\\_1.html](https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_4_2013/anhang_1.html)

Arbeitshilfe AZB:

[https://www.labo-deutschland.de/documents/180816\\_LABO\\_Arbeitshilfe\\_AZB\\_ueberarbeitet.pdf](https://www.labo-deutschland.de/documents/180816_LABO_Arbeitshilfe_AZB_ueberarbeitet.pdf)

Arbeitshilfe Überwachung:

[https://www.labo-deutschland.de/documents/AH\\_\\_Ueberwachung\\_\\_\\_Finale\\_Fassung.pdf](https://www.labo-deutschland.de/documents/AH__Ueberwachung___Finale_Fassung.pdf)

Arbeitshilfe Rückführungspflicht:

[https://www.labo-deutschland.de/documents/Arbeitshilfe\\_Rueckfuehrung\\_redaktionell\\_gaendert\\_20170502.pdf](https://www.labo-deutschland.de/documents/Arbeitshilfe_Rueckfuehrung_redaktionell_gaendert_20170502.pdf)

CLP-Verordnung:

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:353:0001:1355:de:PDF>

Datenbank der bei der Europäischen Chemikalienbehörde ECHA registrierten Stoffe:

<https://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances>

Datenbank der ECHA über angemeldete (notifizierte) Stoffe (Herstellerangaben):

<https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database>

Stoffdatenbank des Instituts für Arbeitssicherheit der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung:

<https://gestis.dguv.de/>

Informationsseite "Wassergefährdende Stoffe" des UBA (WGK-Einstufungen):

<https://webriigoletto.uba.de/Rigoletto/>

Methodensammlung Boden-/Altlastenuntersuchung (UBA, Fachbeirat Bodenuntersuchung) und Methodensammlung Feststoffuntersuchung (UBA, Fachbeirat Bodenuntersuchung u. LAGA), und Fachmodul Boden und Altlasten (LABO), dankenswerterweise alles unter:

<https://www.hlnug.de/themen/altlasten/altlastenanalytik-1>

Analysentoolbox für den Ausgangszustandsbericht (LANUV):

[https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/anlagen/pdf/Analysentoolbox\\_V\\_5-2.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/anlagen/pdf/Analysentoolbox_V_5-2.pdf)

Begründung des Faktors 1,5 zur Auslösung der Rückführungspflicht:

Th. Lenhart, J. Leisner, R.-N. Bulitta: Feststellung der Erheblichkeit von Boden- und Grundwasserverschmutzungen nach Betriebseinstellung von IED-Anlagen, altlasten spektrum, 2016, Heft 3, Seite 85

[https://www.labo-deutschland.de/documents/AltS\\_H3-16\\_4\\_LABO\\_Redaktionsgruppe\\_Rueckfuehrungspflicht\\_2.pdf](https://www.labo-deutschland.de/documents/AltS_H3-16_4_LABO_Redaktionsgruppe_Rueckfuehrungspflicht_2.pdf)

Messunsicherheit bei Ringversuchen zur Bodenuntersuchung nach Anhang 2 BBodSchV mit genormten Verfahren an einheitlichen Proben:

UBA/BMU Fachbeirat Bodenuntersuchung: Angabe der Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen für den Vollzug der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Dessau-Roßlau, März 2008

<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3511.pdf>

## Aspekte einer repräsentativen Bodenprobennahme bei der Altlastenbearbeitung

Dieter Horchler, ehemals Leitstelle des Bundes für Boden- und Grundwasserschutz sowie ehem. stellvertretender Vorsitzender des FBU

Absatz 3 des § 8 BBodSchG fordert nach der Ermächtigung zur Festlegung von Beurteilungswerten in einer Verordnung:

*„Mit den in den Absätzen 1 und 2 genannten Werten sind Verfahren zur Ermittlung von umweltgefährdenden Stoffen in Böden, biologischen und anderen Materialien festzulegen. Diese Verfahren umfassen auch Anforderungen an eine repräsentative Probenahme, Probenbehandlung und Qualitätssicherung einschließlich der Ermittlung der Werte für unterschiedliche Belastungen.“*

### Was ist eine repräsentative Bodenprobe bzw. Bodenprobennahme?

Nach der „Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung / Beseitigung von Abfällen“ (LAGA Mitteilung 32 = LAGA PN 98, Kap. 3.2) ist eine „repräsentative Probe“ eine „Probe, deren Eigenschaften weitestgehend den Durchschnittseigenschaften der Grundmenge des Prüfgutes entsprechen“. Im Anhang B wird sie dort zusätzlich definiert als „Probe, die den Stoffbestand des Prüfgutes richtig, reproduzierbar und zuverlässig widerspiegelt“. Als Entscheidungsgrundlage für den Umgang mit Abfällen ist eine solche Festlegung sicher sehr sinnvoll, denn dafür werden Informationen über den gesamten jeweiligen Abfall benötigt.

Auch im bodenschutzrechtlichen Vollzug stehen wir vor solchen Entscheidungen. Die Wertemaßstäbe der BBodSchV wurden abgeleitet auf Basis der Annahmen, dass ab bestimmten Schadstoffgehalten in einem Boden/Bodenmaterial tolerierbare Aufnahmedosen für direkte Exposition bzw. Frachten für den Pfad Boden-Grundwasser unter ungünstigen Bedingungen überschritten werden können. Auch dieses Bewertungsmodell verlangt Stoffgehalte als einheitliche, durchschnittliche Bodeneigenschaften. Aber nicht alle Aufgaben im nachsorgenden Bodenschutz lassen sich mit der Bestimmung durchschnittlicher Bodeneigenschaften bewältigen. Durch die Entstehung von Böden und erst recht durch hinzukommende Kontaminationen bedingt sind Stoffe im Boden/Bodenmaterial nicht gleichmäßig verteilt. Werden Informationen über die Schwankungen von Stoffgehalten oder über deren räumliche Verteilung benötigt, dann helfen durchschnittliche Angaben nicht weiter. Dafür müssen diskrete Einzelwerte ermittelt werden, die dann gemeinsam interpretiert werden müssen. Nach Anhang 1, Nummer 2.1 der gültigen BBodSchV ist die räumliche Verteilung von Schadstoffen mit Hilfe eines Rasters repräsentativ zu beproben (Die ab 2023 gültige BBodSchV enthält diesen Passus nicht mehr).

Diese Verwendung des Begriffs „repräsentativ“ deckt sich nicht mit der in der LAGA PN 98. Eine weitere Definition findet sich in der DIN EN 14899 (April 2006; Charakterisierung von Abfällen — Probenahme von Abfällen — Rahmen für die Erstellung und Anwendung eines Probenahmeplans)

*„3.13 repräsentative Probe*

*Probe, bei der das/die interessierende(n) Bestandteil(e) mit einer Unsicherheit vorliegt/en, die für das Probenahmeverfahren noch tolerierbar ist“*

Das klingt sehr nach Probennahme als Selbstzweck, ist aber ein Übersetzungsfehler. Im englischen Original von 2005 hieß es:

*„3.13 representative sample  
sample in which the characteristic(s) of interest is (are) present with a reliability appropriate  
for the purposes of the testing programme”*

... wäre also treffender zu übersetzen mit: „..., die zur Aufgabenstellung des Untersuchungsprogramms passt.“ Damit kommt die notwendige Kopplung der Probennahme mit der Aufgabenstellung klar zum Ausdruck.

Um die abfall- und bodenbezogenen Definitionen zusammenzuführen und Missverständnisse einzudämmen, schlug der Fachbeirat Bodenuntersuchung (FBU) im Jahr 2016 vor, den Begriff „repräsentative Probe“ generell für alle Proben zu verwenden, die zur Bearbeitung der jeweiligen Aufgabenstellung geeignet sind.

Die Beschaffung von Informationen über Bodenmaterialien unter Einsatz einer Probennahme umfasst in dieser Empfehlung des FBU grundsätzlich die folgenden Schritte:

1. *„ Klären der genauen Fragestellung (Zweck des Untersuchungsprogramms),*
2. *Abgrenzung des zu untersuchenden Bodenmaterials/ der zu untersuchenden Fläche (wofür wird eine Information benötigt und wofür nicht mehr),*
3. *Erstbetrachtung (Inaugenscheinnahme, ggf. Vor-Ort-Messungen oder ‚Testprobenahme‘ mit ausführlicher Dokumentation) zur Einschätzung auftretender Heterogenitäten (nach der Entstehung) bzw. Inhomogenitäten (nach der materialinternen Stoffverteilung), zur Beurteilung der Notwendigkeit, Teil-Populationen (Flächen, Schichten, Tiefenstufen, Hot-Spots usw.) zu unterscheiden, und zur Entwicklung eines vorläufigen konzeptionellen Modells (z. B. homogene Ackerfläche, Haufwerk bekannter/unbekannter Herkunft, urbaner Boden mit Grundbelastung, Altlastverdachtsfläche usw.)*
4. *Festlegung einer Probenahmestrategie (was ist zu beproben, Einzel- oder Mischproben, Probenahmepunkte, Anzahl, Mengen, Tiefen ggf. Kornfraktionen, Konservierung usw.), und eines Probenahmeplans zur Umsetzung der Strategie,*
5. *Durchführung der Probenahme mit Beschreibung der Vorgehensweise, der Proben, ggf. der Schichtprofile und sonstiger Beobachtungen im Bereich der Probenahmepunkte, ggf. mit Probenvorbehandlung im Gelände,*
6. *Laboruntersuchungen,*
7. *Zusammenführen der Ergebnisse von Laboruntersuchungen, Vor-Ort-Messungen und Beobachtungen und Interpretation im Hinblick auf die Fragestellung inkl. Darstellung von Unsicherheiten (eher qualitativ, da in der Regel nicht exakt quantifizierbar), Fortschreibung und Präzisierung der konzeptionellen Modellvorstellung. Aus Daten wird eine Information! Wie umfangreich bzw. detailliert die einzelnen Schritte zu bearbeiten sind, hängt von der Zielstellung des Untersuchungsprogramms ab.“*

([https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/359/dokumente/2016\\_12\\_fbu-grundsaeetze\\_bodenprobenahme\\_0.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/359/dokumente/2016_12_fbu-grundsaeetze_bodenprobenahme_0.pdf))

Die Bodenprobennahme ist in der Regel nicht das Ziel der Untersuchungen, sondern ein Mittel zum Zweck. Die Probe wird stellvertretend für eine sehr viel größere Materialmenge entnommen und untersucht, in der Absicht, dadurch die benötigten Informationen zu beschaffen. Die Probe ist wie ein Pixel in einem digitalen Foto, und es ist Ziel der Untersuchungen, eine hinreichend präzise Vorstellung vom dargestellten Bild zu bekommen.

## **Möglichkeiten und Grenzen der Angabe mittlerer Stoffgehalte**

So geeignet mittlere Stoffgehalte für eine Gefährdungsabschätzung oder allgemeiner eine Materialbeurteilung auch sind, es gibt bei der Anwendung dieses Modells Einschränkungen. Dass beispielsweise die Abgrenzung einer Kontamination mit mittleren Gehalten nicht funktionieren kann, ist offensichtlich. Dazu werden Gradienten und dafür wiederum diskrete Einzelgehalte benötigt.

Aber auch der Boden selbst spielt oft nicht mit, was in der Natur der Sache liegt. Boden ist ein Gemenge aus festen anorganischen und organischen Bestandteilen, deren Zwischenräume und Poren zusätzlich mit Flüssigkeiten, Gasen und Dämpfen (leicht flüchtige Flüssigkeiten) gefüllt sind. Die bei der Altlastenbearbeitung interessierenden Stoffe können in bestimmten Partikeln enthalten sein (z. B. Schlacken, Aschen, Bauschutt, Rost), die dann auch „Merkmalsträger“ genannt werden. Sie können aber auch in Anhaftungen auf Partikeln, in Zwickel- und Porenräumen oder gelöst in Flüssigkeiten bzw. direkt als Flüssigkeit oder Dampf vorkommen. Dann ist der Begriff „Merkmalsträger“ nicht nur auf Partikel, sondern besser auf kleine Volumenelemente zu beziehen.

In jedem Fall ist leicht nachvollziehbar, dass eine Probe immer dann die Gesamtheit des zu untersuchenden Materials besonders gut abbilden (also „repräsentieren“) kann, wenn sie möglichst viele Merkmalsträger enthält und diese in einem durchschnittlichen Anteil am Material enthalten sind. Mit dem Modell der Merkmalsträger lässt sich auch gut erklären, warum mehrere parallel untersuchte Bodenproben in der Regel keine identischen Messergebnisse liefern. Die Anteile und Verteilung der Merkmalsträger sind eben im Detail immer ein wenig unterschiedlich.

Diese Inhomogenität in körnigen Feststoffen wird auch als „Fundamentalvariabilität“ bezeichnet, da sie zu variierenden Messergebnissen führt. Sie ist nicht nur materialabhängig, sondern vor allem auch vom Betrachtungsmaßstab. Was von Weitem bzw. in großer Menge betrachtet relativ einheitlich wirkt, kann im Detail dennoch sehr differenziert sein. Dies hat je nach Aufgabenstellung und Situation teilweise großen Einfluss auf die Menge von zu entnehmendem Probenmaterial für eine repräsentative Probe.

Wichtig ist bei Untersuchungen von Böden und Bodenmaterialien zudem die Unterscheidung von „Inhomogenität“ und „Heterogenität“. Während erstere eine mehr oder weniger ausgeprägte, aber stets vorhandene Eigenschaft körniger Feststoffe ist, entsteht Heterogenität dadurch, dass Teile der gesamten zu untersuchenden Materialmenge (Haufwerk, Bodenvolumen, Fläche usw.) unterschiedliche Entstehungsprozesse durchlaufen haben. Inhomogenität beschreibt zufällige Abweichungen bei einem insgesamt aber einheitlichen Entstehungsprozess. Heterogenität hingegen entsteht durch systematische Abweichungen, also unterschiedliche Entstehung einzelner Anteile (Fraktionen) der Materialmenge. Z. B. nur auf einem Teil der zu untersuchenden Fläche sind Mineralöle versickert, Bodenmaterial verschiedener Herkunft wurde gemeinsam abgelagert, Boden und Bauschutt wurden gemischt, Fremdbestandteile und Störstoffe kommen in relevanten Anteilen vor.

Bei heterogenen Feststoffen sind mittlere Materialwerte abhängig von den Anteilen der Fraktionen in einer untersuchten Probe. Lassen sich diese bei der Probennahme nicht trennen, entstehen in den Proben zufällige Gemische, die keinen Bezug zu den Verhältnissen in der Gesamtmenge haben. Auch zur Bewertung etwa von Stoffmobilisierungen sind dann rechnerische Mittelwerte wenig hilfreich. Z. B. die PAK in einem Teerklumpen in einem sonst sauberen Boden dürften sich in ihrer Mobilisierbarkeit deutlich unterscheiden von einer gleichen Menge an PAK, die aber an Ruß gebunden fein im Boden verteilt sind. Wenn der Boden eines Ackers zur Hälfte nicht gedüngt wurde, auf die andere Hälfte dafür das Zweifache der nötigen Düngermenge aufgebracht wurde, dann ist der Acker nur rechnerisch im Mittel optimal mit Nährstoffen versorgt. Der Ertrag dürfte eindeutig belegen, dass dieser Mittelwert unbrauchbar ist.

LAGA PN 98, Kap. 3.2:

*„Für die Erfüllung der Forderung nach ‚repräsentativer Probenahme‘ heterogener Prüfgüter existieren Lösungsansätze auf*

- *Mathematisch-statistischer Grundlage*
- *Grundlage empirischer Kenntnis der Grundmenge und deren Teilchargen“.*

Im Anhang E der LAGA PN 98 muss dann allerdings eingeschränkt werden, dass in der Praxis *„mit vertretbarem technischem Aufwand im Bereich der Abfallprobenahme keine repräsentative Beprobung im wissenschaftlich-statistischen Sinne möglich“* ist. Dies gilt erst recht für kontaminierte Böden bei der Altlastenbearbeitung.

## Welche anderen Möglichkeiten gibt es?

Auch dann, wenn das Modell eines mittleren Stoffgehalts in einem Boden oder einem Bodenmaterial nicht anwendbar ist, müssen Bewertungen der Materialeigenschaften oder Gefahrenbeurteilungen vorgenommen werden. Die Entnahme und Untersuchung von Proben sind in diesen Fällen nicht grundsätzlich abzulehnen. Auch die Kenntnis starker Abweichungen bei Messergebnissen mehrerer Proben ist z. B. eine wichtige Information. Man sollte nur nicht der Versuchung unterliegen, die Messergebnisse, die hier nicht mehr als orientierende Indizien darstellen können, mit Materialwerten gleichzusetzen.

Die strategische Vorgehensweise sollte in allen Fällen die gleiche sein: Auf der Grundlage von Vorkenntnissen, Recherchen und Beobachtungen vor Ort entsteht ein konzeptionelles Modell. Dieses beinhaltet auch Vorstellungen über die Entstehung der vorgefundenen Situation, über heterogene Zusammensetzung des zu untersuchenden Materials oder „nur“ inhomogene Stoffverteilung. Und es beinhaltet die Annahme, dass man zur Lösung der Aufgabe mit der Entnahme und Untersuchung von Proben ein Stück weiterkommen kann. Anderenfalls wäre eine Probennahme reiner Aktionismus. Mit den Beobachtungen während der Probennahme und den Messergebnissen der Proben wird das konzeptionelle Modell verfeinert, und der Nutzen der Probenuntersuchung kann besser beurteilt werden. Ein extremes Ergebnis könnte allerdings auch sein, dass weitere Probenuntersuchungen überhaupt nicht helfen. Dann müssen Charakterisierungen und Bewertungen nach anderen Kriterien vorgenommen werden.

Von sehr großer und oft vernachlässigter Bedeutung sind umfassende Beschreibungen des Bodenmaterials. Beschreibungen der Proben selbst werden zwar in allen einschlägigen Anleitungen gefordert, aber für die Übertragung der an Proben gewonnenen Messergebnisse auf die gesamte zu untersuchende Materialmenge wird eine mindestens so detaillierte Beschreibung der direkten Umgebung der Probenentnahme und möglichst darüber hinaus benötigt. Wie sonst lässt sich beurteilen, ob „das alles noch dasselbe“ war? Das passiert aber fast nie. Dabei verlangt Anhang 1 der gültigen BBodSchV explizit eine „*Bodenansprache am Ort der Probennahme ... in dem Umfang ..., der für die Gefahrenbeurteilung erforderlich ist.*“ Die neue BBodSchV nimmt keinen Bezug mehr auf den Ort der Probennahme sondern fordert in § 18 (5) generell bodenbezogene Informationen in dem Umfang, „*der für die jeweilige Fragestellung erforderlich ist.*“ Schadstoffen werden bei der Bewertung Wirkungspfade zugeordnet. Für die Planung der Probennahme sollten ihnen als Bestandteil des konzeptionellen Modells auch „Entstehungspfade“ zugeordnet werden. Nur mit einer plausiblen Vorstellung von den Entstehungsprozessen einer Stoffverteilung lassen sich die an Proben stellvertretend gemessenen Werte nachvollziehbar auf die zu bewertende Materialmenge extrapolieren.

Die Methodensammlung Feststoffuntersuchung, die vom FBU und dem LAGA-Forum Abfalluntersuchung laufend fortgeschrieben wird, stellt fest: „... *eine detailliert festgelegte, alle Prüf Güter umfassende Vorgehensweise ist bei der Feststoffprobennahme nicht möglich; vielmehr muss ein pragmatischer, einzelfallbezogener Ansatz unter Einbeziehung aller Vorinformationen gefunden werden.*“ (Methosa Version 2.0 vom 15.06.2021, II.1.2)

## Wie lässt sich die Qualität einer Probennahme beurteilen und prüfen?

Das Ergebnis jeder Probennahme ist zunächst eine Probe, nicht etwa ein Analysenergebnis! Die Probe muss von Menge und Beschaffenheit her geeignet sein, die vorgesehenen Untersuchungen durchzuführen (und ggfs. das Rückstellen von Teilproben ermöglichen). Und die zu untersuchenden Parameter dürfen durch den Probennahmeprozess nicht unkontrollierbar verändert werden.

Das, was dann während Transport, Lagerung, Vorbereitung und Analytik erfolgt, ist zweifellos ebenfalls für das Untersuchungsergebnis von Bedeutung, aber es sind von der Probennahme getrennt zu betrachtende Schritte. Zur Eignung der Probe zur Informationsgewinnung gehört dann aber wieder, dass das Ergebnis der Messungen auf die beprobte Materialmenge übertragbar ist.

Die Qualitätssicherung bei der Bodenprobennahme muss zum einen technische Aspekte berücksichtigen. Folgen Planung und Durchführung einem strukturierten Ansatz, werden geeignete Geräte und Techniken herangezogen, ist der Umgang mit Gerät und Probe sachgerecht, erfüllen die

Dokumentationen den erforderlichen Umfang? Diese Aspekte lassen sich recht gut durch eine Auditierung etwa im Rahmen einer Notifizierung oder Akkreditierung überprüfen. Damit ist zunächst aber lediglich die vorhandene Kompetenz bestätigt. Ob diese im Einzelfall dann auch zum Einsatz kommt ...

Aber nicht nur die technischen, vor allem auch Aspekte der gutachterlichen Planung und Beurteilung spielen bei der Bodenprobennahme eine Rolle. Die Akkreditierung etwa kann nur prüfen, ob eine Probennahmestrategie mit allen nach Vorschrift vorgesehenen Elementen vorhanden ist. Ob diese im Einzelfall angemessen und zielführend ist, lässt sich damit nicht prüfen. Auch die Übertragbarkeit der an der Probe erzielten Messergebnisse auf die zu untersuchende Materialmenge, also die Bewertung der Aussagekraft der Indizien der Probe für den gesamten Fall, kann davon nicht abgedeckt werden. Die Forderung der bestehenden BBodSchV (Anhang 1, Nummer 2): „*Das Vorgehen bei der Probennahme ist zu begründen und zu dokumentieren*“ ist eigentlich vollständig. Sie wird nur sehr unterschiedlich umgesetzt.

§ 19 der 2023 in Kraft tretenden neuen BBodSchV fordert die Begründung der Probennahme durch einen Sachverständigen im Sinne des §18 BBodSchG oder eine Person mit vergleichbarer Sachkunde. Die Absätze 2 und 3 bestimmen:

*„(2) Die Probennahme muss sicherstellen, dass die zu untersuchenden Böden oder Materialien, dem Ziel der Untersuchung entsprechend, hinreichend repräsentativ erfasst werden.*

*(3) Die Probennahme hat insbesondere das jeweilige Ziel der Untersuchung, die örtlichen Umstände, die Eigenarten des zu untersuchenden Materials, die zu untersuchenden Parameter sowie den erforderlichen Umfang an Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu berücksichtigen. Die Hinweise der DIN ISO 10381-1 sind zu berücksichtigen.“*

Anmerkung: Die DIN ISO 10381-1 ist ungültig, wurde zurückgezogen und durch DIN ISO 18400-101 ersetzt (siehe auch Methosa Feststoffuntersuchung).

Die Forderung des § 19 (8) der neuen BBodSchV erscheint allerdings teilweise unrealistisch. Wie sollen feinkörnige Fremdbestandteile und Störstoffe, die möglicherweise Schadstoffe enthalten (also z. B. Ruß, Asche, Rost von Metallteilen, Schleifstäube usw.), mit vertretbarem Aufwand von einer Bodenprobe abgetrennt werden? Hier ist eine Klarstellung erforderlich.

Die Qualität einer Probennahme ist letztlich der Grad der Übereinstimmung ihrer Durchführung und ihrer Ergebnisse (= geeignete Proben) mit den gestellten Anforderungen. Daher ist auch die Dokumentation von Randbedingungen, Beobachtungen bei der Probennahme und vor allem der Aufgabenstellung ausschlaggebend.

Eine Aufgabenbeschreibung sollte dann immer auch eine Antwort auf die Frage enthalten: Wollen wir eine Entscheidung auf der Grundlage von Messwerten treffen oder auf der Grundlage von Informationen? Informationen, die die Messwerte zwar als zentrales Element beinhalten, aber sie zusätzlich hinsichtlich ihrer Nachvollziehbarkeit, Wiederholbarkeit, Vertrauenswürdigkeit und damit letztlich ihrer Bedeutung für die Entscheidung beurteilen. Die Gefahr von fehlerhaften Entscheidungen dürfte bei ersterem deutlich höher sein.

Die Methosa Feststoffuntersuchung enthält in Tab. II.12.1;2 eine „Checkliste zur Vollständigkeitsprüfung von Untersuchungsergebnissen bei der Gefährdungsabschätzung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten sowie der Untersuchung von Flächen mit Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen“.

## **Quellen (Stand 2022-09-18):**

Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 32 - LAGA PN 98  
Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im  
Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen

Stand: Mai 2019

[https://www.laga-online.de/documents/m-32\\_pn98\\_red-aend\\_2019\\_mai\\_1562758999.pdf](https://www.laga-online.de/documents/m-32_pn98_red-aend_2019_mai_1562758999.pdf)

LAGA Forum Abfalluntersuchung (2019): Handlungshilfe zur Anwendung der LAGA-Mitteilung 32  
(LAGA PN98)

[https://www.laga-online.de/documents/hinweise\\_pn98\\_stand\\_2019\\_\\_1619175486.pdf](https://www.laga-online.de/documents/hinweise_pn98_stand_2019__1619175486.pdf)

Methodensammlung Feststoffuntersuchung Version 2.0, Stand 15.06.2021

[https://www.laga-online.de/documents/methodensammlung-feststoffuntersuchung\\_version-2\\_1629092375.0.pdf](https://www.laga-online.de/documents/methodensammlung-feststoffuntersuchung_version-2_1629092375.0.pdf)

## Trends und Lösungsansätze zum Umgang mit PFAS-Bodenbelastungen

Dr. Michael Reinhard, Carolin Klauer, Dr. Thomas Held,  
Arcadis Germany GmbH

In den letzten drei Jahren ist die Anzahl der PFAS-Altlastenverdachtsfälle sprunghaft angestiegen. Es ist außerdem zu erwarten, dass die Bedeutung der Schadstoffgruppe bei der Altlastenbearbeitung wegen der sehr niedrigen Grenzwerte der EU-Trinkwasserrichtlinie weiter zunehmen wird.

Im Unterschied zu den meisten in der Altlastenbearbeitung bisher angetroffenen Schadstoffe vereinen die PFAS viele negativen Eigenschaften und werden oft als „Forever Chemicals“ bezeichnet: Moderate bis sehr gute Mobilität im Wasser, inert gegenüber mikrobiellem sowie weitgehend inert gegenüber chemischem Abbau, sehr niedrige Prüfwerte aufgrund ihrer Toxizität und das Vorkommen von Vorläufersubstanzen (Precursoren). Im Gegensatz zu den meisten „klassischen“ Schadstoffen bilden PFAS im Grundwasser keine quasistationären Schadstofffahnen, wobei ein Gleichgewicht zwischen retardiertem Transport und mikrobiellem Abbau besteht, aus. Vielmehr sind die PFAS-Fahnen lediglich durch Vorfluter oder die natürliche Verdünnung und Sorption begrenzt.

Die Stoffeigenschaften verringert die Anzahl der heute technisch verfügbaren Lösungsansätze zur Sanierung der Schadstoffquellen. Gleichzeitig wird aber weltweit über neue methodische Ansätze nachgedacht. Diese umfassen in erster Linie Techniken und Vorgehensweisen, die zwar bekannt sind, aber in der konventionellen jüngeren Altlastenbearbeitung eine eher untergeordnete Rolle spielten. Zu nennen sind unter anderem dezentrale Sicherungen, „mobile“ Bodenwäschen und die Immobilisierung der PFAS.

### Dezentrale Sicherungen

Große, flächige PFAS-Belastungen hemmen häufig die Flächenentwicklung. Ein Aushub und eine Beseitigung der Bodenverunreinigungen sind in der Regel nicht verhältnismäßig. Eine Möglichkeit, Sanierungen durchzuführen und die Flächenentwicklung zu reaktivieren, ist der gesicherte Einbau von PFAS-verunreinigten Böden unter Sicherungselementen wie zum Beispiel unter Bodenplatten im Rahmen einer ausgewiesenen Sanierungsmaßnahme. Nach Bodenschutzrecht sind Umlagerungen von PFAS-verunreinigten Böden im Geltungsbereich eines Sanierungsplans möglich. Hierbei ist der Nachhaltigkeitseffekt zu betonen. Ansiedlungen auf der „grünen Wiese“ und die Zerstörung von natürlichen Ressourcen werden vermieden.

Eine weitere Option ist die Zusammenführung der PFAS-verunreinigten Böden in einem oder mehreren, modular aufgebauten Sanierungsbauwerken aus technischen Dichtungs- und Sicherungselementen. Ein solches Bauwerk und ein Bodenaustausch kann relativ schnell ausgeführt werden und unterbreitet rasch die weitere Exposition der PFAS. Darüber hinaus besteht bei dieser Option auch die Möglichkeit einer Dekontamination des eingelagerten Materials unter gesicherten Bedingungen, wenn zu einem späteren Zeitpunkt Techniken zur Dekontamination, zum Beispiel Bodenspülungen, entwickelt worden sind.

### (Mobile) Bodenwäschen

Bei der, in den 90er Jahren entwickelten, Bodenwäsche findet in erster Linie eine Nassklassierung nach Korngrößen mit einer Abtrennung des hochbelasteten Feinkorns statt. Gleichzeitig führt die Spülung mit Wasser über chemische Lösung zu einem Übergang der Schadstoffe in die flüssige Phase (Wasser). Das im Kreislauf geführte Waschwasser reichert sich mit dem Feinkorn und den gelösten Schadstoffen auf und muss kontinuierlich gereinigt werden.

Ziel der Bodenwäsche ist es, die Grobfraction so weit zu reinigen, dass diese möglichst auf dem Sanierungsgelände wieder verwertbar ist. Das abgetrennte hochbelastete Feinkorn wird entsorgt. Die

maßgeblichen Kostenfaktoren sind in der Regel die Kosten für die Waschwasserreinigung und die Entsorgungskosten der Feinfraktion. Insbesondere die Entsorgungskosten entschieden oft über die Wirtschaftlichkeit (Verhältnismäßigkeit) einer Sanierung mit Bodenwäsche. Die grobe Größenordnung für die Wirtschaftlichkeit lag meist bei um 10 bis 15 Gewichtsprozent für die zu entsorgende Fraktion. Dies schränkte in der Vergangenheit den Einsatz der Bodenwäsche stark ein, auch weil die Beseitigungskosten von Aushub früher günstig waren.

In Deutschland wurde die Bodenwäsche auf dem IN-Campus-Gelände, Ingolstadt, eingesetzt und rd. 150 Tonnen PFAS-belasteter Boden gewaschen. Die Kosten lagen bei rd. 50 €/Tonne gewaschenen Bodens (Vortrag ZÜBLIN Umwelttechnik GmbH, Umweltcluster Bayern, Sept. 2022) unter den gegenwärtigen Kosten für die Beseitigung auf Deponien.

Das Beispiel IN-Campus zeigt in der Bilanz der, in den unterschiedlichen Verfahrenskomponenten entfernten PFAS (Vortrag ZÜBLIN Umwelttechnik GmbH, Umweltcluster Bayern, Sept. 2022), dass der Hauptteil der Schadstoffe (98%) mit dem Waschwasser ausgeschleust wurden und (nur) 2% im Feststoff der Feinfraktion verblieben. Der hohe PFAS-Anteil im Waschwasser ist wahrscheinlich auch auf die gute Mobilisierbarkeit (Löslichkeit) der PFAS zurückzuführen.

Insgesamt dürfte die Bodenwäsche wegen der verfahrenstechnisch positiven Eigenschaften der PFAS (gute Löslichkeit) und der hohen Entsorgungskosten bei der Beseitigung auf Deponien zunehmend an Bedeutung gewinnen.

## **Immobilisierung**

Bei der Immobilisierung werden dem PFAS-belasteten Boden Reagenzien (Sorptionsmittel) zugemischt, die eine hohe Sorptionskraft für PFAS haben. So wird die Sorptionskraft des Boden-Sorptionsmittel-Gemischs so weit erhöht, dass die PFAS weitgehend immobilisiert werden. Die Sorption ist reversibel, wenn auch meist nicht vollständig. Da aber das Sorptionsgleichgewicht sehr weit auf der Seite der Sorptionsmittel liegt, treten im Eluat keine oder nur noch sehr geringe Konzentrationen der PFAS unterhalb der Grenzwerte für das Grundwasser auf. Problematisch sind dabei, wie bei nahezu allen Sanierungsverfahren, die kurzkettigen PFAS. Da diese schlechter binden, können sie im Eluat auch in höheren Konzentrationen auftreten. Diese Verbindungen haben in der Tendenz aber auch höhere Grenzwerte. Ob die kurzkettigen PFAS schlechter sorbieren, hängt unter anderem auch davon ab, wie hoch der Anteil diese Verbindungen an der PFAS-Kontamination ist. Modellrechnungen haben gezeigt, dass es oft Jahrzehnte dauert, bis die PFAS wieder desorbiert sind. Während dieser Zeit sollen die Grenzwerte stets unterschritten bleiben.

Dieser Ansatz wird in Deutschland aus zwei Gründen kritisch gesehen. Zum einen werden die PFAS nicht aus der Umwelt entfernt, sondern nur in einem größeren Volumen verteilt, aber mit dem Ergebnis, dass die Grenzwerte für das Grundwasser nicht überschritten werden. Zum anderen wird, insbesondere seitens der Genehmigungsbehörden, befürchtet, dass die Sorptionsprozesse nicht dauerhaft stabil bleiben. Alterungsprozesse könnten dazu führen, dass die Sorptionsmittel doch verstärkt PFAS freisetzen.

Aus der Tatsache heraus, dass der Deponieraum für PFAS-eluierende Böden stark begrenzt und teuer ist, wurde der Gedanke entwickelt, zunächst die PFAS zu immobilisieren und der so vorbehandelte Boden zu deponieren. Ob dies eine wirtschaftliche Lösung ist, hängt von mehreren Parametern ab. Bedeutend ist dabei der Preisunterschied für die Deponierung von Böden, die PFAS eluieren und solchen, die das nicht tun. Der zweite wichtige Parameter ist der Bedarf an (verschiedenen, unterschiedlich teuren) Sorptionsmitteln, der seinerseits von vielen Parametern abhängt, wie beispielsweise der PFAS-Belastung, der Verteilung der PFAS-Verbindungen (Fingerprint), dem Gehalt von TOC sowie bivalenten Kationen und dem pH-Wert. Schon die Anzahl der beeinflussenden Parameter zeigt, dass die Frage nach der Wirtschaftlichkeit nicht auf eine einfache Weise beantwortet werden kann. Die Frage der Alterungsprozesse reduziert sich hier aber auf etwa 30 Jahre, d.h. der Dauer, über die Abfälle in Deponien eingelagert werden. Danach werden sie fachtechnisch abgedeckt und es kann keine Elution mehr stattfinden.

Um Alterungsprozesse zu untersuchen, müssen Zeitrafferexperimente durchgeführt werden. Das heißt, dass die zu untersuchenden Sorptionsmittel in kurzer Zeit durch technische Maßnahmen künstlich gealtert werden müssen. So haben vorbereitende Experimente mit PFAS-belasteten Böden ohne Sorptionsmittel gezeigt, dass Frier-Tau-Zyklen in rascher Abfolge über mehrere Wochen hinweg nicht zu einer verstärkten Desorption, sondern zum Gegenteil führten. Vermutlich wurden durch die mechanische Belastung Bodenaggregate aufgebrochen und dadurch die Anzahl an Bindungsstellen erhöht. Auch die saure Elution, wie sie in Deponien anzunehmen ist, führte im Vergleich zur neutralen Elution zu geringen PFAS-Konzentrationen im Eluat. Es ist anzunehmen, dass der Protonenüberschuss im Säuren die negativen Ladungen des Bodens neutralisiert und damit die Abstoßung der ebenfalls negativ geladenen Perfluorverbindungen vermindert wird, was insgesamt die Sorption verbessert. Wie sich in diesem Kontext kationische, zwitterionische oder neutrale polyfluorierte Verbindungen (Precursor) verhalten, ist allerdings noch offen.

Weitere Alterungen im Zeitraffer werden aktuell in einem gemeinsamen Forschungsvorhaben von Arcadis, dem AAV, Hattingen und der Uni Essen untersucht. Dabei wird auch das TOP-Assay (total oxidizable precursor) angewandt, mit dessen Hilfe das Verhalten der nicht-anionischen Precursor beurteilt werden kann.

Außerhalb Deutschlands wird die Immobilisierung weniger kritisch gesehen. Dort wird auch über die In-situ-Anwendung der Sorptionsmittel nachgedacht. Ein Pilotversuch in den USA mit zwei unterschiedlichen Sorptionsmittel zeigte, dass über die bisherige Versuchsdauer (28 Monate) die Sorption gleichmäßig stabil blieb.

Neben der Immobilisierung der PFAS im Böden sind auch Sorptionsmittel zur Immobilisierung der PFAS im Grundwasserleiter auf dem Markt. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um imprägnierte kolloidale Aktivkohle. Diese wird in den Grundwasserleiter injiziert und verteilt sich aufgrund der relativ hohen Mobilität recht gut. Nach einiger Zeit sollen sich die Kolloide auf der Bodenoberfläche absetzen und so eine immobile Sorptionsbarriere schaffen. Mehr als in ungesättigten Bereich spielt im Grundwasserleiter eine stärkere Desorption eine Rolle. Aufgrund der kontinuierlichen Durchströmung wird stets der im Grundwasser vorhandene DOC in die Sorptionsbarriere gespült, was im ungünstigsten Fall zu einer unerwartet schnellen Verdrängung der PFAS aus den Bindungsstellen führen kann.

Aber auch ohne Verdrängung durch den DOC desorbieren die PFAS wieder, sobald im Grundwasser keine oder sehr niedrige PFAS-Konzentrationen vorliegen. Um dies zu vermeiden, wurde kürzlich ein Konzept der In-situ-Verschmelzung angedacht. Bei einer ausreichend hohen Menge von Aktivkohle im Aquifer könnte durch die Verschmelzung eine Temperatur erzielt werden, die ausreicht, um PFAS pyrolytisch zu zerstören. Die Marktreife eines solchen Systems liegt noch (weit) in der Zukunft, zeigt aber die Dynamik der technischen Entwicklung.

## **Kombinationen**

Eine Kombination aller drei oder von zwei der genannten Techniken und Vorgehensweisen kann bewirken, die jeweiligen Nachteile auszugleichen. So wäre es beispielsweise denkbar eine Bodenwäsche mit einer dezentralen Sicherung oder einer Immobilisierung zu verknüpfen: Mit der Bodenwäsche würden, ein geeignetes Untergrundmaterial vorausgesetzt, der Großteil der PFAS aus dem Boden entfernt und aus der Umwelt ausgeschleust. Auch könnte der Großteil des Bodens wiederverwertet werden. Der Feinstoffanteil könnte dann zusammen mit nicht waschbarem Boden auf dem Sanierungsareal gesichert eingebaut werden. Einer der Kostentreiber der Bodenwäsche, die Entsorgung, würde eliminiert und die Bodenwäsche wesentlich wirtschaftlicher. Dieses Szenario soll lediglich einen möglichen Weg für die Ausschleusung der PFAS aus der Umwelt verdeutlichen. Die Schwierigkeiten zur Realisierung liegen jedoch oft in den rechtlichen Schnittstellen verschiedener betroffener Rechtsgebiete (z.B. Bodenschutzrecht, Abfallrecht Immissionschutzrecht). Diese können aber nach Auffassung der Autoren überwunden werden.

## Werden PFAS im Boden durch biologische Prozesse mobilisiert? Ein einjähriger Laborversuch gibt Hinweise

Volker Zeisberger, HLNUG Dezernat G3 „Boden und Altlasten“

### 1 Allgemeines

Als PFC oder PFAS wird eine Gruppe fluoriertes organischer Stoffe bezeichnet, die in zahlreichen Industrie- und Haushaltprodukten enthalten sind. Neben den bekanntesten Anwendungen als Imprägniermittel (z. B. bei fettdichten Lebensmittelverpackungen, Sonnenschirmen, Markisen, Spezialpapieren, Steinbodenpflegemitteln) und Bestandteil spezieller Löschschäume (AFFF-Schäume) gibt es vielfältige weitere Einsatzgebiete: Latex- und Fassadenfarben, Wärmeträgerflüssigkeiten, Skiwachs, Zahnseide usw. [1]. Die Abkürzung PFC steht für per- und polyfluorierte Chemikalien. In der wissenschaftlichen Literatur hat sich die Bezeichnung PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances) durchgesetzt. Beide Begriffe können in der Regel synonym angewandt werden. Im Folgenden wird der Begriff PFAS verwendet.

Wie so oft liegen Fluch und Segen dicht beieinander. PFAS haben sehr attraktive Stoffeigenschaften, vor allem eine sehr hohe Beständigkeit gegen Umwelteinflüsse, so dass PFAS als Produkte sehr langlebig sind bzw. die gewünschten positiven Produkteigenschaften lange anhalten. Diese Persistenz wird durch die sehr stabilen Fluor-Kohlenstoff-Verbindungen bewirkt. Der genannte Vorteil erweist sich dann als Nachteil, wenn PFAS in die Umwelt gelangen: mit Abfällen, im Abwasser, als Spurenstoffe in Gewässern und Böden, im Trinkwasser und in Nahrungsmitteln. Sie sind extrem stabil und reichern sich in Umweltmedien an. Daher sind einige der PFAS mittlerweile verboten (PFOS, PFOA). Es gibt aktuelle Veröffentlichungen, die sich mit den Einsatzgebieten, der Analytik und der Bewertung von PFAS befassen [2, 3].

Für den hier vorgestellten Laborversuch „Abbau/Mobilisierung von PFAS in Böden“ ist von besonderer Relevanz:

- Anstelle der früher verwendeten **per**fluorierten PFAS werden derzeit nahezu ausschließlich **poly**fluorierte PFAS produziert und verwendet. Es gibt mehrere Tausend polyfluorierte PFAS im Handel.
- Aktuell haben sogenannte **Fluorcarbonharze**, die zu den polyfluorierten PFAS zählen, ein breites Anwendungsgebiet (s. u.).
- Zwar ist die Analytik für **per**fluorierte PFAS mittlerweile etabliert, jedoch können viele der **poly**fluorierten PFAS entweder nicht oder nur mit Spezialanalytik (TOP, AOF) nachgewiesen werden.
- Die oben genannten Fluorcarbonharze sind nicht mobil. Sie können mit der Standardanalytik nicht nachgewiesen werden. Unklar ist, ob Fluorcarbonharze mit Spezialverfahren wie dem TOP-Verfahren (s. u.), bestimmbar sind.
- Hinsichtlich der Persistenz der Stoffe gilt: **Per**fluorierte Chemikalien sind nicht abbaubar; **poly**fluorierte Chemikalien sind zwar teilweise abbaubar, jedoch entstehen dabei **per**fluorierte Stoffe als finales Abbauprodukt.
- Vermutlich sind beim o. g. Abbau biologische Abbauprozesse von besonderer Bedeutung. Diese können in Böden und Gewässern durch Mikroorganismen bewirkt werden.
- Die Laborversuche sollen Hinweise geben, ob folgendes Szenario plausibel ist: Derzeit werden **poly**fluorierte Chemikalien wie Fluorcarbonharze eingesetzt und gelangen zumindest teilweise in die Umwelt. Die polyfluorierten Chemikalien sind weder mobil noch analysierbar, so dass diese Stoffe in der Umwelt unerkannt bleiben. Allerdings finden im Laufe der Zeit Abbauprozesse statt, bei denen die **poly**fluorierten in **per**fluorierte Chemikalien umgewandelt werden. Diese sind i. d. R. sowohl mobil als auch analysierbar und können somit in Böden, Gewässern und Nahrungsmitteln nachgewiesen werden.

## 2 Fluorcarbonharze

Fluorcarbonharze sind häufig verwendete **poly**fluorierte Chemikalien. Es sind fluorhaltige Makromoleküle auf der Basis von Polyacrylaten, Polymethacrylaten oder Polyurethanen, die fluorhaltige Seitenketten aufweisen. Abbildung 1 zeigt beispielhaft ein Fluorcarbonharz auf der Basis von Polyacrylat. Das Polyacrylat-Polymer bildet eine lange Kohlenstoffkette (Hauptkette), in der Abbildung als waagrechte Zickzacklinie dargestellt. Die Polymerkette weist funktionelle Gruppen auf:

- Crosslinker bewirken die Vernetzung der Polymerkette mit dem zu schützenden Material, beispielsweise Papier oder Textil.
- Esterbindungen stellen die Verbindungen zwischen der Hauptkette und den Seitenketten her. Die Seitenketten sind zum Teil fluoriert (rote Linie), zum anderen Teil nicht-fluoriert (hellblaue Linie). Durch Variation der Kettenlängen der Haupt- und Seitenketten können die chemischen Eigenschaften der Fluorcarbonharze beeinflusst werden, ebenso durch das Verhältnis von fluorierten zu nicht-fluorierten Seitenketten.

Im Laborversuch wurden Fluorcarbonharze untersucht, die laut Herstellerangaben fluoridierte Seitenketten von 6 Kohlenstoffatomen Länge aufweisen. Weitere Details zu den verwendeten Chemikalien sind nicht bekannt.

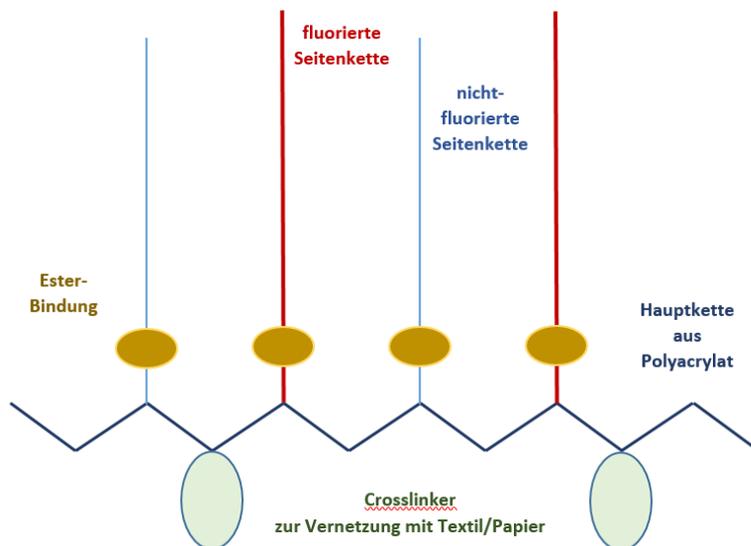


Abb. 1: Chemische Struktur eines Fluorcarbonharzes

## 3 Analysenverfahren

PFAS mit kurzen und mittleren Kettenlängen (max. 6 fluoridierte Kohlenstoffatome) sind vergleichsweise gut wasserlöslich. Da die PFAS-Bestimmungsgrenzen bei Feststoffuntersuchungen wesentlich höher sind als in wässrigen Medien, ist es sinnvoll, PFAS-haltige Bodenproben mit Wasser zu eluieren und die PFAS im Eluat zu messen. Bei den Laborversuchen wurde ein Elutionsverfahren mit dem Wasser-Feststoffverhältnis 2 zu 1 eingesetzt (DIN 19529). Von jeder Eluat-Probe wurde ein Teil direkt (native Probe) und ein Teil nach Vorbehandlung mittels TOP-Verfahren (TOP-Probe) analysiert.

Beim TOP-Verfahren (total oxidizable precursor) wird die Probe zunächst einer starken Oxidation unterworfen, bei der sich die (mittels Standardanalytik nicht-analysierbaren) **poly**fluorierten Verbindungen in (analysierbare) **per**fluorierte Verbindungen umwandeln. Anschließend erfolgt die Analyse analog zur nativen Probe nach DIN 38407-42. Nun werden die Ergebnisse der TOP-Probe und der nativen Probe verglichen. Enthält die TOP-Probe deutlich mehr PFAS als die native Probe, ist dies ein Nachweis, dass die untersuchte Bodenprobe **poly**fluorierte PFAS enthält.

## 4 Konzeption des Laborversuchs „Abbau/Mobilisierung von PFAS in Böden“

Der Versuchsaufbau wurde gemeinsam vom DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) und vom HLNUG entwickelt. Die Laborversuche fanden beim TZW in Karlsruhe statt. Die Fragestellungen lauteten: In welchem Umfang bewirken biologische Abbauprozesse die Freisetzung/Mobilisierung analytisch nachweisbarer PFAS? Sind Fluorcarbonharze als relevante Quelle für PFAS in Böden, Gewässern und Lebensmitteln anzusehen?

Gemische aus sandigem Boden und 5 % Kompost wurden mit PFAS-haltigen Materialien versetzt:

- Imprägniermittel (Fluorcarbonharz mit fluorierten Seitenketten von 6 Kohlenstoffatomen Länge)
- Textil, mit dem o. g. Imprägniermittel behandelt
- Papier, mit einem Imprägniermittel ähnlich dem o. g. Imprägniermittel behandelt.

Die Boden-Kompost-Gemische wurden ein knappes Jahr befeuchtet, um aerobe biologische Abbauprozesse zu fördern. Zu Beginn der Versuche sowie nach 2,5, nach 4,5 und nach 11 Monaten wurden Teilproben entnommen und wie oben beschrieben analysiert.

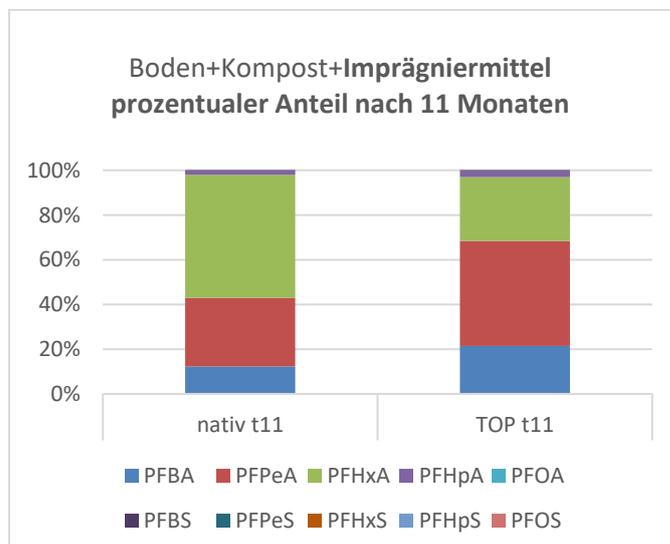
## 5 Ergebnisse

Die Untersuchungen der drei Materialien (Imprägniermittel, imprägniertes Textil, imprägniertes Papier) zeigten ein ähnliches Freisetzungsverhalten. Beispielhaft werden die Ergebnisse für das Imprägniermittel dargestellt. Da die einzelnen PFAS unterschiedliche Fluoranteile aufweisen, ist es sinnvoll, zusätzlich zu den PFAS-Konzentrationen auch die molaren Fluor-Konzentrationen [ $\mu\text{mol/l}$ ] anzugeben.

Sowohl bei den nativen Proben als auch bei den TOP-Proben treten drei PFAS in besonders hohen Konzentrationen auf (Abb. 2):

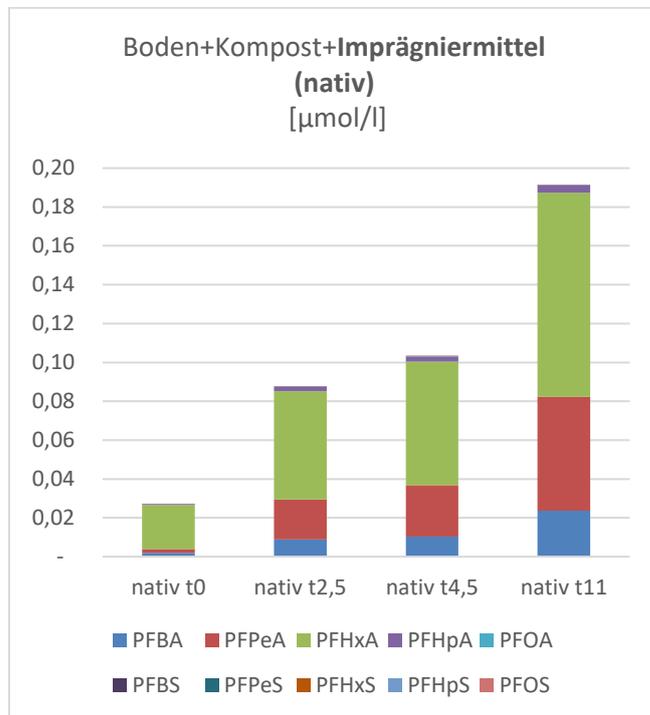
- PFBA                      Perfluor**but**ansäure            (perfluorierte 3er-Kette)
- PFPeA                    Perfluor**pent**ansäure        (perfluorierte 4er-Kette)
- PFHxA                    Perfluor**hex**ansäure        (perfluorierte 5er-Kette)

Dies zeigt, dass im „Fluorcarbonharz mit fluorierten 6er-Seitenketten“ keine langkettigen (und vergleichsweise humantoxischen) PFAS enthalten sind, also keine Kettenlängen von 7 und mehr. Es dominieren die perfluorierten Carbonsäuren mit den Kettenlängen 4 bis 6. Dagegen treten perfluorierte Sulfonsäuren nur untergeordnet auf. Dass beim TOP-Verfahren als Folge der Oxidation eine Verkürzung der Ketten auftritt (hier: von der Kettenlänge 6 auf 5 bzw. 4), ist aus der Literatur bekannt. Auch bei biologischen Prozessen scheint eine Verkürzung der Ketten eine Rolle zu spielen.



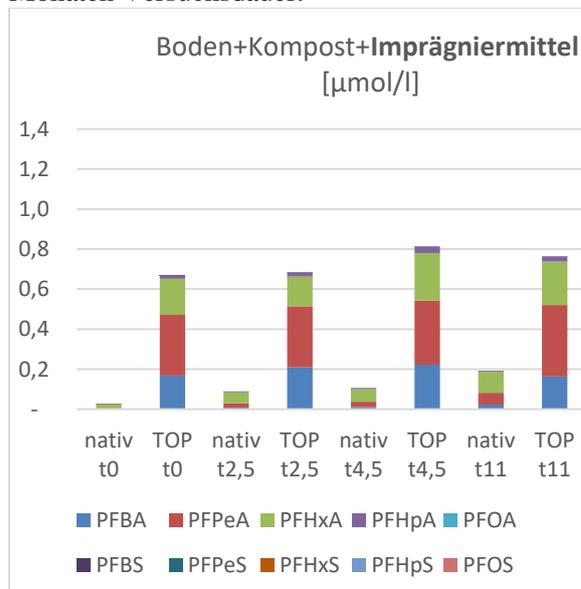
**Abb. 2:** Anteile einzelner PFAS in den Proben „Boden+Kompost+Imprägniermittel“ nach 11 Monaten Versuchsdauer

Bei den nativen Proben ist mit zunehmender Versuchsdauer eine annähernd lineare Zunahme der PFAS-Konzentrationen zu erkennen. Nach 11 Monaten haben sich die Konzentrationen um den Faktor 6 erhöht (Abb. 3).



**Abb. 3:** PFAS-Konzentrationen im Versuchsverlauf (11 Monate) bei nativen Proben

Bei den TOP-Proben ist dagegen keine relevante Zunahme der PFAS-Konzentrationen zu erkennen (Abb. 4). Die TOP-Konzentrationen sind etwa 4-fach höher als bei den nativen Proben nach 11 Monaten Versuchsdauer.



**Abb. 4:** PFAS-Konzentrationen im Versuchsverlauf (11 Monate) bei nativen Proben sowie bei TOP-Proben

Es wurde bilanziert, welcher Anteil des im Imprägniermittel enthaltenen Fluors im Versuchsverlauf freigesetzt und mobilisiert wurde. Dabei zeigte sich, dass weniger als 0,5 % des vorhandenen Fluors mit dem TOP-Verfahren nachweisbar ist; bei den nativen Proben lag der Anteil sogar nur bei ca. 0,1 %. Die Ergebnisse für das imprägnierte Papier und Textil waren vergleichbar.

## 6 Interpretation und offene Fragen

Die Laborversuche „Abbau/Mobilisierung von PFAS in Böden“ lassen folgende Interpretationen zu:

- Gelangen Fluorcarbonharze in Böden oder Gewässer, ist von einer Freisetzung perfluorierter PFAS auszugehen.
- Bei den nativen Proben wurde nach einem knappen Jahr 6-fach höhere Konzentrationen gemessen als zu Versuchsbeginn. Der Anstieg der Konzentrationen im Versuchsverlauf verlief annähernd linear. Bei längerer Versuchsdauer ist von weiter steigenden Konzentrationen auszugehen. Es ist plausibel, dass biologische Abbauprozesse die Hauptursache für den Anstieg sind.
- Bei den TOP-Proben wurden deutlich höhere Konzentrationen als bei den nativen Proben gefunden (ca. Faktor 4, nach 11 Monaten). Da im Versuchsverlauf kein relevanter Anstieg der PFAS-Konzentrationen erkennbar war, scheinen biologische Abbauprozesse nur einen geringen Einfluss auf das TOP-Verfahren zu haben.
- Es ist zu erwarten, dass sich die Konzentrationen bei längerer Versuchsdauer (mehrere Jahre) in den nativen Proben und in den TOP-Proben angleichen. Somit ist mit dem TOP-Verfahren ein „Blick in die Zukunft“ möglich.
- Auch mit dem TOP-Verfahren sind nur ca. 0,5 % der eingesetzten PFAS (Fluorcarbonharze) nachweisbar. Dies deutet darauf hin, dass über 99 % der PFAS (Fluorcarbonharze) noch im Boden vorhanden sind, entweder gebunden am ursprünglichen Material (Textil, Papier) oder am Bodenkorn.

Somit sind zwei Szenarien denkbar:

- I. Nicht-mobile PFAS (hier: Fluorcarbonharze) sind so stabil, dass eine Freisetzung mobiler PFAS in die Umwelt nur extrem langsam erfolgt. Mobilisiert werden vor allem Produktverunreinigungen; dies sind fluorierte Ketten, die nicht an die Hauptkette gebunden sind. Für den Pfad Boden-Grundwasser besteht aufgrund der sehr langsamen Freisetzung nur eine geringe Gefährdung. Über andere Wirkungspfade (z. B. Boden-Nutzpflanze-Mensch) können keine Aussagen getroffen werden.
- II. Nicht-mobile PFAS (hier: Fluorcarbonharze) sind zwar stabil, dennoch werden in der Umwelt in absehbarer Zeit relevante Mengen mobiler PFAS freigesetzt. Auch wenn im Boden bzw. Bodeneluat nur geringe PFAS-Konzentrationen gefunden werden, können nicht-mobile PFAS (hier: Fluorcarbonharze) unerkannt vorliegen und eine bedeutende Quelle für eine langanhaltende PFAS-Freisetzung/Mobilisierung darstellen. Das Freisetzungspotenzial wird also stark unterschätzt.

Ob das optimistische Szenario I. oder das pessimistische Szenario II. zutreffend ist, sollte mit weiteren Versuchen geklärt werden. Bis dahin ist es aus Umwelt- und Vorsorgegründen sinnvoll, vom Szenario II. auszugehen. Die ubiquitäre Verbreitung von PFAS in der Umwelt (Blut, Muttermilch, Wildschweinleber etc.) zeigt, dass bereits jetzt zu hohe Konzentrationen mobiler PFAS vorliegen.

## Quellen

- [1] Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie: PFC – Tausendundeine Verwendungsmöglichkeiten  
[https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/altlasten/PFC/Boeden\\_Altlasten\\_Newsletter\\_2021\\_PFC\\_210831\\_web.pdf](https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/altlasten/PFC/Boeden_Altlasten_Newsletter_2021_PFC_210831_web.pdf)
- [2] Umweltbundesamt: UBA-Texte 137/2020 Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen  
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/sanierungsmanagement-fuer-lokale-flaechenhafte-pfas>
- [3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz: Leitfaden zur PFAS-Bewertung - Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFAS-haltigen Bodenmaterials  
<https://www.bmu.de/download/leitfaden-zur-pfas-bewertung>

## Mikroplastik in Böden

Dr. Collin J. Weber, Fachbereich Bodenmineralogie und Bodenchemie,  
Institut für Angewandte Geowissenschaften, TU Darmstadt

Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts werden Kunststoffe weltweit in allen Lebensbereichen eingesetzt. Die globale Kunststoffproduktion hat dabei seit den 1960er Jahren um das zwanzigfache zugenommen (311 Milliarden t in 2014) (Lechthaler et al., 2020). Heute sind Kunststoffe aus dem täglichen Leben, aber auch in der Industrie und Technik allgegenwärtig und stehen im direkten Zusammenhang mit den technischen Fortschritten der Menschheit in den vergangenen 70 Jahren (Andrady, 2017). Allerdings gelangen Kunststoffe auch seit dem rapiden Anstieg der weltweiten Produktion auf unterschiedlichen Wegen in die Umwelt.

Diese Umweltverschmutzung durch Kunststoffe ist der weiten Öffentlichkeit vor allem aus den Weltmeeren und Flüssen bekannt. Jedoch konnte die Forschung seit 2018 ebenfalls aufzeigen, dass insbesondere Böden ein Reservoir für Kunststoffe in der Umwelt darstellen (Bläsing and Amelung, 2018). Diese Kunststoffe werden dabei zumeist als „Mikroplastik“ bezeichnet. Grundsätzlich handelt es sich bei Kunststoffen in der Umwelt jedoch zunächst um eine Kontamination durch Feststoffpartikel (Polymere wie bspw. PET), welche anthropogenen Ursprungs sind und in der Umweltforschung zumeist nach ihrer Partikelgröße als Makro- (> 25 mm), Meso- (> 5 mm), Mikro- (5 mm bis 1 µm) oder Nanoplastik (< 1 µm) bezeichnet werden (Andrady, 2017).

Plastik gelangt auf unterschiedlichsten Wegen in die Umwelt und auch in Böden. Grundsätzlich kann der Verlust von Plastik und die Emission in die Umwelt während allen Schritten der Wertschöpfung von Kunststoffprodukten geschehen (Syberg et al., 2022). Als wichtigste Eintragspfade sind dabei die landwirtschaftliche Praxis und Düngemittel, Straßenabfluss, Littering (unachtsame Entsorgung von Verpackungsmüll), Deposition in Überschwemmungsgebieten und atmosphärische Deposition zu nennen (Lechthaler et al., 2020). Durch die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Polymere, werden größere Plastikpartikel mit der Zeit zerkleinert was dazu führt, dass zunehmend mehr Mikro- oder Nanoplastik in den Umweltmedien Wasser, Luft und Boden nachweisbar ist (Duan et al., 2021). Allerdings zeigen Polymere auch eine sehr starke Resilienz gegenüber natürlichen Degradierungsprozessen, wodurch sie vor allem in Böden lange Zeiträume überdauern können und nur sehr langsam durch biogeochemische Prozesse abgebaut oder fragmentiert werden (Chamas et al., 2020).

Im Rahmen der Umweltforschung zu Mikroplastik wurden Böden als „letztes“ Umweltmedium betrachtet und weltweit untersucht. Nach der Entwicklung neuer Analysemethoden und Untersuchungsansätze um Plastik in Böden zu detektieren, konnte Mikroplastik inzwischen in unterschiedlichen Böden weltweit nachgewiesen werden. Die gefundenen Gehalte reichen dabei von wenigen Partikeln je kg Boden (10-100 p kg<sup>-1</sup>) bis hin zu mehreren tausend Partikeln (>1000 p kg<sup>-1</sup>) welche vor allem in Auenböden, landwirtschaftlich genutzten und urbanen Böden in Europa und China identifiziert wurden (Büks and Kaupenjohann, 2020).

Die teilweise erheblichen Unterschiede in dokumentierten Mikroplastik Konzentrationen und fehlende Vergleichbarkeit sind dabei vor allem auf die Anwendung verschiedener analytischer Verfahren zurückzuführen (Weber et al., 2021). Um Mikroplastik in Böden zu detektieren, aber vor allem quantifizieren zu können, gibt es derzeit zwei maßgebliche analytische Ansätze, welche sich in i) Partikel-basierte Ansätze und ii) Massen-basierte Ansätze unterscheiden lassen.

Da es sich bei Mikroplastik um anthropogene Feststoffpartikel handelt, deren Form, Größe und Oberflächenstruktur maßgeblichen Einfluss auf ihr Verhalten in der Umwelt hat, sind Partikel-basierte (i) Ansätze am häufigsten in der praktischen Anwendung (Möller et al., 2020). Hierbei werden im Zuge nasschemischer Verfahren alle polymeren Partikel in einer Bodenprobe durch verschiedene

Separationsprozesse (bspw. Dichteseperation) und Behandlungsstufen (bspw. Oxidation organischer Bodensubstanz) von den mineralischen und organischen Bodenkomponenten getrennt (Möller et al., 2020). Die dazu entwickelten Analyseverfahren und ihre Qualitäten sind vielfältig, haben jedoch alle das Ziel Mikroplastikpartikel von der Bodenmatrix zu isolieren. Nach dieser Isolierung kann eine Quantifizierung der Mikroplastikgehalte (Anzahl von Plastikpartikeln je kg Bodenmasse) erfolgen. Ebenfalls können mittels optischer oder spektroskopischer Methoden (Fourier-Spektroskopie, Raman-Spektroskopie) Eigenschaften der Mikroplastikpartikel und vor allem die polymere Zusammensetzung bestimmt werden. Im Gegensatz dazu versuchen Masse-basierte Ansätze (ii) mittels Gaschromatographie und Massenspektrometrie direkt die Masse von Polymeren in einer Bodenprobe (bspw. mg kg<sup>-1</sup>) und deren polymere Zusammensetzung zu analysieren (Möller et al., 2020). Trotz vielfältiger und anspruchsvoller Analysemethoden, bleibt die Detektion von Mikroplastik in der Bodenmatrix ein komplexes Verfahren, was eine Standardisierung der Analysemethoden erschwert.

Unter Anwendung verschiedener Partikel-basierter Analysemethoden (i) konnten in den vergangenen drei Jahren auch erste Daten zu Mikroplastikgehalten in hessischen Böden aufgenommen werden. In Auenböden der Lahn und Nidda konnten Mikroplastikgehalte bis 35,8 p kg<sup>-1</sup> festgestellt werden (Weber et al., 2021). Darüber hinaus gelang innerhalb dieser Böden der weltweit erstmalige Nachweis von Mikroplastik in Unterböden. In Beiden Auenbereichen zeigte sich, dass Mikroplastik seit den späten 1960er Jahren durch Überflutungsprozesse als diffuse Quellen und landwirtschaftliche Bewirtschaftung als Punktquellen in den oberen Bodenschichten (0–50 cm) angereichert wurden. Nachweise von kleineren Mikroplastikpartikeln in größeren Bodentiefen (bis 2 m) weisen ebenfalls auf in-situ Verlagerungsprozesse hin (Weber et al., 2021). Darüber hinaus wurden in Hessen erstmals Rückstellproben der Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) auf Mikroplastikrückstände untersucht. Erste Ergebnisse zeigen Mikroplastikgehalte von bis zu 85 p kg<sup>-1</sup> in Auenböden des Rheins, des Mains und der Fulda in den oberen 30 Bodenzentimetern (Weber et al., 2022a). Dabei treten zwischen den BDF Beprobungen der Jahre 2003/2004 und 2018/2019 teils signifikante Unterschiede auf, welche durch natürliche Ver- und Umlagerungsprozesse erklärbar sind. Auch auf ackerbaulich genutzten Flächen in Mittelhessen konnten Mikroplastikgehalte von bis zu 56,2 p kg<sup>-1</sup> in 0-90 cm detektiert werden (Weber et al., 2022b). Untersucht wurden dabei Flächen welche zuletzt vor über 30 Jahren mit Klärschlamm, einer Hauptquelle von Plastik für Böden, gedüngt wurden. Selbst nach 30 Jahren konnten hier noch über 600 Plastikpartikel (>5 mm) je Hektar an der Bodenoberfläche gefunden werden. Im Rahmen der Untersuchungen zeigte sich, dass Mikroplastik in Böden über die Zeit räumlich sehr stabil bleibt. Lediglich geringe Anteile werden durch Bodenbearbeitungsprozesse lateral und Verlagerungsprozesse vertikal über die Zeit umverteilt.

Auch wenn in Hessen und weltweit bedeutende Fortschritte in der Mikroplastikforschung erzielt werden konnten, sind die Folgen von Mikroplastikeinträgen und deren Präsenz als Kontamination in Böden bisher nur unzureichend verstanden. Bisher konnte vor allem gezeigt werden, dass Mikroplastik in Böden wahrscheinlich eine sehr lange Verweildauer (bspw. >1000 Jahre) haben kann, insofern es innerhalb des Bodengefüges, bspw. durch die Anbindung in Bodenaggregate, fixiert wird (Chamas et al., 2020). Allerdings treten auch Verlagerungen von Mikroplastik im Boden auf, welche sowohl durch Bodenorganismen als auch Sicker- und Grundwasserströme ermöglicht werden (Ren et al., 2021). Wenn Mikroplastik in Böden vorhanden ist, kann dies Einfluss auf die Bodenstruktur und Bodeneigenschaften wie den Bodenwasserhaushalt nehmen (Sajjad et al., 2022). Neben diesen Feststellungen, sind vor allem negative Einflüsse auf Bodenorganismen und das Pflanzenwachstum nachweisbar (de Souza Machado et al., 2019; Rillig et al., 2019). Auch die Aufnahme von Mikro-, aber insbesondere Nanoplastik in Pflanzen und damit in verschiedene Nahrungsketten bergen ein großes Gefährdungspotential (Huerta Lwanga et al., 2017).

Nach derzeitigem Stand der Forschung lässt sich festhalten, dass Mikroplastik negative Einflüsse auf unterschiedliche Bodenfunktionen entwickeln kann und als Schadstoff in der Nahrungsmittelproduktion präsent ist. Eine exakte Risikobewertung für Bodenfunktionen, Bodenorganismen oder die Nahrungsmittelproduktion ist allerdings auf Basis des derzeitigen Wissens noch nicht möglich.

Die Auswirkungen, aber auch die Prozesse und Wechselwirkungen von Mikroplastik in Böden zu verstehen, wird die Hauptaufgabe der Plastikforschung in den kommenden Jahren. Nach der Entdeckung des „neuen“ Schadstoffes in Böden und ersten Nachweisstudien, müssen insbesondere

Verlagerungsprozesse und der Verbleib, aber auch Wechselwirkungen mit anderen Schadstoffen in Böden genauer untersucht werden. Daneben ist aber auch eine Ausweitung der Datenerhebung, vor allem mit dem Blick auf raum-zeitliche Dynamiken, Flächenmonitoring und Untersuchung bisher kaum betrachteter Böden (bspw. Waldböden) notwendig, um die globalen Vorkommen und die Rolle von Böden in globalen Plastikkreisläufen besser verstehen zu können. Nur auf Grundlage einer ausgeweiteten Datenbasis zu Mikroplastikvorkommen und dem Verhalten von Mikroplastik in Böden können in Zukunft sichere Risikobewertungen vorgenommen werden.

## Literaturverzeichnis

- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin* 119, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 618, 422-435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Büks, F., Kaupenjohann, M., 2020. Global concentrations of microplastics in soils – a review. *SOIL* 6, 649–662. <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J.H., Abu-Omar, M., Scott, S.L., Suh, S., 2020. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 8, 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- de Souza Machado, A.A., Lau, C.W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J.B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A.S., Rillig, M.C., 2019. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. *Environ. Sci. Technol.* 53, 6044–6052. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>
- Duan, J., Bolan, N., Li, Y., Ding, S., Atugoda, T., Vithanage, M., Sarkar, B., Tsang, D.C.W., Kirkham, M.B., 2021. Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments. *Water Research* 196, 117011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117011>
- Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J. de L.A., Del Sanchez Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salánki, T., van der Ploeg, M., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. *Scientific reports* 7, 14071. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>
- Lechthaler, S., Waldschläger, K., Stauch, G., Schüttrumpf, H., 2020. The Way of Macroplastic through the Environment. *Environments* 7, 73. <https://doi.org/10.3390/environments7100073>
- Möller, J.N., Löder, M.G.J., Laforsch, C., 2020. Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods. *Environmental Science & Technology* 54, 2078–2090. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618>
- Ren, Z., Gui, X., Xu, X., Zhao, L., Qiu, H., Cao, X., 2021. Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 419, 126455. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126455>
- Rillig, M.C., Lehmann, A., de Souza Machado, A.A., Yang, G., 2019. Microplastic effects on plants. *The New phytologist*. <https://doi.org/10.1111/nph.15794>
- Sajjad, M., Huang, Q., Khan, S., Khan, M.A., Liu, Y., Wang, J., Lian, F., Wang, Q., Guo, G., 2022. Microplastics in the soil environment: A critical review. *Environmental Technology & Innovation* 27, 102408. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102408>
- Syberg, K., Nielsen, M.B., Oturai, N.B., Clausen, L.P.W., Ramos, T.M., Hansen, S.F., 2022. Circular economy and reduction of micro(nano)plastics contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances* 5, 100044. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100044>
- Weber, C.J., Lügger, K., Heller, C., 2022. Mikroplastik in Auenböden der Boden-Dauerbeobachtung. *Bodenschutz*, 1-2022. <https://doi.org/10.37307/j.1868-7741.2022.01.05>
- Weber, C.J., Santwoski, A., Chiffard, P., 2022. Investigating the dispersal of macro- and microplastics on agricultural fields 30 years after sewage sludge application. *Scientific reports* 12: 6401. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10294-w>
- Weber, C.J., Opp, C., Prume, J.A., Koch, M., Andersen, T.J., Chiffard, P., 2021. Deposition and in-situ translocation of microplastics in floodplain soils. *Science of the Total Environment* 819, 152039. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152039>
- Weber, C.J., Weihrauch, C., Opp, C., Chiffard, P., 2021. Investigating microplastic dynamics in soils: Orientation for sampling strategies and sample pre–procession. *Land Degradation & Development* 32, 270–284. <https://doi.org/10.1002/ldr.3676>

## **Flächenrecycling – Aktivitäten des Deutschen Brownfield Verbandes**

Raphael Thießen, Deutscher Brownfield Verband

### **Brownfields gehört die Zukunft**

In Zeiten, in denen die Flächen in Deutschland immer knapper werden, haben Sanierung und Revitalisierung von Brachflächen höchsten Nachhaltigkeitswert. Durch ihre Reaktivierung werden Altlasten verantwortungsvoll beseitigt und Grünflächen effektiv vor der Neuversiegelung geschützt.

Letzteres ist auch dringend notwendig. Immerhin strebt sowohl die Politik der EU als auch der Bundesrepublik das Flächenverbrauchsziel »Netto Null bis 2050« an. Dies ist ohne die Revitalisierung von Brownfields nicht zu schaffen.

Um diese Zielsetzung aktiv zu unterstützen, wurde im Jahr 2021 der Deutsche Brownfield-Verband (DEBV) gegründet. Es ist ein Verband von Praktikern für Praktiker, dessen Anspruch es ist, mit einer gemeinsamen Stimme zu sprechen. Er möchte die Rahmenbedingungen auf nationaler Ebene praxisnah mitgestalten und der Politik praktikable, umsetzbare Lösungen vorstellen.

Der DEBV bündelt die Interessen der Akteure, fördert den Austausch und hat sich für die Zukunft klare, pragmatische Ziele gesetzt. Dazu gehören unter anderem der Aufbau eines längst fälligen, standardisierten Brachflächenkatasters und ein Zertifizierungssystem für Brownfield-Standards. Auf Bundesebene Förderprogramme zu entwickeln und die Ausgestaltung eines Brownfield-Fonds zu ermöglichen, sind weitere Vorhaben des Verbands.

Alle Informationen zum DEBV stehen auch im Netz unter [www.deutscherbrownfieldverband.de](http://www.deutscherbrownfieldverband.de) zur Verfügung. Dort finden alle, die an einer Mitgliedschaft interessiert sind, auch ein entsprechendes Kontaktformular.

Die folgende Übersicht gibt zudem einen guten Einblick über die Arbeitsschwerpunkte des Verbandes für die Amtsperiode des Vorstandes von 2021 - 2023:

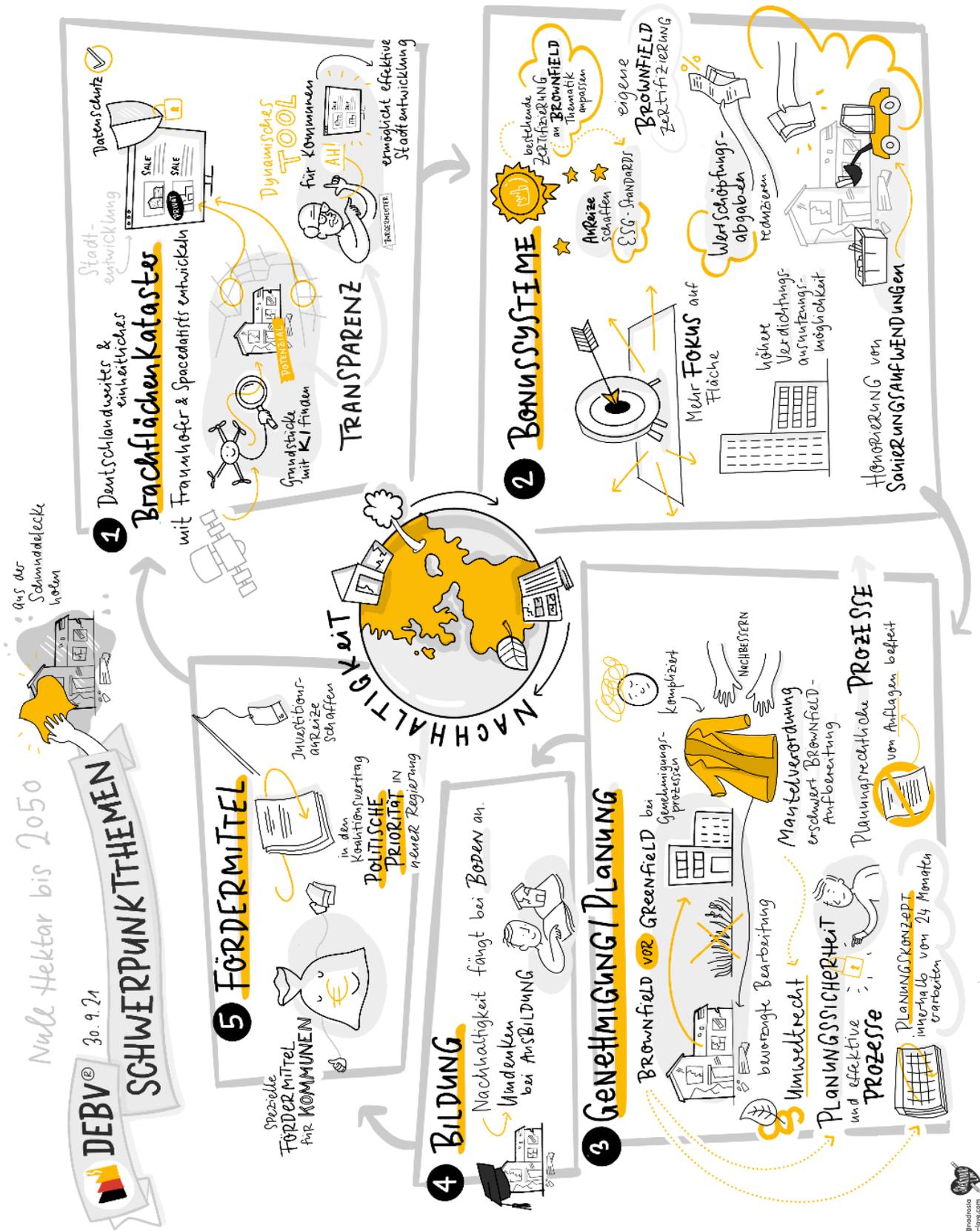


Abb. 1: DEBV Schwerpunktthemen

## Direct-Push Verfahren zur innovativen Standorterkundung

Dr. Markus Hirsch, Fugro Germany Land GmbH

Der Begriff „Direct-Push“ umfasst Untersuchungsmethoden, die mittels hydraulischen Antriebs sowohl statisch drückend als auch hochfrequent schlagend unterschiedliche Mess- und Probenahmesonden in den Untergrund treiben, ohne Rotation und Förderung von Bohrgut. Aufgrund der geringen Durchmesser der Mess- und Probenahmesonden erlaubt dieses Verfahren einen schnellen Sondierfortschritt, welcher wiederum eine effektive und kosteneffiziente Erkundung von Altlastenstandorten ermöglicht.

Im Vergleich zu traditionellen Bohrverfahren kann das Direct-Push Verfahren als minimal-invasive Methode bezeichnet werden, welche nur geringe Störungen entlang der Bodenformation und der chemischen In-situ-Bedingungen erzeugt. Da es sich um ein rein auf Verdrängung basierendes Verfahren handelt, ist die Exposition von Personal mit kontaminiertem Boden und Grundwasser minimal und erlaubt unter Verwendung einfacher Arbeitsschutzausrüstung ein effizientes Arbeiten. Da kein kontaminiertes Bodenmaterial oder Bohrklein gefördert wird, entfallen hier in der Regel Handling- und Entsorgungskosten.

Traditionelle Standortcharakterisierungen auf der Basis von Boden- und Grundwasserproben können aufgrund einer unzureichenden Probenahmedichte bei begrenzten Budgets mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sein. Die Abschätzung der räumlichen Ausdehnung von Schadstoffen kann durch herkömmliche Probenahmestrategien stark beeinflusst werden, da belastete Bereiche oft nicht vollständig erfasst oder sogar übersehen werden.

### 1 Direct-Push Sondiertechnik

„Direct-Push“ kann sinngemäß als „unmittelbarer Vortrieb“ von Sonden bzw. Sondiergestängen in den Untergrund bezeichnet werden. Grundsätzlich kann hierbei zwischen zwei unterschiedlichen Sondiertechnologien unterschieden werden:

- **Statisch drückend:** Hierbei wird das Eigengewicht von Sondier-LKWs oder Sondiertrauben (Abb. 1) zwischen 20 und 35t genutzt, um mit hydraulischen Schubsystemen das Sondiergestänge in den Untergrund zu drücken.



**Abb. 1:** Sondier-LKW (Typ Track-Truck mit absenkbarem Kettenfahrwerk) und vom Transport-LKW absetzbare Sondiertraube

- Dynamisch schlagend: hier kommen kompaktere und leichtere Sondiergeräte zum Einsatz (Abb. 2). Aufgrund ihres geringeren Eigengewichtes (ca. 2 bis 5 t) können Messsonden- und Sondiergestänge nur in begrenzte Tiefen in den Untergrund gedrückt werden. Ist diese Grenze erreicht, kommt ein am Sondiergerät montierter Perkussionshammer zum Einsatz und treibt die Gestänge durch dynamisches Schlagen in den Untergrund.



Abb. 2: Kompaktsondiergeräte Geoprobe 6610 DT und 6620 DT

Sondiersysteme die auf dem statisch drückenden Verfahren beruhen, erreichen in der Regel eine etwas höhere tägliche Sondiermeterleistung, sind jedoch bei geologisch schwierigen Bedingungen, wie stark verdichtete Böden, Auffüllungen durch Bauschutt und räumlich begrenzten Standortverhältnissen eingeschränkt. Ebenso können diese Systeme meist nur für Messsonden und nur eingeschränkt für Probenahmen verwendet werden. Dynamisch schlagende Kompaktsondiergeräte erreichen in der Regel eine etwas geringere tägliche Sondiermeterleistung, können jedoch neben Messsonden für direktanzeigende Messungen mit einer Vielzahl von In-situ-Probenahmesystemen kombiniert werden. Aufgrund ihrer kompakten Außenmaße und dem geringeren Eigengewicht ist mit diesen Sondiergeräten das Arbeiten in räumlich beengten Untersuchungsbereichen möglich. Weiterhin sind Sondierungen innerhalb von Gebäuden durchführbar, sofern entsprechende Zufahrtsmöglichkeiten und eine ausreichende Deckenhöhe bestehen.

## 2 In-situ-Messungen (Direct-Sensing – Direktanzeigende Messungen)

Die Kombination modernster In-situ-Messsonden (Abb. 3) mit den oben beschriebenen Sondiersystemen erlaubt eine Detektion von in Bodenluft, Boden und Grundwasser befindlichen Schadstoffen in Echtzeit. Je nach vorliegender Kontamination kommen verschiedene Messsonden zum Einsatz, die eine Kombination von geochemischen, hydraulischen, geophysikalischen und geotechnischen Parametern erfassen. Dies ermöglicht im Vergleich zur reinen Anwendung von traditionellen Erkundungsmethoden wie Boden- und Grundwasserprobenahmen mit anschließender Laboranalytik eine kurzfristige Anpassung des Erkundungsprogrammes. Somit kann die Untersuchung von Bereichen eines kontaminierten Standortes, die aufgrund der Direct-Sensing Messungen keine Schadstoffbelastung zeigt, reduziert und der Fokus auf die tatsächlich belasteten Bereiche gelegt werden. Dies erlaubt bei gleichem Budget und zeitlichem Rahmen einen räumlich deutlich besseren Erkundungsgrad der Schadstoffbelastung, welcher wiederum erhebliche Auswirkung auf den Umfang der nachfolgenden Beprobungen und Sanierung hat.

Die wichtigsten Direct-Sensing Messsysteme sind nachfolgend dargestellt:

- **MIP (Membrane Interface Probe)** – detektiert verschiedenste flüchtige organische Verbindungen, darunter PCE (Tetrachlorethen), TCE (Trichlorethen) und deren biologische Abbauprodukte, BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol) oder MTBE (Methyl-Tertiär-Butyl-Ether).
- **MIP-Hapsite** – ermöglicht die schnelle Vor-Ort-Analyse einzelner Verbindungen (z. B. PCE und TCE) während der MIP-Sondierung mithilfe eines tragbaren Gaschromatograph-Massenspektrometers (GC-MS).
- **LIF (Laser Induced Fluorescence)** – misst verschiedene Arten von ölartigen Freiphasenprodukten (NAPL) wie Benzin, Diesel, Kerosin, Motoröl, Hydraulik- und Schneidflüssigkeiten, Rohöl, Kohlenteer und Kreosot. Der Einsatz von UVOST/ TarGOST ermöglicht die Differenzierung von Kontaminationsgraden, Sättigungsgraden und die vertikale Differenzierung von NAPL.
- **HPT (Hydraulic Profiling Tool)** – bewertet die unterirdischen hydraulischen Eigenschaften eines Standorts. Die relativen Ergebnisse können durch zielgerichtete Slug Tests oder Mini-Pump Tests validiert und kalibriert werden, um absolute Werte der hydraulischen Durchlässigkeit zu erhalten.
- **CPT (Cone Penetration Test)** – misst Spitzendruck, Mantelreibung und Porenwasserdruck des Sedimentes. Diese Daten erlauben eine Quantifizierung der geotechnischen Eigenschaften von Böden wie Lagerungsdichte und Scherfestigkeit.
- **EC (Electrical Conductivity/ elektrische Leitfähigkeit)** – misst während der Sondierung kontinuierlich die elektrische Gesamtleitfähigkeit des Bodens und Grundwassers. Die Daten können für eine lithologische Interpretation genutzt werden. In Kombination mit der CPT-Sonde können Versalzungen des Grundwassers und Bodens sicher identifiziert werden.
- **MagCone** – simultane In-situ-Kampfmittelfreimessungen in Kombination mit der CPT Sonde. Hierbei wird mittels eines in der Sonde integrierten Magnetometers im gleichen Arbeitsgang der Direct-Sensing Messungen Kampfmittelfreiheit gewährleistet.



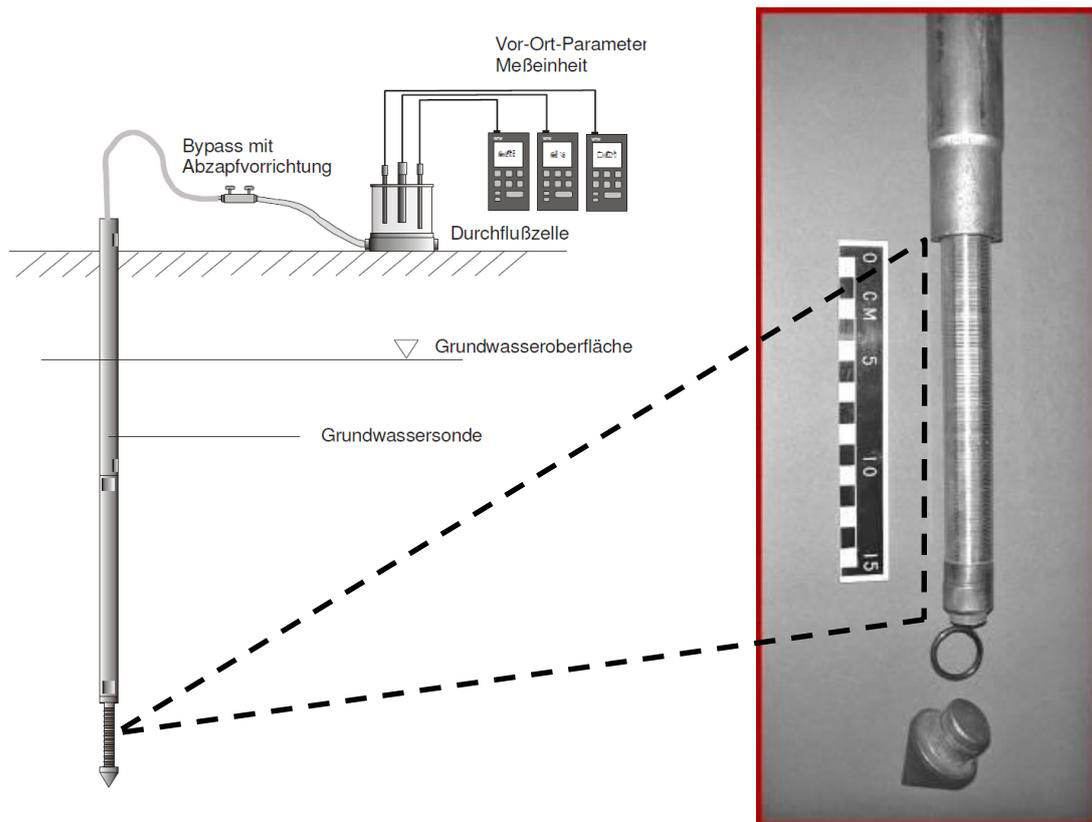
Abb. 3: MIP-HPT-CPT-EC Sonde zur simultanen In-situ-Messung von Schadstoffbelastung, relativer hydraulischer Leitfähigkeit, elektrischer Leitfähigkeit sowie Lagerungsdichte von Sedimenten

### 3 Probenahmesysteme

Direct-Sensing Messsysteme werden meist als Vorstufe zu Probenahmen von Boden, Bodenluft und Grundwasser genutzt. In ihrer Funktion als „Screening“ Methode erhält man verlässliche Informationen welche Bereiche eines Standortes zu welchem Grad und in welcher Tiefe mit Schadstoffen belastet sind. Als zweiter Schritt werden diese Messdaten mit gezielten Probenahmen und anschließender Laboranalytik verifiziert. Durch dieses stufenweise Vorgehen können Altlastenstandorte deutlich effektiver und effizienter untersucht und das Untersuchungskonzept kann während der laufenden Mess- und Probenahmekampagne optimiert werden.

Die Direct-Push Technik wird je nach Anwendungsfall für folgende Probenahmen verwendet:

- **Grundwasserprobenahme mit temporären Messstellen (Grundwassersonde, Abb. 4)**
- **Kontinuierliche Grundwasserprobenahme während der Sondierung**
- **Liner- oder Bodenprobenahme**
- **Bodenluftprobenahme**
- **Installation von Grundwassermessstellen bis 50 mm (2 Zoll) Innendurchmesser zur wiederholten Grundwasserbeprobung**



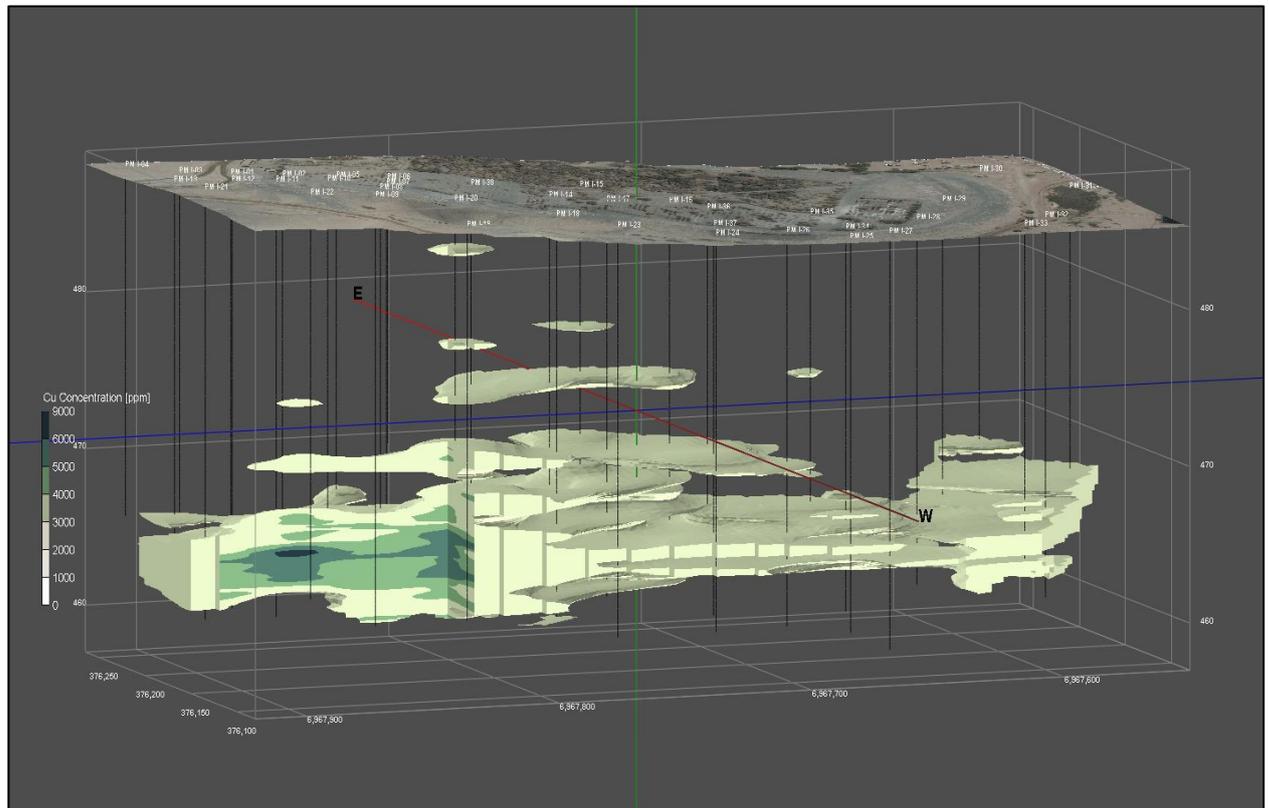
**Abb. 4:** Grundwasserprobenahmesonde (Geoprobe Screen Point-16; SP-16)

Weiterhin lassen sich vereinzelt, dichtgelagerte Bodenhorizonte, welche für das Durchdringen mit dem drückenden und schlagenden Verfahren problematisch sind, mittels Auflockerungsbohrungen durchhörtern. Hierzu wird eine Endlosschnecke am Drehmotor des Direct-Push Gerätes montiert und bis zum Erreichen weicherer Bodenhorizonte abgeteuft. Anschließend kann die Direct-Push Sondierung fortgeführt werden.

Sollten bei der Anwendung von Direct-Push Sondierungen hydraulische Trennhorizonte wie Mergel- und Tonschichten durchhörtern werden und hierbei das Risiko einer hydraulischen Verbindung von sonst getrennten Aquiferen entstehen, so kann der entstandene Sondierkanal zur Verhinderung einer Querkontamination im Anschluss an die eigentliche Sondierung durch Verpressen einer Bentonit-Zement-Suspension wieder sicher verschlossen werden.

## 4 Auswertung und Visualisierung von Messdaten

Die im Rahmen von Direct-Push Sondierungen aufgezeichneten Messdaten können je nach Anwendung direkt im Gelände oder innerhalb von wenigen Stunden im Büro ausgewertet werden. Dies erlaubt das bereits oben beschriebene adaptive Erkundungskonzept. Weiterhin ermöglicht die hohe Dichte von Ansatzpunkten und Messdaten bei der Kombination von Direct-Sensing und gezielten Probenahmen ein erweitertes Prozessing und ein Erstellen von zuverlässigen 2D-/3D-Standortmodellen (Abb. 5) für Lithologie, Hydraulik und Kontamination, welche wiederum das Entwickeln von erfolgreichen Sanierungsstrategien und Standortentwicklungsszenarien gewährleisten.



**Abb. 5:** Beispiel einer 3D-Visualisierung von Direct-Sensing Messdaten

## Referenten HLNUG-Altlastenseminar 2022

### Tag 1

---

#### **Holger Strömmer**

Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz  
Referat III 8 – Vorsorgender Bodenschutz, Bodenschutzrecht, Altlasten  
Mainzer Straße 80  
65189 Wiesbaden

Tel.: 0611/8151353

E-Mail: [holger.stroemmer@umwelt.hessen.de](mailto:holger.stroemmer@umwelt.hessen.de)

---

#### **Dr. Matthias Meier-Löhr**

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH  
Maria Trost 3  
56070 Koblenz

Tel.: 0261/8851 264

E-Mail: [m.meier-loehr@bjoernsen.de](mailto:m.meier-loehr@bjoernsen.de)

---

#### **Robin Krepp**

HIM GmbH  
Bereich Altlastensanierung  
- HIM-ASG -  
Waldstraße 11  
64584 Biebesheim

Tel.: 06258 / 895 3718

E-Mail: [robin.krepp@him.de](mailto:robin.krepp@him.de)

---

#### **Birgit Schmitt-Biegel**

HIM GmbH  
Bereich Altlastensanierung  
- HIM-ASG -  
Waldstraße 11  
64584 Biebesheim

Tel.: 06258 / 895 3714

E-Mail: [birgit.schmitt-biegel@him.de](mailto:birgit.schmitt-biegel@him.de)

---

#### **Dr. Marcus Alter**

Arcadis Germany GmbH  
Europaplatz 3  
64293 Darmstadt

Tel.: 0151/171 43 538

E-Mail: [marcus.alter@arcadis.com](mailto:marcus.alter@arcadis.com)

---

**Jutta Sextro**

Regierungspräsidium Darmstadt  
Dezernat IV / F 41.1 - Grundwasser, Bodenschutz Ost -  
Gutleutstr. 114  
60327 Frankfurt am Main  
Tel.: 069 / 27142921  
E-Mail: [Jutta.sextro@rpda.hessen.de](mailto:Jutta.sextro@rpda.hessen.de)

---

**Dr. Ulrich Langer**

HIM GmbH  
Bereich Altlastensanierung  
- HIM-ASG -  
Waldstraße 11  
64584 Biebesheim  
Tel.: 06258 / 895 3720  
E-Mail: [ulrich.langer@him.de](mailto:ulrich.langer@him.de)

---

**Tag 2**

---

**Dr. Stefan Kamsties**

Plejades GmbH – Independent Experts  
Feldstr. 5  
64347 Griesheim  
Tel.: 06155 / 823430  
E-Mail: [stefankamsties@pleja.de](mailto:stefankamsties@pleja.de)

---

**Dieter Horchler**

Kleestr. 5  
30625 Hannover  
Tel.: 0511 / 4581705, Mobil: 0176 / 37292169  
E-Mail: [geodh@web.de](mailto:geodh@web.de)

---

**Dr. Michael Reinhard**

Arcadis Deutschland GmbH  
Griesbachstraße 10  
76185 Karlsruhe  
Tel.: 0151/17143864  
E-Mail: [michael.reinhard@arcadis.com](mailto:michael.reinhard@arcadis.com)

---

**Volker Zeisberger**

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie  
Dezernat G3 – Boden und Altlasten  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

Tel.: 0611/6939 748

E-Mail: [volker.zeisberger@hlnug.hessen.de](mailto:volker.zeisberger@hlnug.hessen.de)

---

**Dr. Collin J. Weber**

Institut für Angewandte Geowissenschaften, FB Bodenmineralogie und Bodenchemie  
Technische Universität Darmstadt  
Schnittspahnstraße 9  
64287 Darmstadt

Tel.: 06151 1620468

E-Mail: [weber@geo.tu-darmstadt.de](mailto:weber@geo.tu-darmstadt.de)

---

**Raphael Thießen**

Brownfield24 GmbH  
Kaiserstraße 24  
33330 Gütersloh

Tel: 05241 500 51 191, Mobil: 0151 550 470 54

E-Mail: [thiessen@brownfield24.com](mailto:thiessen@brownfield24.com)

---

**Dr. Markus Hirsch**

Fugro  
Emil-Berliner-Straße 17  
30851 Langenhagen

Tel.: 0511 / 515264 13, Mobil: 0176 11006688

E-Mail: [m.hirsch@fugro.com](mailto:m.hirsch@fugro.com)

---