



österreichischer verein
für alllastenmanagement



PERSPEKTIVEN FÜR
UMWELT & GESELLSCHAFT **umweltbundesamt**^U

7. ÖVA Technologieworkshop

„Technologien zur Einbringung und Verteilung von Stoffen
in den Untergrund und Möglichkeiten zum Nachweis der
Verteilung und der Erfolgskontrolle“

am: 05.11.2015

Ort: 1092 Wien, Türkenstraße 9 (Kommunalkredit Austria)

Mit Unterstützung durch:



VORWORT

In Österreich beschreiben die Umweltqualitätsziele (2005) und das "Leitbild Altlastenmanagement" (2009) langfristige Ziele und Strategien für historisch kontaminierte Standorte. Für eine effektive Umsetzung bis 2050 wird es notwendig sein auch die Potenziale neuer bzw. innovativer Sanierungstechnologien auszuschöpfen. Internationale Beispiele bestätigen, dass diese Technologien einen wichtigen Beitrag zur kosten- und leistungseffizienten Sanierung von kontaminierten Standorten und der Schonung natürlicher Ressourcen liefern können.

Um den Einsatz und die Akzeptanz innovativer Sanierungstechnologien zu unterstützen hat sich der ÖVA zum Ziel gemacht, ausgewählte Technologien, welche bis dato in Österreich nur sehr untergeordnet in Anwendung sind, in einer Reihe von ÖVA-Technologieworkshops vorzustellen. Jeder Workshop gibt einen Überblick über eine ausgewählte Schlüsseltechnologie und hat seinen Schwerpunkt auf der Vorstellung und Diskussion ausgewählter Anwendungen aus der österreichischen und internationalen Praxis.

Workshops zum Thema "Air Sparging", "Thermische In-Situ Verfahren", "In-situ-Aerobisierung", "Permeable/Reaktive Wände", „Chemische In-situ-Verfahren“ und „Mikrobiologische In-situ-Verfahren“ fanden bereits statt. Der hiermit angekündigte, 7. Technologieworkshop widmet sich dem Thema „Technologien zur Einbringung und Verteilung von Stoffen in den Untergrund und Möglichkeiten zum Nachweis der Verteilung (und der Erfolgskontrolle)“, zu dem wir Sie herzlichst einladen.

PROGRAMM

Einführung

09:30 – 09:45 **Begrüßung** durch den **ÖVA**
(REICHENAUER, Austrian Institute of Technology, Tulln) (PRANTL,
blp GeoServices GmbH, Wien)

Block 1: Herausforderungen bei der Einbringung von Stoffen

09:45 – 10:45 **In-Situ-Sanierung und Wirkstoffverteilung – Strukturelle Heterogenität, hydraulische und pneumatische Prozesse im Aquifer**

(HÜTTMANN – Sensatec, Kiel)

Erfahrungen mit der In-Situ-Sanierung von LCKW-Grundwasserbelastungen unter verschiedenen geologischen Rahmenbedingungen

(WINKLER - Sensatec, Kiel)

10:45 – 11:00 **Diskussion**

11:00 – 11:30 **Kaffeepause**

Block 2: Technische Möglichkeiten zur Verteilung von Stoffen

11:30 – 11:55 **Verteilung von Nährstoffen im Grundwasser mittels Grundwasser-Zirkulations-Brunnen**

(REHNER - IEG Technology, Gruibingen- Stuttgart)

11:55 – 12:20 **Die Einbringung von Stoffen in den Untergrund mittels Verfahren aus dem Spezialtiefbau**

(FREITAG - Keller Grundbau Ges.mbH, Wien)

12:20 – 12:45 **Verteilung von Gasen im Untergrund**
(NAHOLD – GUT, Linz)

12:45 – 13:00 **Diskussion**

13:00 – 14:00 **Mittag**

Block 3: Planung, Vorversuche und Nachweis der Verteilung und des Sanierungserfolges

14:00 – 14:25 **Konzeption, Kontrolle und Erfolg bei Altlastenmaßnahmen**
(MÜLLER-GRABHERR - Umweltbundesamt, Wien)

14:25 – 14:50 **Vom Labor ins Feld: Einmischen reaktiver Stoffe in einen Aquifer mittels Grundwasserzirkulation**

(KOSCHITZKY & TRÖTSCHLER - VEGAS, Stuttgart)

14:50 – 15:15 **Strategien und Methoden zum Nachweis des Sanierungserfolges**
(REICHENAUER - Austrian Institute of Technology, Tulln)

15:15 – 15:30 **Diskussion**

15:30 – 16:00 **Ausklang bei Kaffee und Ende des Workshops**

INHALTSÜBERSICHT

- 1. In-situ-Sanierung und Wirkstoffverteilung - Problematik der strukturellen Heterogenität von Grundwasserleitern und deren Auswirkungen auf hydraulische und pneumatische Prozesse im Aquifer..... 5**
Dr. Stephan Hüttmann, Sensatec GmbH, Kiel, Deutschland
- 2. Erfahrungen mit der In-Situ-Sanierung von LCKW-Grundwasserbelastungen unter verschiedenen geologischen Rahmenbedingungen 11**
Winkler, S., Sensatec GmbH, Kiel, Deutschland; Hüttmann, S., Sensatec GmbH, Kiel, Deutschland
- 3. Verteilung von Nährstoffen mittels Grundwasser-Zirkulations-Brunnen (IEG-GCW®)..... 15**
Gert Rehner, IEG Technologie GmbH, Gruibingen (Stuttgart, Germany)
- 4. Die Einbringung von Stoffen in den Untergrund mittels Verfahren aus dem Spezialtiefbau..... 21**
Peter Freitag, Keller Grundbau Ges.mbH / Wien
- 5. Vom Labor ins Feld: Einmischen reaktiver Stoffe in einen Aquifer mittels Grundwasserzirkulation 26**
Hans-Peter Koschitzky & Oliver Trötschler, VEGAS, Versuchseinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung, Universität Stuttgart, Deutschland
- 6. Strategien und Methoden zum Nachweis des Sanierungserfolges..... 37**
Thomas G. Reichenauer, Austrian Institute of Technology (AIT)

In-situ-Sanierung und Wirkstoffverteilung - Problematik der strukturellen Heterogenität von Grundwasserleitern und deren Auswirkungen auf hydraulische und pneumatische Prozesse im Aquifer

Dr. Stephan Hüttmann, Sensatec GmbH, Kiel, Deutschland

Einleitung

Die In-situ-Sanierung kontaminierter Grundwasserleiter basiert auf dem Prinzip, flüssige, gasförmige oder feste Wirkstoffe in den betreffenden Grundwasserleiter einzuführen, um damit gewünschte biologische, chemische oder physikalische Reaktionen hervorzurufen. Grundsätzlich ist es für die Planung von In-situ-Grundwassersanierungen sinnvoll, sich die jeweiligen Vorteile, aber auch die möglichen Probleme bei der Anwendung verschiedener Wirkstoffverteilungsstrategien zu vergegenwärtigen, um im Rahmen eines Abwägungsprozesses zu einer jeweils standortspezifisch geeigneten Lösung für die In-situ-Technologie zu kommen.

Aufgrund der umfangreichen Erfahrung, die im Hinblick auf die Zugabe sowohl gasförmiger, flüssiger als auch fester Wirkstoffträger vorliegt, fokussiert diese Zusammenstellung ausschließlich auf biologische Verfahrenstechniken. Grundsätzlich lassen sich die Erkenntnisse aber durchaus auch auf die Anwendung chemischer als auch einiger physikalischer Verfahren (wie z.B. Tensid- oder Alkoholspülungen) anwenden. Auf die Betrachtung thermischer Prozesse wird an dieser Stelle verzichtet, da es sich bei Wärmeeinträgen nicht um „Wirkstoffeinträge“ im klassischen Sinne handelt.

Verteilung gasförmiger Wirkstoffe

Die Zugabe von Luftsauerstoff in kontaminierte Grundwasserleiter zur Biostimulation aerober Abbauprozesse von organischen Verbindungen ist mit Sicherheit einer der ältesten In-situ-Behandlungsverfahren überhaupt. Bereits 1974 wurde das US-Patent 3.846.290 (Richard Raymond) zur Eingabe von Luftsauerstoff und Nährstoffen in das Grundwasser bewilligt. Die Strippung leichtflüchtiger Schadstoffe wurde damals allerdings ebensowenig berücksichtigt wie das unterschiedliche Gasausbreitungsverfahren in heterogener Stratigraphie.

Inzwischen ist über die dynamischen Prozesse der Gasausbreitung in Lockergesteinsaquiferen sehr viel mehr bekannt. Dies soll am Beispiel der Technologie von Sauerstoff-einträgen, dem bisher sicher am häufigsten eingesetzten reaktiven Gas bei der Grundwassersanierung, dargestellt werden:

Die Gasausbreitung im Untergrund ist abhängig vom Gaseintragsdruck im Filter sowie den Kapillar- und Gravitations- bzw. Gasauftriebskräften (Engelmann et al., 2011). Bei der Ausbreitung von Gasen sind zwei zentrale Prozesse voneinander zu unterscheiden – der kohärente Gastransport und der inkohärente Gastransport (Geistlinger et al., 2006). Kohärente Gasströmungsmuster (channelized gas flow) bezeichnen den Transport von Gas in kohärenten, d.h. zusammenhängenden, Gaskanälen. Sie treten typisch in Injektionspunktnähe sowie hauptsächlich in fein texturiertem Untergrund (z. B. Fein- bis

Mittelsanden) auf, da dort die Gas- Strömungsdrücke von relativ hohen Reibungswiderständen an den Gas-Wasser-Grenzflächen und den Kapillarkräften im Gleichgewicht gehalten werden können [Geistlinger et al., 2006]. Der Transport von Gas in Gaskanälen kann nur aufrecht erhalten werden kann, solange ein Gasdruck größer dem hydrostatischen Druck anliegt. In dem Moment, wo der Gasdruck unterbrochen wird, bricht auch der kohärente Gaskanal schnell zusammen.

Der inkohärente Gastransport bezeichnet dagegen den Transport von Gasbläschen und ist vor allem ein Transport in vertikaler Richtung, da die Gasbläschen vor allem den Gesetzmäßigkeiten der Grenzflächenminimierung gegenüber dem Wasser und des Auftriebsdruckes gehorchen. Kleine Gasbläschen verfügen in der Regel nicht über ausreichend Auftriebsdruck, um den Kapillardruck des Bodens zu überwinden. Eine teilweise in der Sanierungstechnik beschriebene „feinblasige“ Verteilung von Gasen im Untergrund entbehrt daher der physikalischen Grundlage. Statt dessen sind kleine Gasbläschen zunächst gezwungen, sich zu größeren Gasblasen zusammenzufügen, bis der entstandene Gaskörper soviel Auftriebsdruck besitzt, um den jeweiligen Kapillardruck der unmittelbar über dem Gaskörper liegende Sedimentstruktur zu überwinden. Dies kann, je nach Heterogenität der Struktur ein relativ langsamer Prozess sein, der teilweise je zurückgelegtem Meter mehrere Tage in Anspruch nehmen kann. Unterdessen löst sich das Gas aus den Gasbläschen in das vorbeiströmende Grundwasser ein. Nach Einlösung der Wirkstoffe ins Grundwasser verhalten sich diese Stoffe entsprechend der hydraulischen Dynamik (Giese et al., 2015).

Dieser Transportprozess führt dazu, dass sich unterhalb von feinporigen Bodenstrukturen, d.h. pneumatisch geringdurchlässigen geologischen Schichten, Gaspolter bilden können, in denen sich Gase akkumulieren, bis sie es schaffen, entweder horizontal zu entweichen oder die jeweilige Struktur bei ausreichendem Gasdruck zu penetrieren.

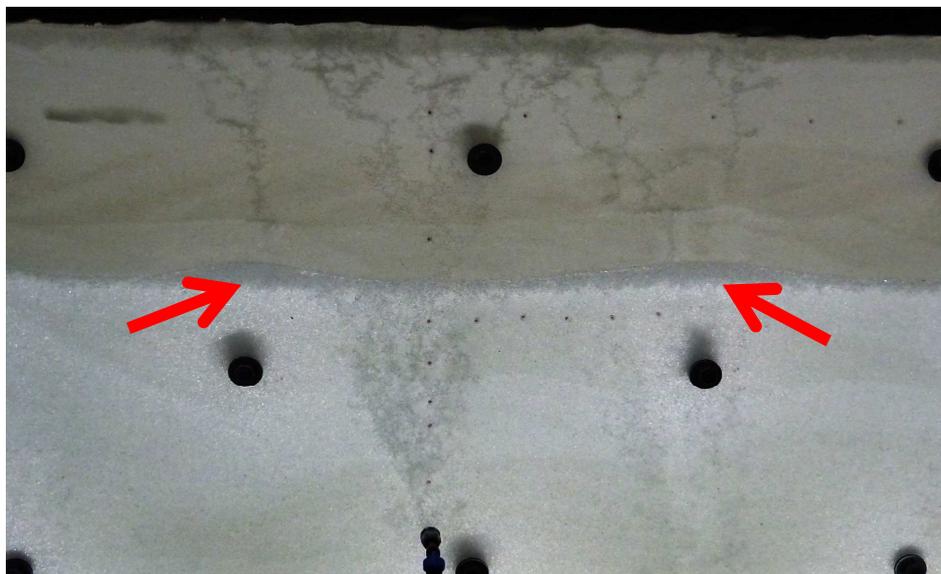


Abbildung 1: Beispiel für eine Gasakkumulation an einer Schichtgrenze Mittelsand-Feinsand und Ausbildung sekundärer Gasdurchbrüche bei Gasinjektion in einer Küvette (Quelle: eigene FuE-Arbeiten in Kooperation mit UFZ Leipzig-Halle, 2014)

Diese Dynamik bewirkt, dass es insbesondere bei Wechsellagerungen z.B. aus Fein-, Mittel- und Grobsanden zur Bildung großflächiger Gaskissen kommen kann, wenn die

Gaszugabemengen größer sind als die Gastransport- und Gaseinlösegeschwindigkeit im jeweiligen Aquifer. Da in den gasgefüllten Porenräumen kein Wasser mehr strömen kann, kann dies zu hydraulischen Umströmungsprozessen im gasversorgten Behandlungsbereich führen.

Die Dynamik der Gasausbreitung im Aquifer erleichtert eine wirksame Verteilung von gasförmigen Wirkstoffen vor allem in den grobporigen, frachtwirksamen Strukturen eines Aquifers. In diesen Strukturen lassen sich teilweise beachtliche Reichweiten insbesondere für die Sauerstoffversorgung realisieren. Dagegen ist eine Verteilung von Gasen in feinporigen Bodenstrukturen aufgrund der hohen Kapillarspannung eher begrenzt. Dementsprechend eignen sich gasförmige Werkstoffeinträge gut zum Aufbau aerober, biologischer Barrieren, weniger gut jedoch für die Quellensanierung von geologisch stark strukturierten Aquiferen, in denen Schadstoffe bereits in feinporige Strukturen hineindiffundiert sind.

Verteilung flüssiger Wirkstoffe

Die Verteilung flüssiger Wirkstoffe spielt im Grundwasserleiter insbesondere bei der Realisierung biologisch-reduktiver Verfahren, z.B. für die Biostimulation anaerober Abbauprozesse, als auch für chemisch-oxidative Verfahren (ISCO) eine wichtige Rolle (Hüttmann und Thiele-Bruhn, 2011). Da der ganz überwiegende Teil der gebräuchlichen, flüssigen Wirkstoffe gut bis sehr gut wasserlöslich ist, lösen sich die eingetragenen Wirkstoffe im Grundwasser ein und werden entsprechend der hydrodynamischen Randbedingungen transportiert.

In seiner einfachsten Form erfolgt eine Eingabe flüssiger Wirkstoffe über periodische Infiltrationen in Brunnen, Messpegel oder spezielle Infiltrationslanzen. Die räumliche Verteilung dieser Wirkstoffe erfolgt rein passiv, d.h. ausschließlich durch die natürliche Grundwasserströmung. Die Raumreichweite während der periodischen Wirkstoffinjektionen ist selbst bei Realisierung relativ großer Injektionsvolumina meist sehr gering im Verhältnis zum Volumen des kontaminierten Grundwasserkörpers (siehe Abb. 2).

Eine grundsätzliche Problematik dieser Vorgehensweise ist, dass lediglich die bevorzugt vom Grundwasser durchströmten Porenraumstrukturen mit Wirkstoffen versorgt werden, nicht aber die schlechter oder gar nicht durchströmten Kontaminationsbereiche. Damit unterliegen die Techniken der passiven Werkstoffeingabe den gleichen hydraulischen Erreichbarkeitsproblemen für die Schadstoffe in Feinporenstrukturen wie die Pump-and-Treat-Strategie. Darüber hinaus kommt erschwerend der Wirkstoffverbrauch im Zuge seines reaktiven Transportes hinzu, der bei langsamer Grundwasserfließgeschwindigkeit dazu führen kann, dass die passiv zugeführten Wirkstoffe nur eine sehr geringe Raumreichweite aufweisen.

In der Sanierungspraxis wurden verschiedene Technologien entwickelt, um die Methodik der Wirkstoffinfiltrationstechniken zu verbessern (Hüttmann 2008). Insbesondere das Problem der bevorzugten Werkstoffverteilung in den besser durchströmten Bereichen wurde dabei adressiert: Mit Hilfe der dynamischen Druckinjektion (DDI) z.B. erfolgt die flüssige Werkstoffzugabe in Form von Druckpulsen. Auf diese Weise wird die Werkstofflösung gezwungen, im Aquifer die verfügbaren Porenstrukturen zur Druckentlastung zu nutzen. Die

Wirkstofflösung infiltriert schneller und innerhalb eines breiteren Bereiches des Porenraumes im Vergleich zur drucklosen Infiltration (Abb. 3).

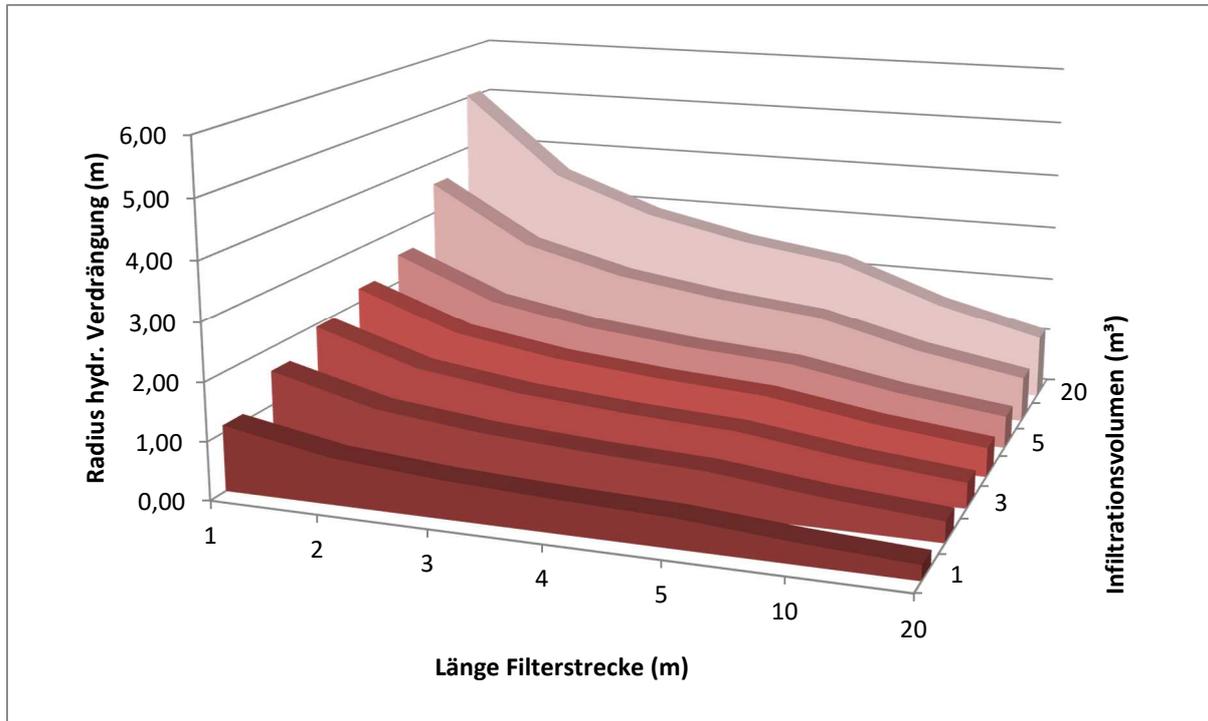


Abbildung 2: Resultierende Wirkradien durch hydraulische Verdrängung bei der Wirkstoffinfiltration in Abhängigkeit vom Infiltrationsvolumen und der Filterstrecke (effektives Porenvolumen 25%)

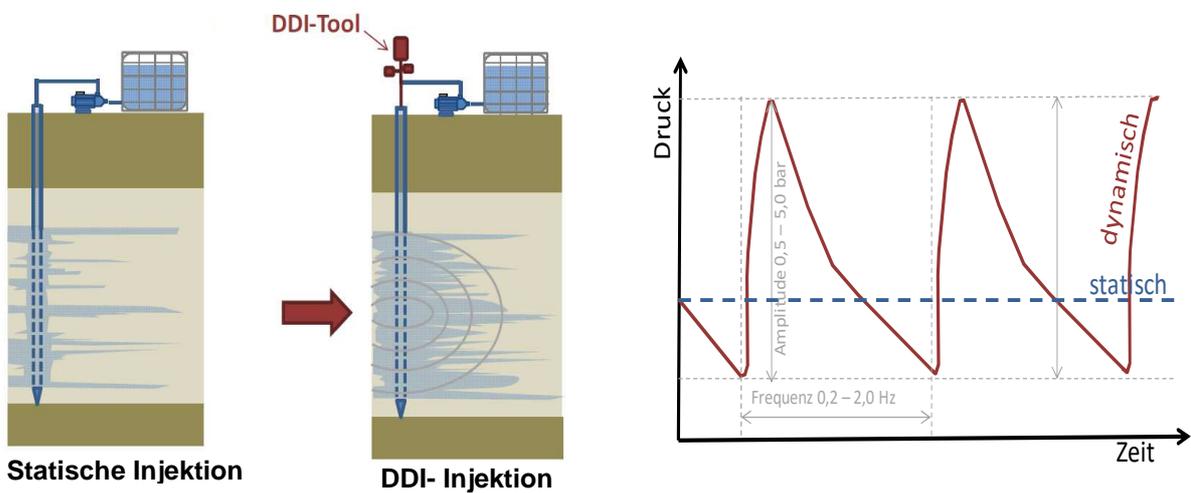


Abb. 3: Prinzip der dynamischen Druckinjektion

Eine weitere Möglichkeit, die Wirkstoffe in feinporigere Porenraumstrukturen zu zwingen, ist der Einsatz von „sheer-thinning fluids“, wie z.B. Xanthan. Bei hoher Fließgeschwindigkeit (in den Grobporen) erhöhen diese Wirkstoffe ihre Viskosität, so dass dadurch die Grobporenstrukturen zunehmend hydraulisch blockiert sind und die Infiltrationslösung auf die kleineren Porenstrukturen ausweichen müssen.

Zunehmende Anwendung finden mittlerweile In-situ-Techniken mit aktiver, hydraulischer Verteilung der Wirkstoffe. Technisch bedarf es dazu mindestens eines Eingabefilters sowie eines Entnahmefilters, zwischen denen Grundwasser mit Hilfe entsprechender Pumpentechnik zirkuliert wird. Die Wirkstoffzugabe erfolgt in der Regel direkt in diesen Förderstrom über entsprechende Dosiereinrichtungen und Mischsysteme.

Beim Grundwasserzirkulationsbrunnen wird der Eingabefilterbereich und der Grundwasserentnahmefilter innerhalb eines Brunnensystems realisiert. Zur Vermeidung von hydraulischen Kurzschlüssen muss dabei ein möglichst gut hydraulisch abgedichteter Bereich zwischen Eingabeebene und Infiltrationsebene realisiert werden. Die obere Filterebene kann sowohl als Eingabeebene als auch als Entnahmeebene genutzt werden. Ziel dieser Technik ist es, durch den Aufbau einer bevorzugt vertikal orientierten Grundwasserströmung eine vertikale Zirkulationszelle zur verbesserten Wirkstoffzugabe aufzubauen. Die Realisierbarkeit einer vertikalen Zirkulationszelle hängt ganz entscheidend von der Stratigraphie des Grundwasserleiters ab. Wenn es nicht gelingt, eine vertikale Strömung aufzubauen, besteht bei dauerhaftem Betrieb des Zirkulationsbrunnens die Gefahr einer großflächigen Umverteilung des Grundwassers mit den darin enthaltenen Schadstoffen von einer Ebene des Aquifers in die andere.

Horizontale Grundwasserkreisläufe haben den Vorteil, dass sie sich leicht mit Hilfe gängiger hydrogeologischer Modelle berechnen und damit prognostizieren lassen. Sie sind darüber hinaus leicht zu kontrollieren, indem Wirkstoffinfiltrationen analog zu Tracertests hydraulisch ausgewertet werden und dadurch das der Zirkulationszelle zugrundeliegende hydraulische Modell angepasst und präzisiert wird. Ein Nachteil dieser Verfahrensweise besteht aber darin, dass aufgrund der bevorzugten horizontalen Durchströmung wiederum lediglich die hydraulisch leicht zugänglichen Strömungskanäle im Aquifer versorgt werden, nicht aber die schwach durchströmten Bereiche.

Eine Optimierungsmöglichkeit dieser Technik besteht daher darin, einen Wechsel aus horizontalen und vertikalen Grundwasserkreisläufen zu realisieren. Des Weiteren kann durch die Zugabe z.B. von shear-thinning fluids oder Tensiden die Wirkstoffverteilung in feinporigeren Strukturen intensiviert werden. Ziel dieser Technologien ist es jeweils, die zugeführten Wirkstoffe möglichst effektiv im gesamten, wassergesättigten Behandlungsraum und nicht nur in den grobporigen Strukturen zu verteilen. Dementsprechend konnten unter Einsatz wirksamer Verteilungstechniken biologische Sanierungsverfahren zur Elimination von Schadstoffquellen erfolgreich eingesetzt werden (Hüttmann und Millentrup, 2015).

Ein grundsätzliches Problem bei der technischen Realisierung von Grundwasserkreislaufsystemen besteht im Auftreten unerwünschter Begleitprozesse. Unter bestimmten geochemischen Voraussetzungen kann es zu Eisenoxidausfällungen oder Carbonatausfällung in den jeweiligen Pegeln, Brunnen oder oberirdischen technischen Systemen kommen. Darüber hinaus sind die wirkstoffspezifischen Biomassebildungspotenziale zu berücksichtigen. Starkes Biofouling in den Entnahme- und Eintragselementen tritt auf, wenn der Betrieb der Zirkulationszellen die mikrobiellen Regenerationszeiten deutlich übertrifft und keine ausreichenden Spülzyklen berücksichtigt werden.

Der Vollständigkeit halber sei zum Schluss noch auf die Zugabe fester Wirkstoffe, wie z.B. Magnesiumperoxid oder Calciumperoxid als Sauerstoff freisetzende Wirkstoffe eingegangen.

Diese Wirkstoffe werden zumeist in fester Form in die Aquifermatrix injiziert, können aber in fester Form nicht im Grundwasserleiter verteilt werden. Statt dessen sind sie auf eine passive (oder hydraulisch aktiv gesteuerte) Verteilung als gelöste Stoffe im Grundwasser angewiesen und gehorchen dann wiederum den Gesetzmäßigkeiten gelöster Stoffe. Dementsprechend sei hier auf die Ausführungen zur Eingabe flüssiger Wirkstoffe verwiesen.

Fazit

Im Rahmen von In-situ-Sanierungsverfahren kommt der Frage der Wirkstoffverteilung eine erfolgsentscheidende Bedeutung zu. Dabei ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen Verfahren zur Quellensanierung mit der Forderung zur Abreicherung aller schadstoffhaltigen Porenraumstrukturen und der Fahnnensanierung – mit der Forderung zur Abreicherung lediglich der gut durchlässigen, frachtwirksamen Strukturen. Die geologische Struktur gibt grundsätzlich den Rahmen des jeweils technisch Machbaren vor. Wirkstoffzugaben in flüssiger Form sollten technisch so realisiert werden, dass nicht nur die leicht durchströmbaren Grobporenstrukturen von den Wirkstoffen erreicht werden, um die Vorteile der In-situ-Techniken gegenüber herkömmlichen Pump-and-Treat-Strategien auszunutzen.

Literatur

- Engelmann, F. I., Giese, R., Schmolke, L.-P. (2014): Direktgasinjektionen und Bewirtschaftung von Gasspeichern zur In-situ-Grundwasserreinigung (Planungs- und Ausführungsgrundlagen). Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement (HdA), Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm, 71. Auflage
- Geistlinger, H., Krauss, G., Lazik, D. & Luckner, L. (2006): Direct gas injection into saturated glass beads: Transition from incoherent to coherent gas flow pattern. Water Resources Research, 42, W07403.
- Giese, R., Engelmann, F. I., Luckner, L. (2015): Reactive (Oxygen) Gas Barrier and Zone Technologie. In; Naidu, R. and Birke, V. (eds.): Permeable Barriers. CRC Publishers
- Hüttmann, S. (2008): In-Situ-Elimination von Schadstoffen aus feinkörnigen Schadenszentren durch Wirkstoffverteilung mittels Druckgradienten. In: Dechema e.V. (Hrsg.), Symposium „Strategien zur Boden- und Grundwassersanierung“ – Tagungshandbuch, Frankfurt a.M., 2008.
- Hüttmann, S. und Thiele-Bruhn, S. (2011): Sanierung und Sicherung kontaminierter Böden und Substrate. Handbuch des Bodenschutzes, 666 – 690, Wiley-Verlag.
- Hüttmann, S., Millentrup, D., Hein, P. und Klinke, A. (2015): In-situ-Sanierung eines LCKW-Grundwasserschadens in komplexer geologischer Struktur durch druckmodulierte Wirkstoffverteilung. In: GAB (Hrsg.), Altlastensymposium 2015, Schweinfurt.

Erfahrungen mit der In-Situ-Sanierung von LCKW-Grundwasserbelastungen unter verschiedenen geologischen Rahmenbedingungen

Winkler, S., Sensatec GmbH, Kiel, Deutschland; Hüttmann, S., Sensatec GmbH, Kiel, Deutschland

Veranlassung und Aufgabenstellung

Der vollständige biologische Abbau chlorierter Ethene erfordert strikt reduktive, d.h. sulfatreduzierende bis methanogene Milieubedingungen. Der Abbau der niedrig chlorierten Komponenten Vinylchlorid (VC) und cis-Dichlorethen (cDCE) ist unter oxidativen Milieubedingungen möglich (Hüttmann und Brecht, 2014). Hingegen erfordert die Dechlorierung der Ausgangsprodukte Perchlorethen (PCE) und Trichlorethen (TCE) nach aktuellem Stand der Kenntnis anaerobe Verhältnisse. In den meisten Fällen weisen unbeeinflusste Grundwasserleiter keine strikt reduzierenden/sauerstofffreien Bedingungen auf. Durch den Einsatz komplexer Kohlenstoffquellen (Cosubstrate) wird das Wachstum der autochthonen Mikroorganismen stimuliert und ein reduzierendes Milieu etabliert.

Sowohl die Auswahl eines geeigneten Cosubstrates sowie dessen Einbringe- und Verteilungstechnik muss an die individuellen Standortbedingungen angepasst werden.

Standortspezifische Auswahl des Cosubstrates

An einem Standort in Norddeutschland wurde nach mehrjähriger Infiltration einer gelösten Kohlenstoffquelle (Melasse) keine wesentliche Verbesserung bezüglich des LCKW-Abbaus erzielt. Trotz geeigneter Rahmenbedingungen (Eh, pH, DOC) konnte weder eine Gesamtgehaltsabnahme noch eine Komponentenverschiebung zu niedrig chlorierten LCKW-Metaboliten erzielt werden.

Im Rahmen einer Laboruntersuchung wurde die Reaktion der standorteigenen Mikroorganismen auf unterschiedliche Kohlenstoffquellen untersucht (Cosubstratscreening).

Das Cosubstratscreening zur Erstellung eines Cosubstratnutzungsprofils wurde durchgeführt um die autochthonen Mikroorganismen mit der am effektivsten zu verstoffwechelnden Kohlenstoffquelle, gemessen an der Redoxpotenzialabsenkung, zu versorgen (s. Abb. 1).

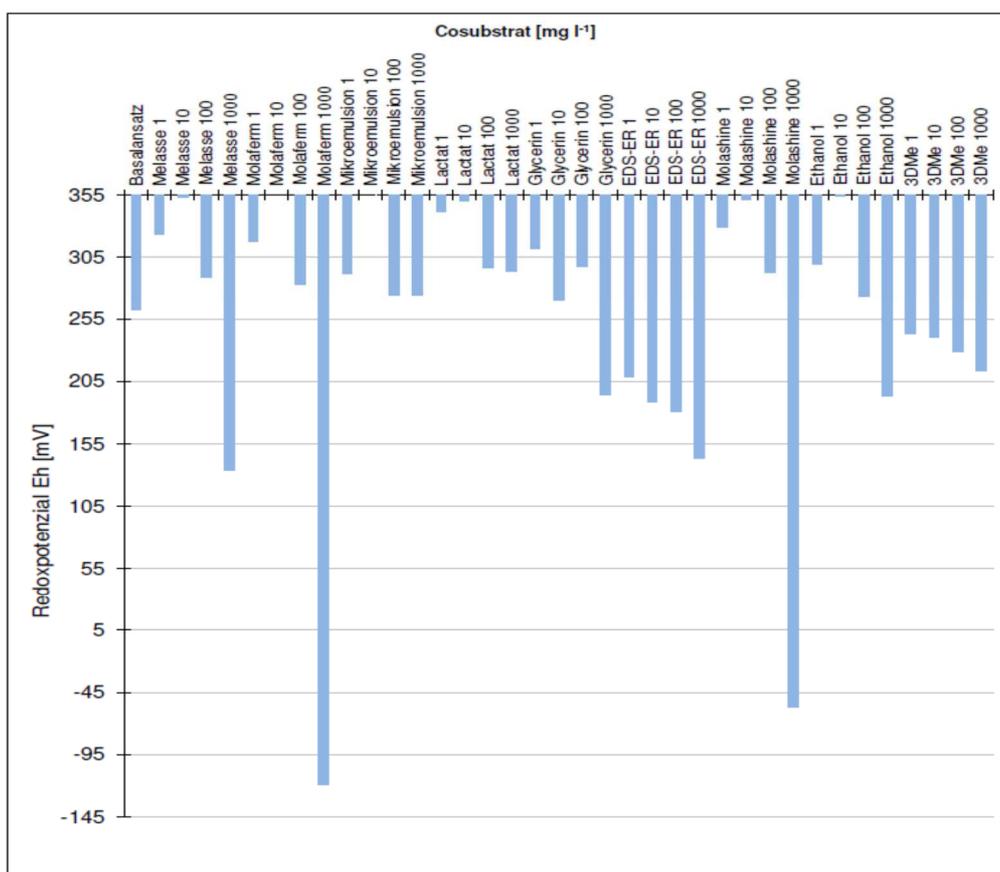


Abb. 1: Ergebnis des Cosubstratscreenings

Als Konsequenz auf das Ergebnis wurde für die Sanierung das Cosubstrat am Standort auf Molaferrum umgestellt.

Bei der Auswahl eines geeigneten Cosubstrates ist neben dem mikrobiellen Nutzungsprofil auch die geologische Beschaffenheit des Grundwasserleiters zu beachten. Bei geringen GW-Fließgeschwindigkeiten kann es sinnvoll sein ein langzeitwirksames Cosubstrat einzusetzen. Sofern Residualphase vorliegt, kann ein biologischer Lösungsvermittler mit dem Cosubstrat kombiniert verwendet werden.

Für die Sanierung stark bindiger Böden mittels Elektrokinetik ist der Einsatz polarer Cosubstrate erforderlich.

Standortspezifischer Einsatz des Cosubstrates (Verteilungskonzept)

Neben der Auswahl des geeigneten Cosubstrates ist auch dessen Einbringe- und Verteilungstechnik von zentraler Bedeutung für eine erfolgreiche Sanierung. Abb. 2 verdeutlicht das auch nach zehnmaliger passiver Injektion über 40 Wochen der zu sanierende Bereich nicht flächendeckend mit dem Wirkstoff versorgt werden konnte.

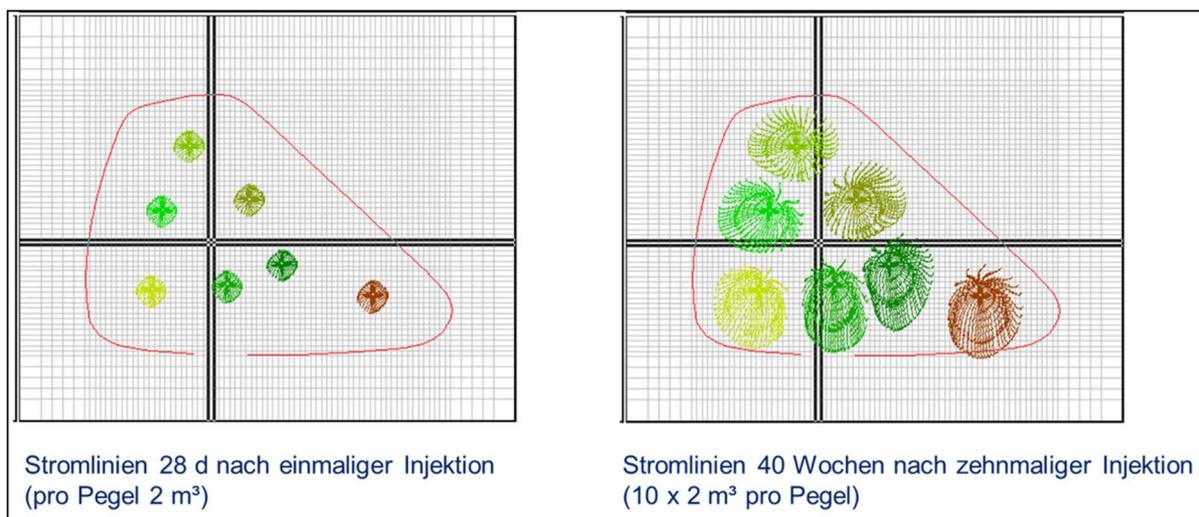


Abb. 2: Wirkstoffverteilungsmuster nach einmaliger (links) und mehrmaliger (rechts) Wirkstoffinjektion

Um die geologischen Rahmenbedingungen am Beispielstandort besser einschätzen zu können wurde ein Pumpversuch durchgeführt.

Der Pumpversuch inkl. Tracertest brachte Erkenntnisse über die strukturelle Heterogenität am Standort. Um den gesamten zu sanierenden Bereich homogen mit Wirkstoffen zu versorgen wurde anhand der gewonnenen Daten ein detailliertes Infiltrations- und Entnahmekonzept erstellt. Abb. 3 stellt die Verweildauer der in die radial um den Entnahmebrunnen eingebrachten Wirkstoffe im zu sanierenden Bereich bei einer Dauerentnahme dar.

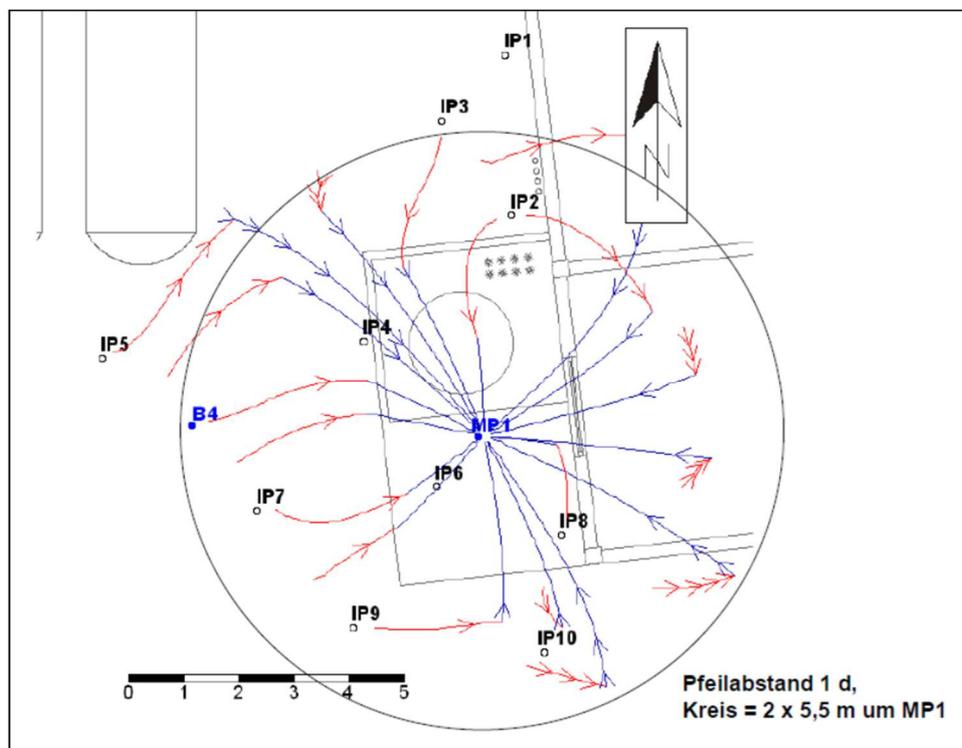


Abb. 3: Durch Pumpversuch ermittelte Bahnlinien um den Entnahmebrunnen MP1

Durch eine aktive Zirkulation konnte im o.g. Fall der gesamte Sanierungsbereich mit Wirkstoffen versorgt werden. Als Folge wurde ein schneller LCKW-Abbau bis zum chlorfreiem Produkt Ethen erreicht.

Die Wirkstoffversorgung muss sanierungsbegleitend überwacht werden. Dadurch kann auf Über- oder Unterversorgung unmittelbar mit Anpassung des Entnahme- und Reinfiltrationskonzeptes reagiert werden.

Sofern die Kontamination unterhalb von Gebäuden, schwer zugänglichen Bereichen oder gering mächtigen GW-Leitern mit hohen Abstandsgeschwindigkeiten vorliegt, empfiehlt sich die Wirkstoffverteilung über Horizontaldrains. Mittels gepulster Druckinjektion können die Wirkstoffe auch in bindige Bodenbereiche eingebracht werden. Das Risiko einer Nachlösung kann dadurch minimiert werden.

Fazit

Um den Erfolg einer Sanierungsmaßnahme zu maximieren sollte einerseits beachtet werden, dass sich die Cosubstrate hinsichtlich ihrer Biostimulationswirkung und Eignung für die Anwendung am Standort unterscheiden. Desweiteren ist die Auswahl einer geeigneten Verteilungsstrategie für einen flächendeckenden mikrobiologischen Schadstoffabbau entscheidend. Die Kombination aus einem geeignetem Cosubstrat, einer standortangepassten Verteilungsstrategie und einem kontinuierlichem Monitoring mit der Möglichkeit einer Anpassung ist ausschlaggebend für eine erfolgreiche Sanierungsausführung.

Verteilung von Nährstoffen mittels Grundwasser-Zirkulations-Brunnen (IEG-GCW®)

Gert Rehner, IEG Technologie GmbH, Gruibingen (Stuttgart, Germany)

Fließen im Porenraum

Die vorherrschenden Transportprozesse im Aquifer sind Advektion, Dispersion sowie molekulare Diffusion. Der advective Transport von gelösten Stoffen bzw. von Schadstoffen erfolgt überwiegend in Strömungsrichtung und wird vom Grundwassergefälle angetrieben. In quartären Lockersedimenten bewegt sich die Hauptmasse des Grundwasser dabei hauptsächlich in mehr oder weniger horizontal verlaufenden Porenkanälen ("Stromröhren"). Unter bestimmten hydrogeologischen Rahmenbedingungen kommt es untergeordnet auch zu vertikalen Fließbewegungen. Porenkanäle sind nicht uniform, deren Querschnitte und Oberflächenbeschaffenheiten wechseln häufig, das Wasser muss Porenhäule ("pore throats") überwinden, es treten vielfache Windungen auf ("Tortuosität") und immer wieder enden sie blind ("dead end pores"). Für die Ausweitung von ursprünglich eng begrenzten Schadstofffahnen mit zunehmender Entfernung von der Quelle ist die transversale Dispersion

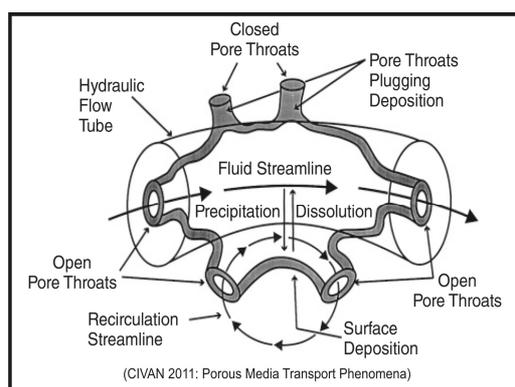
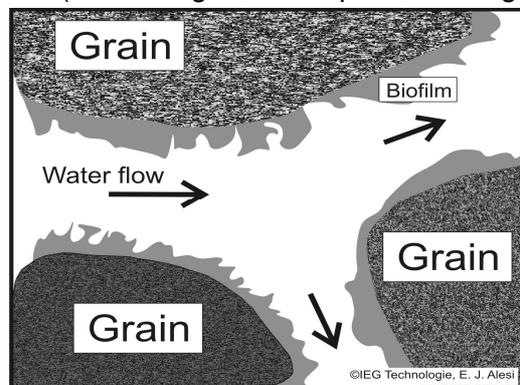


Abb. 1: Porenkanalmodell

verantwortlich. Sie wirkt quer zur Strömungsrichtung in y-Richtung (seitlich) und z-Richtung (vertikal). Weil letztere sehr viel kleinere Werte als die in y-Richtung aufweist, findet eine Vermischung in vertikale Richtungen nur sehr untergeordnet statt. Es wirken dort fast ausschließlich diffusive Prozesse. Ist das Grundwasser allerdings mit Schadstoffen höherer Dichte als Wasser angereichert, kann es insbesondere im Umfeld von Quellzonen zum gravitativ bedingten vertikalen Transport kommen.



Entlang des Fließwegs unterliegen die Wasserinhaltsstoffe Veränderungen verschiedenster Art (Ausfällungen, Adsorption, Biodegradation etc.). Schadstoffe werden dabei unterwegs vorzugsweise in angrenzenden feinerkörnigen Bereichen oder Porenräumen angelagert, wobei die Anwesenheit natürlicher organischer Materie diesen Vorgang begünstigt. Um nach oben und unten verlaufende Porenkanäle mit den darin befindlichen Schadstoffen ebenfalls zu durchströmen, ist die Erzeugung entsprechender vertikaler Gradienten notwendig. Solche Zwangszirkulationen lassen sich am effektivsten mittels GZB erzeugen.

Abb. 2: Biofilmbildung im Porenkanal

Durch den forcierten biologischen Abbau von Organika entwickeln sich Biofilme im Korngerüst des Aquifers. Deren Wachstum führt dazu, dass

Porenkanäle teilweise verschlossen und umgeleitet werden, deren zunehmende Tortuosität erhöht die Dispersion und somit die Vermischung im Grundwasserleiter. Der größere Teil der Biofilme besteht aus EPS ("Extrazelluläre polymere Substanzen"), in die die Zellen eingebettet sind. In den EPS finden Stoffaustauschprozesse statt, sie kontrollieren und stabilisieren die Lebensbedingungen der Bakterien; sie weisen Porositäten auf, ihre Durchlässigkeit ist allerdings deutlich geringer als die des freien Porenkanals.

Werden Nährstoffe impulsartig in zu hohen Konzentrationen zugegeben, können sich lokal temporäre Biobarrieren ausbilden, die die hydraulische Zugänglichkeit zu Schadstoffen vermindern. Das als Stoffwechselprodukt dort entstehende CO_2 kann - wenn es nicht hydraulisch abtransportiert wird - ebenfalls zu einer Verblockung von Porenräumen führen und die biologische Aktivität reduzieren. Eine in situ-Sanierung ist nur dann effektiv, wenn es gelingt, Reagenzien (Nährstoffe, Oxidations- oder Reduktionsmittel), Bakterien und Schadstoffe in möglichst innigen Kontakt zueinander zu bringen und die Stoffwechselprodukte abzuführen.

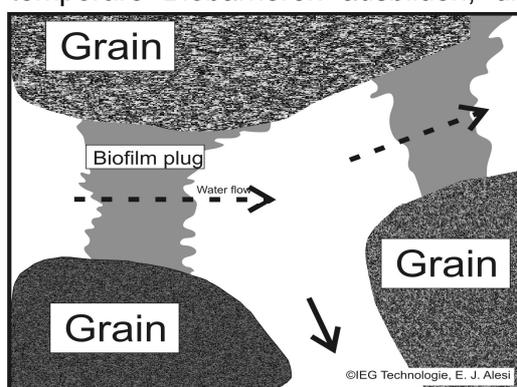


Abb. 3: Porenkanal, Teilblockade durch Biomasse

Grundwasserzirkulationsbrunnen: Technologie, Anwendungen

Das Prinzip des IEG-GCW®-Systems besteht darin, aus einem mit zwei oder mehreren hydraulisch voneinander getrennten Filterstrecken versehenen Brunnen Grundwasser zu entnehmen und in eine darüber oder darunter liegende andere Filterstrecke wieder zu infiltrieren. Dabei entsteht im Umfeld des Brunnens eine dreidimensionale Zwangszirkulation im Grundwasserleiter, mit der sich Reagenzien weit besser als mit anderen Systemen verteilen lassen. Die ausgeprägten vertikalen Strömungskomponenten verstärken das Konzentrationsgefälle zwischen besser und schlechter durchlässigen Bodenzonen. Zusätzlich bewirkt die Zirkulation den Transport von weiter entfernt befindlichen Schadstoffen in die

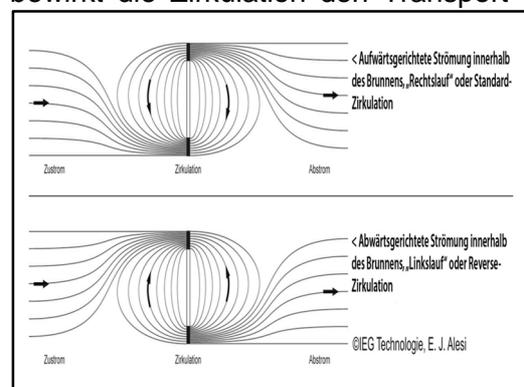


Abb. 4: Verschiedene Betriebsmodi eines IEG-GCW®

reaktive Zone, wo sie einem kontinuierlichen Abbau unterzogen werden können. Infolge der stabilen Zirkulation rotiert das dem Brunnen zuströmende Wasser mehrfach innerhalb des ROI ("Radius of Influence"), bevor es diesen wieder in Richtung Grundwasserabstrom verlässt. Die Anzahl der Rotationen eines Wasserteilchens ist abhängig vom Grundwassergefälle, der hydraulischen Durchlässigkeit und der Umpumprate. Die intensive Durchspülung führt zu einer Beschleunigung der

Sanierung. Der Brunnen kann in Standard-Zirkulationsweise (Wasser verlässt den Brunnen oberflächennah) oder invers (Wasser verlässt den Brunnen an seiner Basis) betrieben werden.

Bei Abpumpmaßnahmen (P + T, "pump and treat") fließt das Wasser hauptsächlich horizontal in besser durchlässigen Schichten zu den Entnahmebrunnen (hor. Durchlässigkeit > vertikale Durchlässigkeit). In den dazwischenliegenden feinerkörnigen Mikro- und Makroschichten finden Durchspülungsprozesse wegen geringer Fluidgeschwindigkeiten nur sehr langsam statt. Die gröberkörnigen Bereiche sind relativ rasch dekontaminiert, die Schadstoffkonzentrationen stabilisieren sich jedoch auf einem meist nicht tolerablen Niveau ("tailing"), weil die langsamströmenden Wässer aus den dichteren Schichten noch ständig Schadstoffe nachliefern, die sich mit geringer belastetem Wasser mischen. Um auch die feinerkörnigen Sedimentlagen in kürzeren Zeitspannen zu durchspülen, bedarf es einer vertikalen Zwangszirkulation.

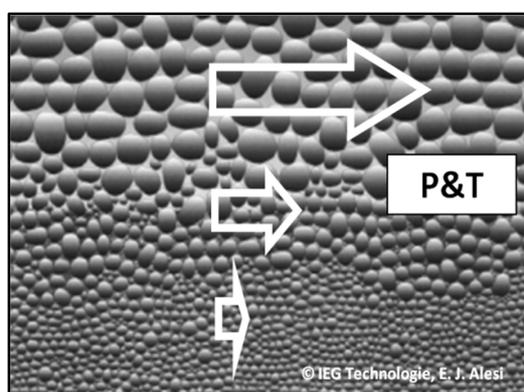


Abb. 5: Horizontales Fließen im Porenraum im Umfeld von Abpumpbrunnen

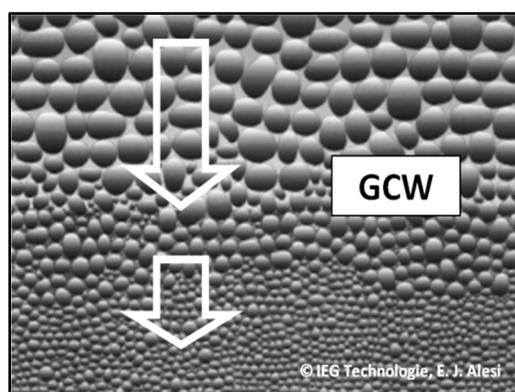
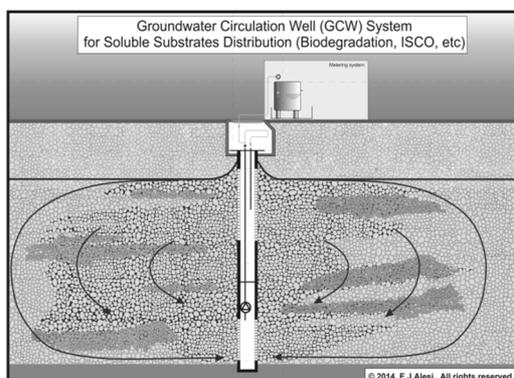


Abb. 6: Vertikale Strömungsprozesse bei IEG-GCW®

Nur die spezielle Konstruktion eines IEG-GCW® bietet hier eine einfache, gut steuerbare und hydraulisch überzeugende Lösung: die Potentialunterschiede zwischen den beiden Filterstrecken von im Normalfall mehreren 100 hPa (= mehrere Meter Wassersäule) zwingen das Wasser zu einem intensiven dreidimensionalen Fließen. Dadurch lassen sich Sanierungszeiten erheblich verkürzen und Nährstoffe/Reagenzien auch in sonst relativ unzugängliche Bereiche transportieren. Weil das in einer vertikalen Achse wirksame Potential ungleich höher ist als dasjenige, das in horizontaler Richtung wirkt, finden keine Verdrängungen in laterale Richtungen statt.

Zur Verbesserung von Verteilungs- und Vermischungsprozessen hat sich die Erzeugung chaotischer Fließverhältnisse ("chaotic advection") im Porenraum als zielführend erwiesen. Die daraus resultierenden partiellen Turbulenzen (mikroskalige Wirbelbildungen) in den Porenkanälen transportieren Fluide und deren Inhaltsstoffe auch durch enge Porenhäule und in Porenden. Die Generierung solcher Fließverhältnisse erfolgt durch das periodische/episodische Umkehren der Zirkulationsrichtungen, d. h. einmal wird das Wasser



in die untere Filterstrecke eingesaugt und oberflächennah eingeleitet und das andere Mal genau umgekehrt. Dies kann auch durch die Einbeziehung von Satellitenbrunnen geschehen ("cross flow"). Die Trägheitsmomente im bewegten Grundwasser führen dabei zu den genannten chaotischen Strömungen.

Praktische Erfahrungen mit IEG-GCW® - Systemen liegen seit mehr als 25 Jahren vor. Sie wur-

Abb. 7: Betriebsschema eines IEG-GCW®

den ursprünglich für die Strippung von flüchtigen

Schadstoffen entwickelt, lassen sich mittlerweile jedoch mit allen möglichen Anwendungen kombinieren (Adsorption, Ionenaustausch, Elektrochemie, ISCO, Verteilung von Nährstoffen, Milieuänderung etc.). Es sind prinzipiell keine zusätzlichen Infiltrationsbrunnen, Abflussleitungen in Vorfluter oder Kanäle und keine Einleitgebühren notwendig. Die Investitionskosten von Anlagen zur Nährstoffverteilung sind deutlich geringer als bei der Anordnung von klassischen Entnahme- und Infiltrationsbrunnen. Geringe Betriebskosten bei einer gleichzeitigen Reduzierung des Sanierungszeitraumes ermöglichen letztlich eine wesentliche Kostenersparnis im Vergleich zu herkömmlichen Sanierungsverfahren.

Fallbeispiele

LHKW-Schadensfall in Niedersachsen

Auf einem Industriegelände in Niedersachsen wurden jahrelang chlorierte Lösemittel (hauptsächlich Trichlorethen TCE) eingesetzt, die ins Grundwasser eindringen. Das direkte Umfeld des Schadensherdes wurde mittels IEG-GCW® und Satellitenbrunnen ab 1998 saniert (Aquifermächtigkeit 7 - 10 m, Mittel- bis Feinsande mit wechselnden Schluffanteilen, Grundwasserabstandsgeschwindigkeit ca. 5 - 10 m/a). In verschiedenen zeitlichen Abfolgen fand eine weitere Erkundung des Grundwasserabstroms statt, sie ergab einen bislang unbekanntem, mit bis zu 15.000 µg/l kontaminierten Fahnenbereich mit einer Ausdehnung von etwa 120 m x 50 m. Die ursprüngliche Herdzone ließ sich innerhalb weniger Jahren komplett abreinigen. Für den Fahnenbereich sollte aus verschiedenen Gründen (nichtstörender Betrieb, fremdes Gewerbeareal) ein biologisches Sanierungsverfahren zum Einsatz kommen.

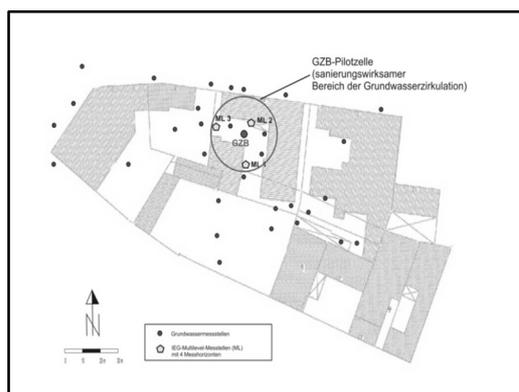


Abb. 8: Lage und Ausdehnung des Pilotareals

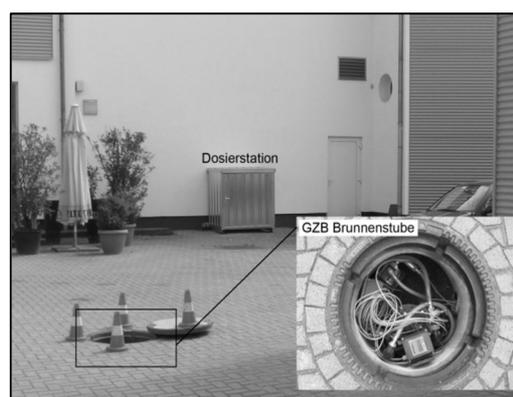


Abb. 9: IEG-GCW® im Betrieb

In einem hochbelasteten Fahnenabschnitt wurde zunächst ein 6monatiger Pilotversuch durchgeführt (GCW 1), der bereits nach kurzem zu starken Schadstoffreduktionen führte. Als Dosiermittel kam IEG-C-Mix zum Einsatz, ein Präparat aus Kohlenhydraten, Eiweißverbindungen, Mineralstoffen und Vitaminzusätzen. Inzwischen ist dieser Fahnenabschnitt stellenweise bis auf weniger als 0,1 % der Ausgangskonzentrationen abgereinigt. In der übrigen Fahne werden seit Dezember 2013 drei weitere Systeme betrieben (GCW 2 - 4), eine Beendigung der Sanierung lässt sich auf Mitte 2016 prognostizieren. Insgesamt wurden auf dem Standort rd. 2,9 t Nährstoffe in den Untergrund eingebracht.

3.2 LHKW-Schadensfall in Berlin

Auf dem Sanierungsareal fanden seit Mitte des 19. Jahrhunderts verschiedene industrielle Nutzungen statt: Wäscherei, chemische Reinigung, Lackfabrik. Die Hauptkontaminanten im Grundwasser sind Tetrachlorethen (PCE), TCE und deren Abbauprodukte, daneben finden sich untergeordnet Aromaten (BTEX) und Mineralölkohlenwasserstoffe (KW). Das Sanierungsgrundstück umfasst ca. 90.000 m², die Aquifermächtigkeit beträgt zwischen 12 und 25 m, der Untergrund besteht aus gut durchlässigen Sanden. Insgesamt wurden 33 IEG-GCW® in hexagonaler Gitteranordnung installiert. Die Feld- und Laboruntersuchungen zeigten, dass die reduktive und die oxidative Dechlorierung simultan im Aquifer ablaufen. Dabei dient das anaerob erzeugte Ethen als Auxiliarsubstrat für ethenoxidierende Mikroorganismen in den mehr aeroben Bereichen. Die Systeme wirken als Verteiler. In einige überwiegend im anaeroben Milieu arbeitende Brunnen wurde als Nährstoff IEG-C-Mix eingegeben. Im Zeitraum zwischen April 2004 und Dezember 2011 ließen sich insgesamt rd. 142 t LHKW und BTEX aus dem Grundwasser entfernen, dabei wurden etwa 6,3 mio m³ zirkuliert (155 m³/d). In 95 % der Messstellen wurde der behördlich festgelegte Sanierungszielwert erreicht. Die Behandlungskosten pro m³ Aquifervolumen bewegen sich bis heute in einer Größenordnung von etwa € 7 und pro entferntem kg LHKW bei € 25 und liegen damit weit unter

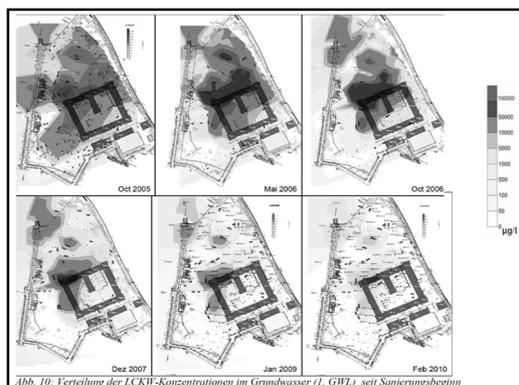


Abb. 10: Verteilung der LHKW-Konzentrationen im Grundwasser (L. GWL) seit Sanierungsbeginn

Abb. 10: Konzentrationsentwicklung im Sanierungsfeld

dem sonst referierten Kostenrahmen für klassische P + T-Maßnahmen.

LHKW-Schadensfall in Südostasien

Das Sanierungsgelände liegt in einem Industriegebiet und umfasst etwa 50.000 m², wobei etwa 2/5 der Fläche als Quellzone zu klassifizieren sind. Die Hauptkontaminanten sind 1,2-Dichlorethan (EDC) und Chloroform, in den Eintragsbereichen finden sich in einzelnen Brunnen bis zu 115 mg/l, in der Abstromfahne erreichen die Konzentrationen noch bis 2 mg/l. Der Flurabstand beträgt etwa 3,5 m, bis in eine Tiefe von etwa 15 m besteht der Aquifer aus Mittel- bis Feinsanden mit einzelnen Schlufflagen. Darunter geht er in schluffige Sande über. Nach verschiedenen Sanierungsversuchen wurde wegen der erheblichen zu behandelnden Wassermengen und der immensen Kosten entschieden, eine in situ-Technologie einzusetzen.

Nach erfolgreicher Durchführung eines Pilotversuchs im Jahre 2006 wurden insgesamt 8 IEG-GCW®-Systeme als hydraulische Barriere im entlang der Grundstücksgrenze installiert. Dort erfolgte die Reinigung des Wassers mittels Kompaktstrippereinheiten und nachfolgender Abluftreinigung mittels Luft-Aktivkohle. Im Jahr 2008 fand ein weiterer Pilotversuch zur anaerob-reduktiven Dechlorierung in den stark belasteten Kernzonen statt; in den folgenden Jahren wurden weitere 9 Zirkulationssysteme installiert, insgesamt sind also 17 Brunnen aktiv. Die Zugabe von IEG-C-Mix erfolgte überwiegend direkt in den Zirkulationsstrom der Brunnen, ergänzend wurden Teilmengen in die umliegenden Multilevelmessstellen tiefendifferenziert eingegeben. Insgesamt wurden ca. 180 t Nährstoffe infiltrierte. Die Gesamtzirkulationsrate aller Brunnen schwankte zwischen 30 und 50 m³/h, das Porenwasser der belasteten Bereiche wurde durchschnittlich etwa 16 mal ausgetauscht. Im Zuge des Monitorings durchgeführte mikrobiologische Untersuchungen belegen eine intensive biologische Aktivität, die zu nachhaltigen Konzentrationsabnahmen aller LHKW-Komponenten führten.

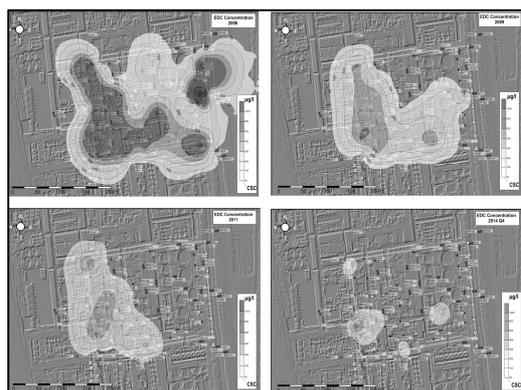


Abb. 11: Konzentrationsentwicklung von EDC

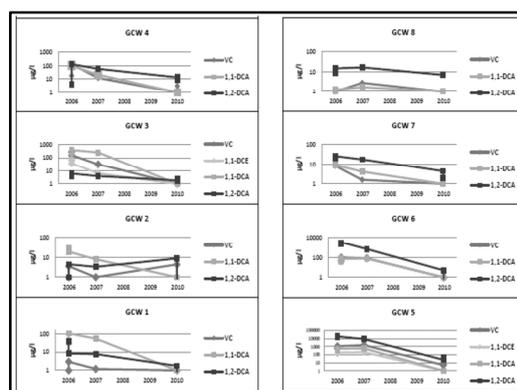


Abb. 12: Konzentrationsentwicklung verschiedener LHKW-Komponenten in der hydraulischen

Die Einbringung von Stoffen in den Untergrund mittels Verfahren aus dem Spezialtiefbau

Peter Freitag, Keller Grundbau Ges.mbH / Wien

Ziel des geotechnischen Einsatzes

Nicht nur im Fachgebiet der Altlastensanierung, auch in der Geotechnik ist man häufig mit der Aufgabenstellung konfrontiert, unterschiedliche Substanzen effektiv in den Boden einbringen zu müssen. Die wichtigsten Anwendungsfälle hierfür sind:

- Änderung der hydraulischen Durchlässigkeit des Bodens
- Erhöhung der Festigkeit

Grundsätzlich können diese Ziele durch Verfahren erreicht werden, die

1. bestehende Hohlräume im Boden verfüllen (Poren-/Niederdruckinjektionen)
2. neue Wegigkeiten im Boden erzeugen (Hochdruckinjektionen/Fracking)
3. das Bodengefüge komplett umlagern (Bodenmischverfahren)

Geotechnisch wird bei allen diesen Verfahren von Injektionen gesprochen. Sie unterscheiden sich jedoch hinsichtlich Ihrer Anwendungsgrenzen und dem maschinentechnischen Aufwand bei der Anwendung erheblich voneinander. Abb.1 zeigt die von der Körnungsverteilung abhängigen Grenzen.

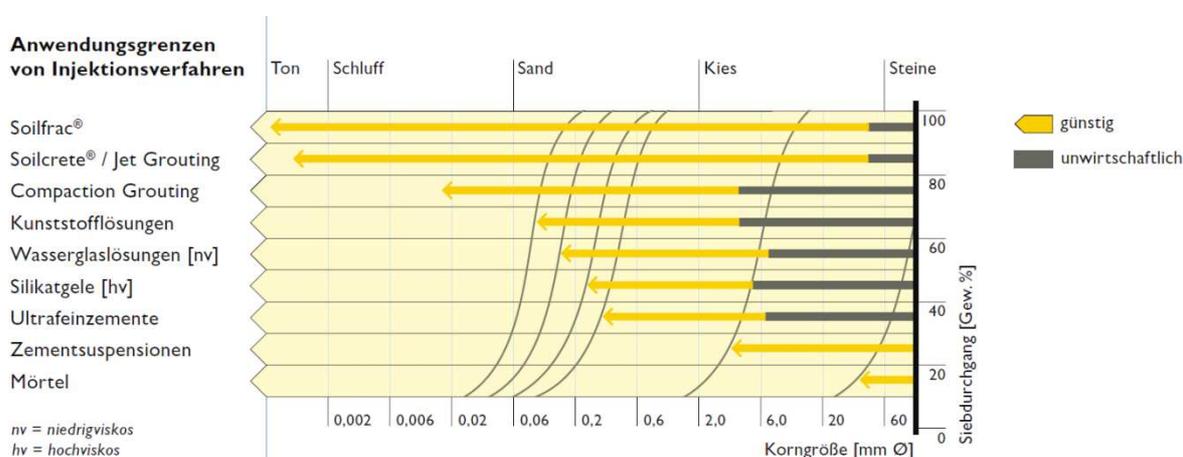


Abb.1: Anwendungsgrenzen

Alle diese Verfahren können zur in situ Sanierung von Altlasten herangezogen werden, besonders dann, wenn die Aufgabe darin liegt, einen Reaktionspartner für einen Schadstoff gezielt in den Untergrund einzubringen.

Niederdruckinjektionen

Diese Verfahrensgruppe ist wohl die im Altlastenmanagement am häufigsten anzutreffende, wobei anstatt von Suspensionen meist verschiedenste Arten von Lösungen injiziert werden.

In der Geotechnik werden Niederdruckinjektionen sowohl für Abdichtungsaufgaben (Dichtschirme) als auch für die Erhöhung der Bodensteifigkeit (z.B. für Gründungen und Gründungsverstärkungen) verwendet. In der Anwendung unterscheiden sie sich untereinander vor allem hinsichtlich der eingesetzten Injektionsgüter, die je nach Anwendungszweck und Bodenverhältnissen speziell ausgewählt werden.

Für die Durchführung werden Injektionslanzen, Ventilrohre oder Manschettenrohre und eine dem Untergrund angepasste Bohrtechnik verwendet.

Hochdruckinjektionen / Fracking

Hochdruckinjektionen kommen überall dort zum Einsatz, wo klassische Niederdruckinjektionen aus bodenmechanischen Gründen nicht einsetzbar oder wo spezielle Höhenregulierungen von Bauwerken erforderlich sind. Das Verfahren wurde ursprünglich von der Erdölindustrie verwendet, um Fließwege für das Öl von den Lagerstätten zur Förderpumpe zu öffnen.

In der Geotechnik wurde das Verfahren adaptiert, um Injektionsgut auch in feinkörnigen Böden einbringen zu können. Durch mehrmaliges Verpressen entstehen jeweils neue Wegigkeiten, in die die Suspension eindringen kann und dort erhärtet. Es bilden sich somit verfestigte Bodenbereiche. Auf diesem Wege können in Verbindung mit präzisen Messverfahren Hebungen von Bodenbereichen erzielt werden, um aufgetretene Setzungen oder Schiefstellungen zu korrigieren. (Abb.2)



Abb.2: Wirkungsschema einer Setzungsrückstellung

Das Verfahren lässt sich somit zur Erhöhung, aber auch zur Verringerung der hydraulischen Leitfähigkeit des Untergrundes einsetzen.

Ausführungstechnisch kommen meist nur Manschettenrohre mit Doppelpackersystemen, beschickt von Hochdruckpumpen, zur Anwendung. Je nach Anordnung der Bohrungen können auch Schächte als Arbeitsraum erforderlich werden.

Im Altlastenmanagement wurde das Verfahren in Österreich bisher einmal eingesetzt. Bei der Räumung der Altlast „O69 Deponie Freitstadt“ wurde dieses Verfahren verwendet, um

angrenzende Bebauung zu sichern und die Deponiebereiche unter dem bestehenden Postgebäude hydraulisch zu sperren (Abb.3).



Abb.3: Abgeteufte Manschettenrohrfächer am Standort O69 Deponie Freistadt

Genauso denkbar wäre aber auch eine Anwendung, um in Ton- und Schluffhorizonten durch die Einbringung von Sanden in die Fracks, Wegigkeiten für eine weitere Behandlung zu schaffen.

Bodenmischverfahren

Hydraulisch

Das Düsenstrahlverfahren (DSV) ist der wichtigste Vertreter der hydraulischen Bodenmischverfahren. Dabei wird der Boden mittels eines Schneidstrahls aus Wasser oder Zementsuspension, der am unteren Ende eines Bohrgestänges austritt, unter hohem Druck aufgeschnitten und mit der Suspension vermischt. Durch Dreh- und Ziehbewegungen des Gestänges können somit verfestigte Bereiche in verschiedenen geometrischen Formen, typischerweise Säulen, erzeugt werden.

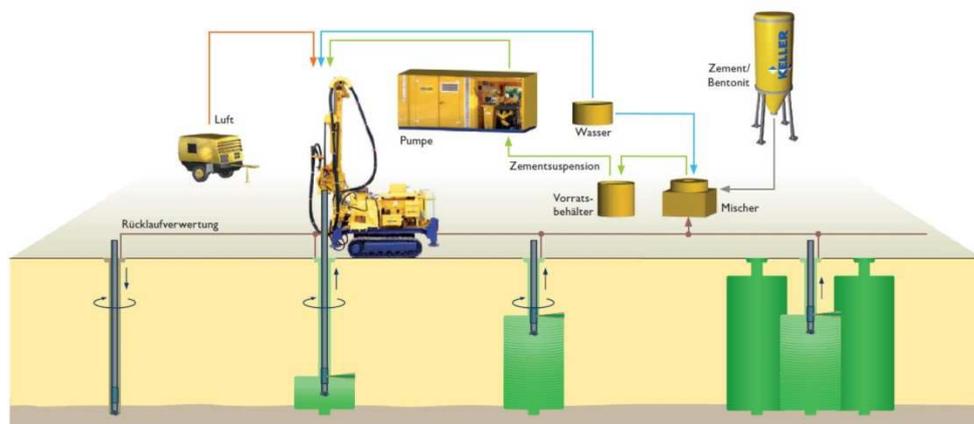


Abb.4: DSV-Anlagen- und Ablaufschema

DSV-Anlagen bestehen im Normalfall aus Hochdruckpumpe, Suspensions-Mischanlage mit Silos und Vorratsbehältern, Kompressoren und dem Bohrgerät (Abb.4). Da das Düsenstrahlverfahren für unterschiedlichste Anwendungsbereiche verwendet wird, gibt es auch eine Vielzahl an Bohrgeräten, die selbst das Arbeiten in engen Kellerräumen ermöglichen.

Eingesetzt wurde dieses Verfahren bereits einige Male, um Altölschäden zu immobilisieren (Abb.5).



Abb.5: Immobilisierungsarbeiten (Bruck an der Glocknerstraße)

Auch die Herstellung einfacher Funnel and Gate Systeme ist durch die Anpassung der Suspensionsrezeptur (Einmischung durchlässigkeitserhaltende Füllstoffe) möglich.

Eine Adaptierung für den Einsatz zur in situ Sanierung von CKW-Schäden ist im Rahmen des Forschungsprojekts Halocrete erfolgt.

Mechanisch

Ähnlich wie bei den hydraulischen Bodenmischverfahren wird auch bei den mechanischen Mischverfahren eine Suspension mit dem anstehenden Boden vermischt. Diese Vermischung geschieht aber durch mechanische Werkzeuge wie Paddel oder Schnecken, die an einem Gestänge angebracht sind. Es sind daher im Vergleich mit DSV keine hohen Drücke erforderliche und auch die eingesetzten Wassermengen fallen wesentlich niedriger aus. Dafür sind die ausführbaren Durchmesser kleiner und die Durchmischung mit dem Boden ist vor allem bei bindigen Böden schlechter als bei den hydraulischen Verfahren.

Eingesetzt wird dieses Verfahren hauptsächlich zur Errichtung von Dichtwänden bei Hochwasserschutzprojekten. In den vereinigten Staaten gibt es auch Erfahrungen bei der Sanierung von CKW-Altlasten durch das Einmischen von nullwertigem Eisen und Ton.

Zusammenfassung

Alle die hier vorgestellten Verfahren sind bereits seit vielen Jahren in der Geotechnik erfolgreich im Einsatz und somit auf vielen Baustellen mit unterschiedlichsten Zielsetzungen erprobt.

Ob eine Adaptierung zum Einsatz abseits bekannter Pfade für die in-situ Sanierung von kontaminierten Standorten machbar und sinnvoll ist, kann nur von Fall zu Fall entschieden werden. Das Potential für innovative Anwendungen wäre jedenfalls vorhanden.

Vom Labor ins Feld: Einmischen reaktiver Stoffe in einen Aquifer mittels Grundwasserzirkulation

*Hans-Peter Koschitzky & Oliver Trötschler,
VEGAS, Versuchseinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung, Universität
Stuttgart, Deutschland*

Zielsetzung

Die Auswahl und Optimierung einer Injektions- bzw. Zugabetechnik zur kontinuierlichen, homogenen Einmischung von Elektronenakzeptoren in einen Aquifer ist abhängig von den hydrogeologischen und stoffspezifischen Bedingungen des zu sanierenden Standorts und dem Zugabemedium. Am Beispiel des KORA-Feldstandorts „Testfeld Süd“ im Neckartal in Stuttgart, einer der Modellstandorte des BMBF Förderschwerpunktes KORA (*Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden, 2004 bis 2008, <http://www.natural-attenuation.de/>*), wird die Auswahl und Erprobung einer zielgerichteten und wirkungsvollen Zugabetechnik aufgezeigt. Ausgehend von ersten Auswahlüberlegungen über kleinskalige Laborversuche und großskalige Technikumsversuche bei VEGAS, beide begleitet von numerischen Simulationsrechnungen, erfolgte abschließend eine Pilotanwendung im Feld zur Sanierung eines Grundwasserschadens.

Aufbauend auf einer Literatur- und Marktstudie zur Vorauswahl der Injektionstechnik, erfolgte die Beurteilung der Techniken in kleinskaligen „Küvettenexperimenten“ (2-D Tracertests) die durch numerische Strömungsberechnungen ergänzt wurden. Hierfür wurde ein dreidimensionales Strömungs- und Transportmodell (MODFLOW, GSM4.0) eingesetzt. Im dritten Schritt wurde die praktische Anwendbarkeit der Injektionstechnik mit dem Betrieb eines Prototyps in einem Langzeitversuch im technischen Maßstab (Aquiferabmessungen mehrere Meter) bei VEGAS getestet. Während des Langzeitversuchs in der „Großen Rinne“ von VEGAS wurde der biologische Abbau von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen mit Zugabe von Wasserstoffperoxid stimuliert und der Nachweis der Abbausteigerung unter naturnahen Bedingungen erbracht (ENA). Ein numerisches Modell wurde über Tracertests in der „Großen Rinne“ parametrisiert und diente zur Auslegung einer Pilotanwendung im Feld. Im vierten Schritt erfolgte eine Pilotanwendung am KORA- Standort „Testfeld Süd“.

Injektions-/ Zugabetechniken

Basierend auf den Ergebnissen einer Literaturstudie kamen für die Standort- und Schadstoffcharakteristik (gut durchlässiger Aquifer, BTEX und NSO Heterozyklen) für eine wirtschaftliche und weitreichende Einmischung einer Nährlösung folgende Injektions-/ Zugabetechniken in Frage:

- Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB) (Patente EU 0418570, EU 0418571): Über abgepackte Filterelemente wird in einem Brunnen auf verschiedenen Teufen Grundwasser gefördert und auf anderen Teufen nach Zugabe von Elektronenakzeptoren (EA) wieder zugegeben. Hierdurch werden

Zirkulationsströmungen senkrecht zur Grundwasserfließrichtung aufgebaut und somit die dreidimensionale Vermischung erhöht (Mohrlok et al., 1999).

- Multilevelinjektionsbrunnen (MLB): Über abgepackerte Filterelemente können auf verschiedenen Teufen Elektronenakzeptoren zugegeben werden. Im Falle unterschiedlicher Retardationszeiten der EA und der Kontaminanten können durch Wechsel der Zugabetiefen und -zeiten die für den Abbau erforderlichen Kontaktzeiten erzielt werden. Im Gegensatz zum GZB erfolgt im Falle des MLB keine erhöhte Quervermischung.
- Injektion gasförmiger Nährstoffe (Hazen and Looney, 1993): Die Elektronenakzeptoren werden in gasförmiger Form ähnlich dem Bio-Sparging zugegeben. Durch die vergleichsweise hohe Dispersion von Gasen soll eine weitreichende Einmischung der EA erfolgen. Die gasförmige Injektion von Nährstoffen wurde aufgrund der Ergebnisse zum biologischen Abbau von Heterozyklen in diesem Projekt nicht weiter verfolgt.

2-D Untersuchungen

Die Injektionstechniken GZB und MLB wurden zunächst in zweidimensionalen Untersuchungen in einer Küvette (kleine 2-D Rinne, einseitig verglast) mit den Maßen: 1,46 m x 0,66 m x 0,08 m verglichen. In der Küvette wurde ein vertikaler Brunnen mit 2 Filterelementen installiert, der als GZB, bzw. als MLB betrieben wurde. Über seitlich eingebaute Filterkammern konnte eine horizontal gerichtete Grundströmung erzeugt werden. Das Bodenmaterial (quartäres Silikat) entsprach der Sandmischung (1-2 mm-Körnung, k_f -Wert: $3,5 \times 10^{-3}$ m/s), wie sie bei den nachfolgenden Versuche in der „Großen Rinne“ auf der Technikumsskala vorlagen.

Der direkte Vergleich beider Systeme zeigt eine deutliche Erhöhung der Quervermischung (Querdispersion) durch den GZB. Ein Tracer wird gleichmäßig im Modellaquifer verteilt, während die Tracerausbreitung beim MLB durch die horizontale Ausbreitung entsprechend der Lagerung des Modellaquifers dominiert wird. Das Strömungs- und Transportverhalten konnte in sehr guter Übereinstimmung mit den Experimenten numerisch modelliert werden (siehe Abb. 1 und 2).

12 Stunden Versuchszeit



24 Stunden Versuchszeit

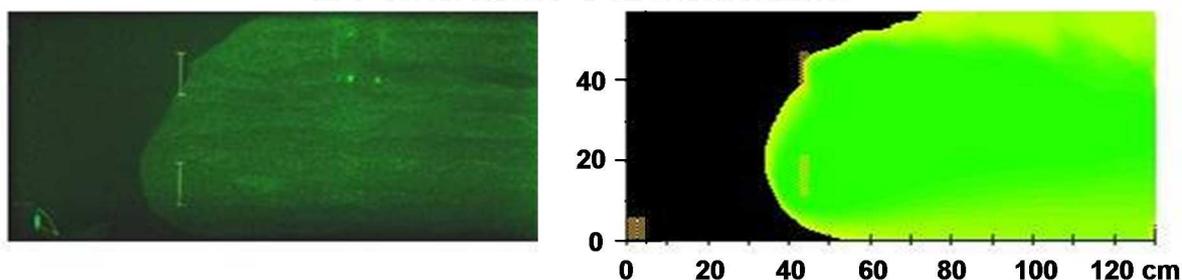


Abb. 1: Vergleich der Stoffausbreitung zwischen Experiment (links) und Numerik (rechts) für einen GZB

18 Stunden Versuchszeit

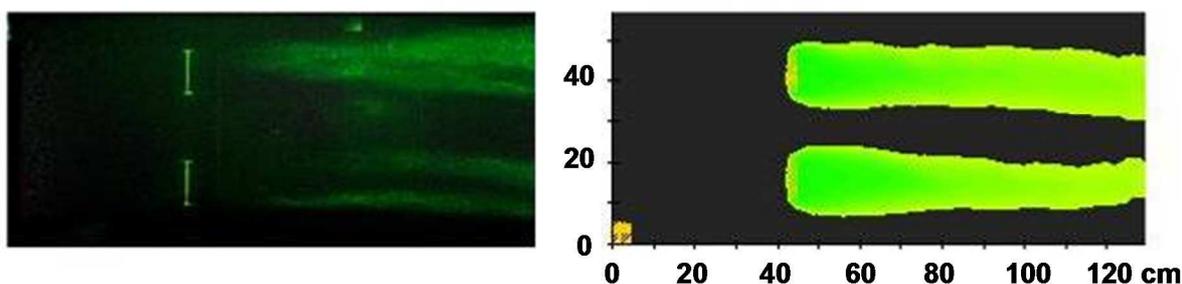


Abb. 2: Vergleich der Stoffausbreitung zwischen Experiment (links) und Numerik (rechts) für einen MLB

Untersuchungen im Technikumsmaßstab

Da das Grundwasserzirkulationssystem strömungstechnische Vorteile gegenüber der Infiltration an Einzelbrunnen besitzt, wurde im Modellaquifer „Große Rinne“ ein GZB in 3“-Ausführung zur Infiltration der Elektronenakzeptoren installiert (Abb. 3)

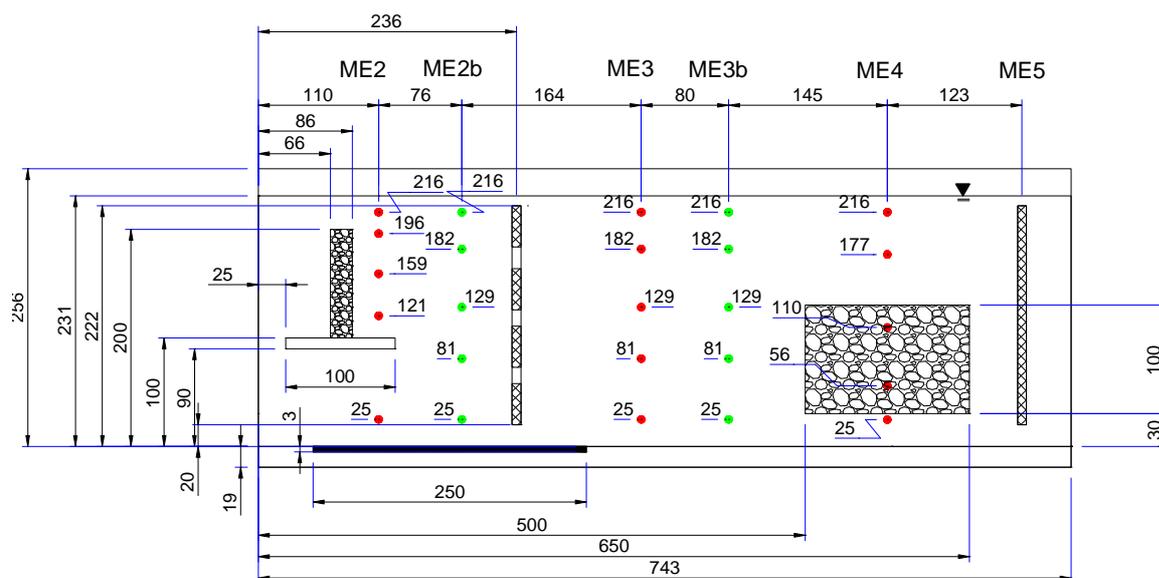


Abb. 3: Schematischer Aufbau der Großen Rinne mit Lage der Messebenen (Maße in cm)

Das „Große Rinne Experiment“ diente dem Nachweis und der Optimierung des aeroben biologischen Abbaus der Heterozyklen. Dieser wurde im Rahmen des KORA Projektes anhand von zahlreichen anderen Untersuchungen, die nicht Gegenstand dieses Vortrags sind, untersucht und nachgewiesen (siehe hierzu Kurzfassung zum NatAtt Symposium 2007 am Ende des Beitrags). Der Modellaquifer (s. Abb. 3 und 4) mit einer Länge von 7,5 m, einer Breite von 1,0 m und einer Höhe von 2,5 m bestand aus Mittelsand, der so homogen als technisch möglich, in der „Großen Rinne“ eingebaut war. Im Rahmen eines bereits vor dem KORA Projekt abgeschlossenen mehrjährigen BMBF-Forschungsprojektes (Finkel et al., 2001) wurde der Aquifer im oberstromigen Drittel mit Teerölen kontaminiert (Eberhardt & Grathwohl, 2002). Durch die Grundwasserströmung wurden aus dieser Teerölkontamination Heterozyklen herausgelöst und führten zu einer abstromigen Grundwasserkontamination. Allerdings waren infolge ihrer guten Wasserlöslichkeit die Heterozyklen nach mehrjährigem Betrieb der Großen Rinne ausgespült. Daher wurde eine neue „Schadstoffquelle“ für die Heterozyklen in die Rinne eingebaut. Über einen Brunnenkasten konnte eine den Standort repräsentierende Lösung von Heterozyklen infiltriert werden. Anaerobes Wasser durchströmte den Aquifer mit einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,45 m/d. Der GZB war unterstromig der Heterozyklenquelle installiert und wurde mit einem Förderverhältnis von 2,5 zwischen Grundströmung und Umwälzrate des GZB betrieben.

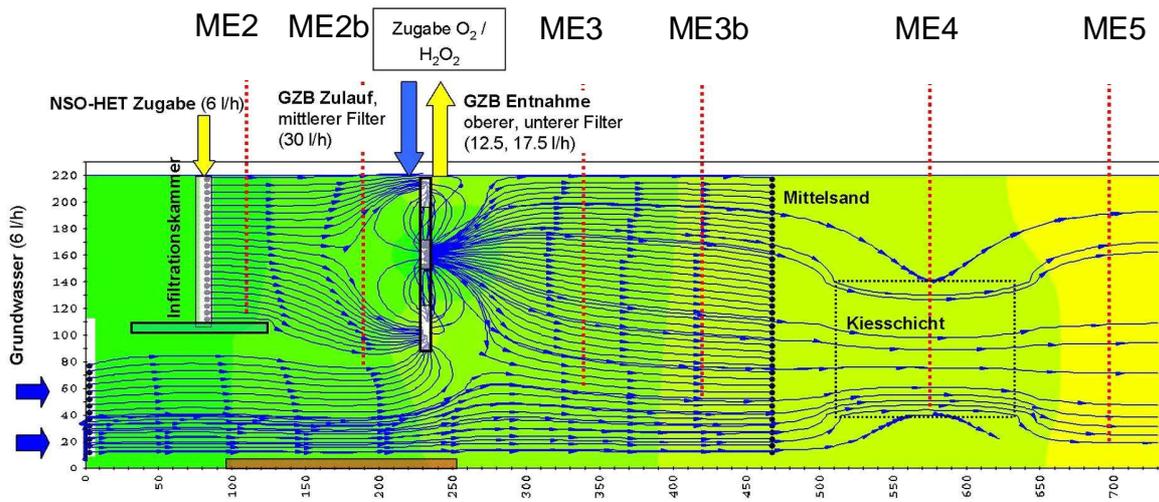


Abb. 4: Versuchsaufbau und Strömungsverhältnisse "Große Rinne"

Nach mehrtägiger Tracerzugabe über den Infiltrationskasten ergab eine Stichtagsmessung an allen 64 Probenahmestellen der Messebenen ME2 bis ME4 eine inhomogene Tracerverteilung oberstromig des GZB und eine homogene Verteilung unterstromig des GZB (Abb. 5).

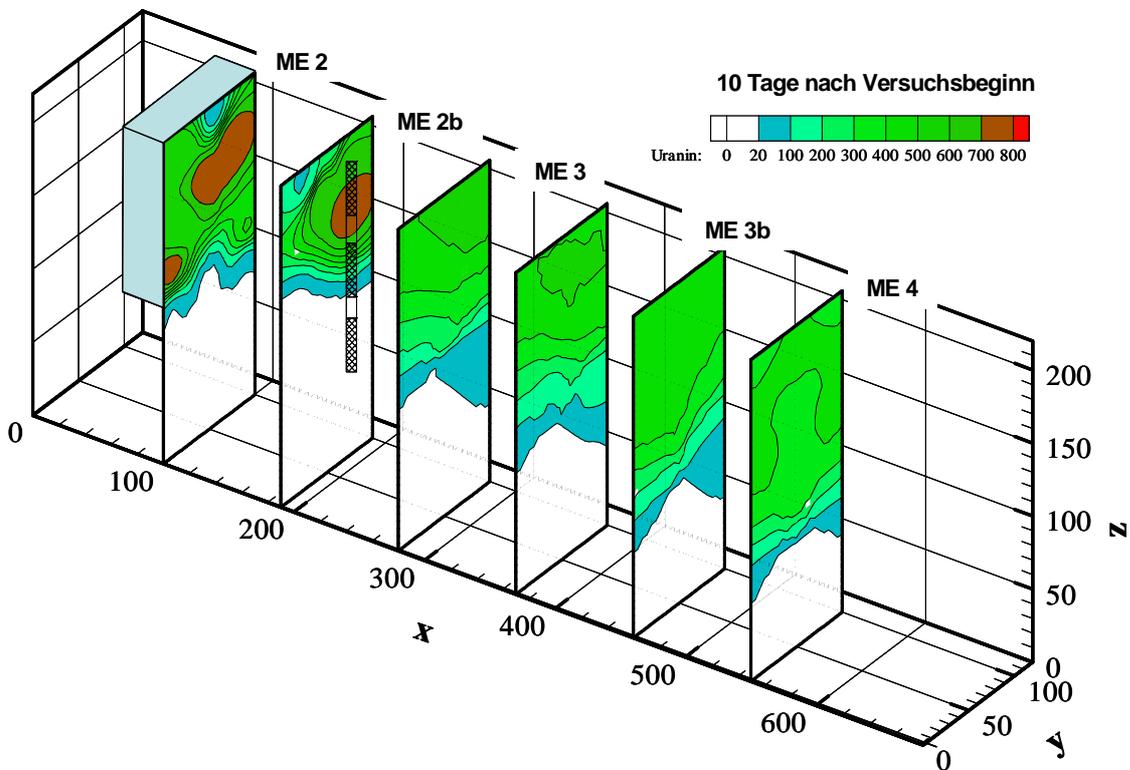


Abb. 5: Tracerverteilung bei Zugabe von Uranin über den Infiltrationskasten

Anhand der gemessenen Durchbruchkurven an den Messebenen ME3 bis ME4 wurden die Parameter für das numerische Modell ermittelt. Die sehr gute Übereinstimmung zwischen numerischem und physikalischem Modell bestätigte den Einsatz des numerischen Modells zur Auslegung der Feldanwendung.

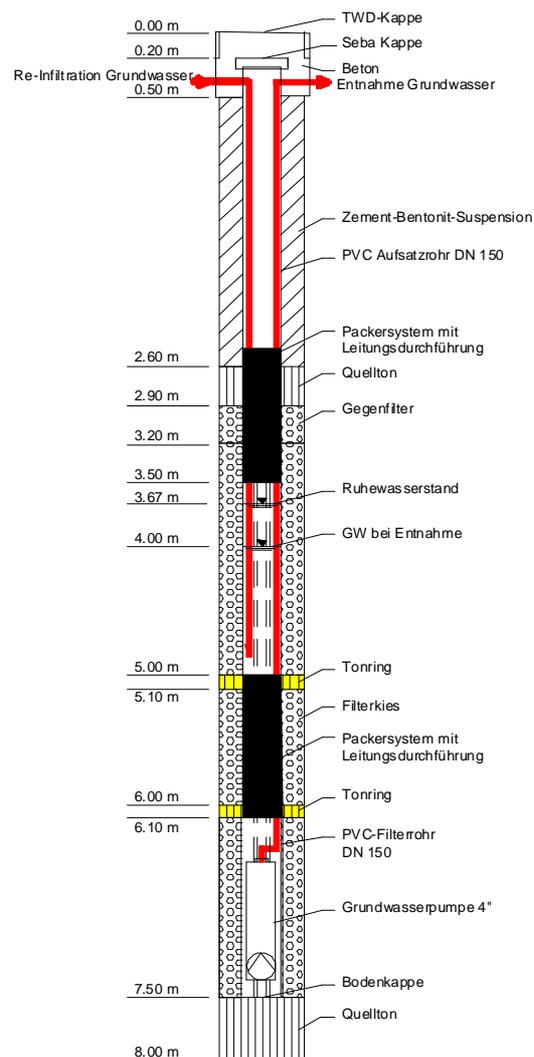
Pilotanwendung zur In-Situ-Behandlung (ENA) von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid

Installation des GZB im Testfeld

In der vorhandenen 6"-Messstelle B86 wurde im Sommer 2006 ein GZB im westlichen Bereich der Schadstofffahne installiert und einschließlich der erforderlichen Verfahrenstechnik in Betrieb genommen. Der Grundwasserzirkulationsbrunnen wurde im Testfeld mit einem unten gelegenen Entnahmefilter und einem mittels Packer (Länge ~ 1 m) abgetrennten oberen Zugabefilter im ca. 4 m mächtigen quartären Aquifer installiert (Abb. 6).

Der Packer wurde im Bereich zwischen 5,0 und 6,1 m u. GOK eingebaut. Durch den Ausbau der Messstelle mit Tonringdichtungen im Filterkies entstehen zwei hydraulisch getrennte Filterstrecken. Im Bereich zwischen 6,1 und 7,5 m wurde eine 4"-Grundwasserpumpe zur Entnahme des Wassers installiert. Die Infiltration erfolgte oberhalb des abgepackten Bereiches zwischen 3,5 und 5 m u. GOK. Oberhalb des verfilterten Brunnenrohrs wurde in B86 ein zusätzlicher Packer im Vollrohr über eine Länge von ca. 1,5 m installiert. Die numerischen Berechnungen sahen einen Volumenstrom von 10 m³/h vor, um eine Erfassungsbreite von ca. 10 m zu erzielen.

Abb. 6 Querschnittsbild des GZB



Dimensionierung und hydraulische Auslegung des GZB

Die Dimensionierung und hydraulische Auslegung des GZB zur Pilotanwendung auf dem Testfeld Süd erfolgte, analog der Vorgehensweise beim Experiment in der VEGAS-Rinne, über den Aufbau eines kleinräumigen numerischen Modells des Testfelds (Software Modflow2000 u. MTD3D: GMS 6.0 ©, Brigham Young University, Utah, USA). Das „numerische Modellgebiet“ umfasste eine Fläche von ca. 8 ha (400 x ca. 200 m) und ist begrenzt im Westen durch den Talrand des Neckartals, im Osten durch den Neckar, im Norden durch die Kontrollebene CP3 und im Süden durch die Kontrollebene CP1 (Abb. 7).

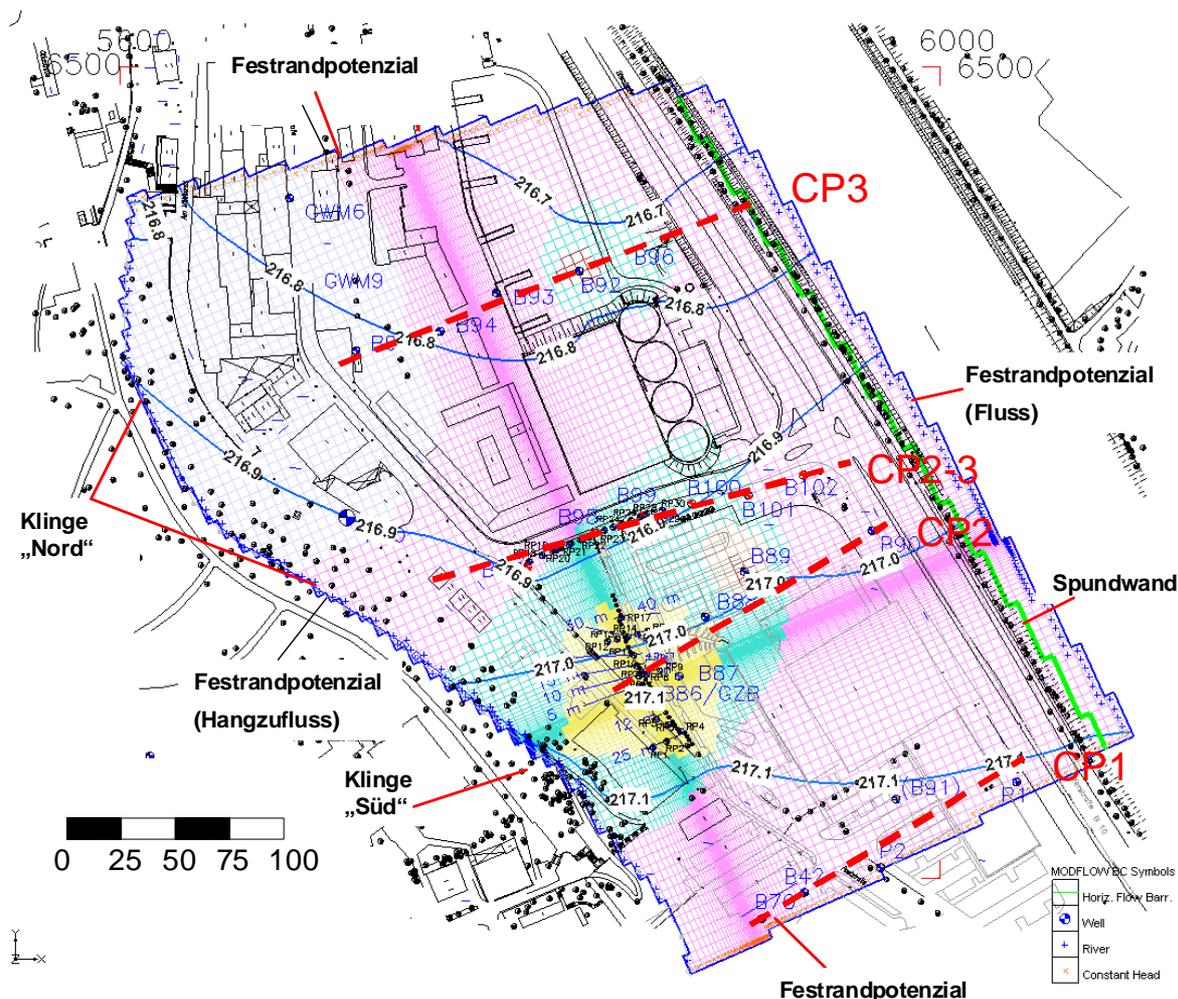


Abb. 7: Aufsicht Numerisches Modell TFS

Der berechnete Einzugsbereich des GZB bei einer Förderrate von $10 \text{ m}^3/\text{h}$ (Entnahme im unteren Filterbereich, Zugabe oben) betrug im kalibrierten Modell ca. 10 m. Entlang der simulierten Grundwasserströmungsrichtung wurde die „Centerline“, der Grundwasserpegel (RP) ausgehend vom GZB zur Bestimmung der Wirksamkeit der ENA-Maßnahme errichtet.

Der tatsächliche Einzugsbereich des GZB und die Grundwasserströmungsrichtung konnten im Rahmen von drei Markierungsversuchen mit Zugabe des konservativen Tracers Uranin im oberstromig des GZB gelegenen Pegel (RP2, 3 und 4) bestimmt werden. Die Tracertests dienten der Diskretisierung der Modellzellen im Einzugsbereich des GZB und entlang der Grundwasserhauptströmungsrichtung ausgehend vom GZB. Das kleinräumige numerische Modell wurde somit angepasst und validiert.

Die Tracertests zeigten, dass selbst mit einer Förderrate des GZB von ca. $4 \text{ m}^3/\text{h}$ eine oberstromige Erfassungsbreite um 18 - 20 m erzielt wird (Abbildung 8). Das Strömungsmodell wurde entsprechend den Durchbruchzeiten über Veränderung der vertikalen Anisotropie des Aquifers (1 \rightarrow 6) und der Porosität (0,25 \rightarrow 0,15) im Bereich von B86 – B87 angepasst.

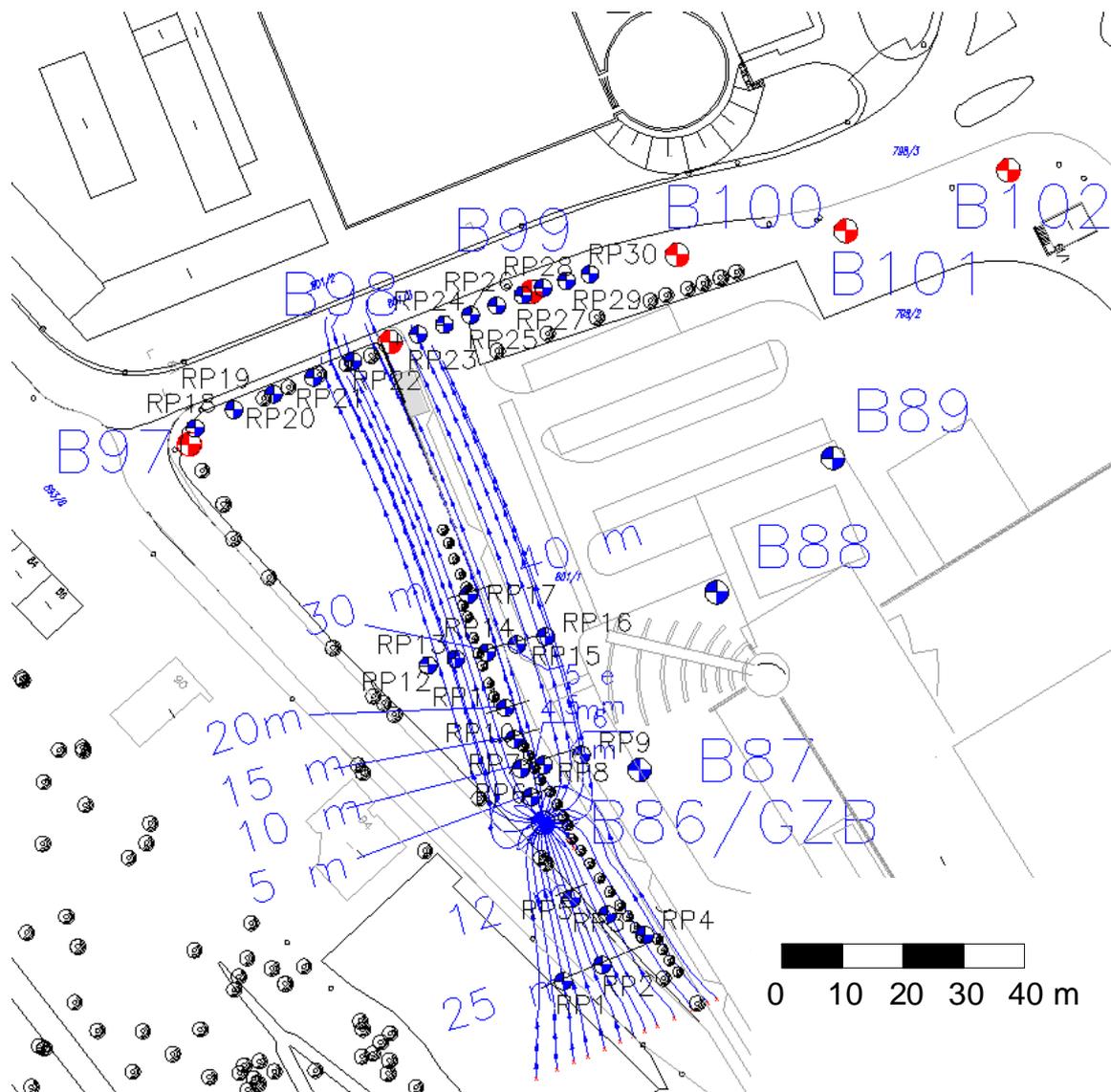


Abb. 8: Numerische Simulation des GZB nach Markierungsversuchen

Das validierte numerische Modell wurde im Verlauf der ENA-Pilotanwendung auf dem Testfeld eingesetzt, um die Auswirkungen von geänderten Betriebsweisen des GZB zu bestimmen. Änderungen der Betriebsweisen waren infolge der Verockerung des Zugabefilterbereichs des GZB und den beobachteten Eisenausfällungen unterstromig des GZB erforderlich geworden.

Pilotanwendung

Die Pilotanwendung gliederte sich in mehrere Versuchsabschnitte. Begonnen wurde mit der Ermittlung der Schadstofffrachten und der räumlichen Konzentrationsverteilung an NSO-HET und PAK, dann folgten die Schritte:

- (1) Adaption der Standortorganismen an aerobe Verhältnisse: Inbetriebnahme des GZB mit Zugabe von (Luft)sauerstoff in die Zirkulationsströmung (3 Wochen)

- (2) Reichweitenbestimmung des GZB über Tracertests, während der Luftzugabe und dem intermittierendem Betrieb ENA: GZB ohne Dosierung von Elektronenakzeptoren (3 Monate)
- (3) Initialisierung und Steigerung des aeroben biologischen Abbaus: GZB mit hoher Förderleistung und Dosierung von Wasserstoffperoxid (6 Wochen)
- (4) Steigerung und Konstanz des aeroben biologischen Abbaus im hydraulisch kontrollierten Reaktionsraum: Betrieb des GZB mit reduzierter Förderleistung und Dosierung von Wasserstoffperoxid mit zusätzlichem Infiltrationsbrunnen im unterstromigen Bereich der Zirkulationswalze (5 Monate Betrieb)
- (5) abschließende Ermittlung der Schadstofffrachten über Immissionspumpversuche (IPV) und räumliche Konzentrationsverteilung.

Die Auswirkungen der Aerobisierung des Aquifers und des Grundwassers wurde durch Probenahme des Grundwassers im zeitlich engen Raster (2 bis 4-Wochen Rhythmus) an den Messstellen im Nahbereich des GZB (RP1 – RP17) und im weiteren Bereich CP1, CP2, CP2-3, sowie an RP1 – RP30 zwei, vier und sechs Monate nach Beginn der Zugabe von Wasserstoffperoxid überwacht. Beispielhaft ist die Veränderung der NSO-HET Konzentration während der Pilotanwendung in Abbildung 9 dargestellt. Für andere Schadstoffe (z.B. PAK) oder Parameter erfolgten analoge Auswertungen.

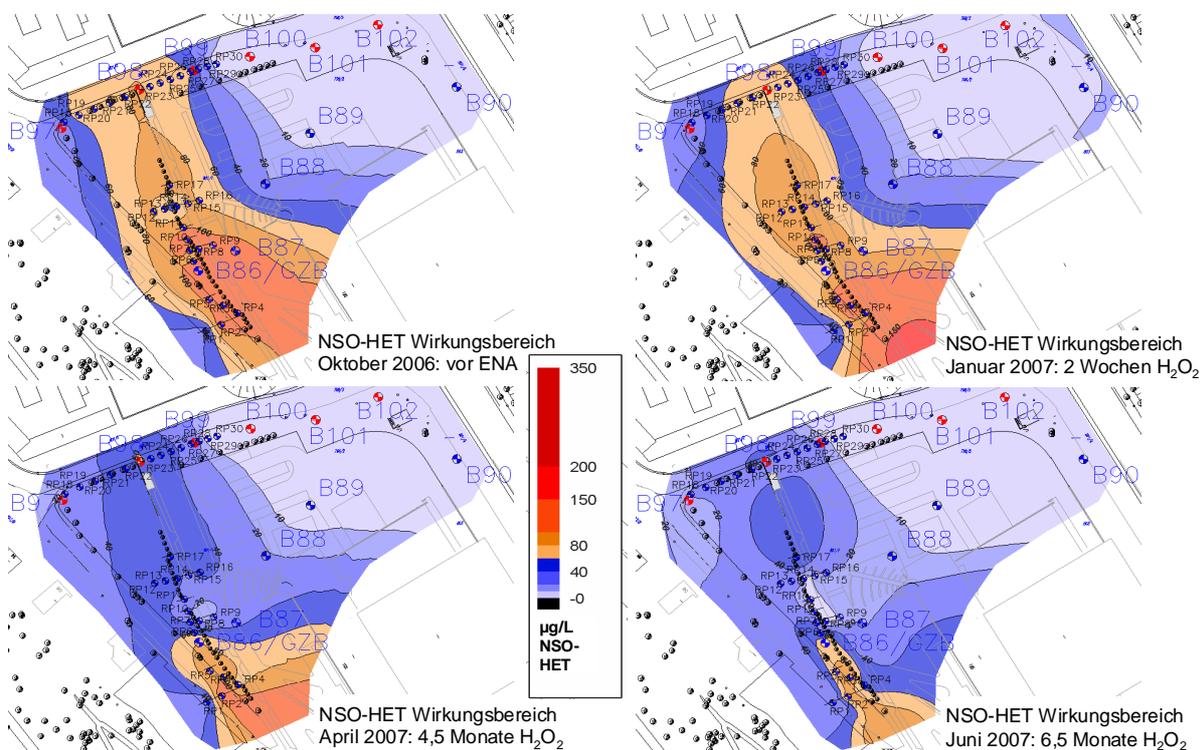


Abb. 9: Entwicklung der NSO-HET Konzentrationen im Wirkungsbereich bei Zugabe H₂O₂

Zur Kontrolle und Verifizierung der ENA-Maßnahme wurde die integrale Erkundung (Frachtbestimmung über IPV) in dem von dem Grundwasserzirkulationsbrunnen erfassten Abstrombereich wiederholt. Durch den Vergleich der Frachtabnahmen zwischen den beiden Teil-Kontrollebenen vor und nach der ENA-Maßnahme ließ sich der Erfolg der ENA

überprüfen. Im Untersuchungszeitraum wurden die Schadstofffrachten um mehr als 50% reduziert. Bei Fortführung der ENA-Maßnahme wäre eine weitere Frachtreduzierung zu erwarten gewesen.

Geplante ENA-Demonstrationsanwendung

Das aufgebaute Grundwassermodell konnte nach Abschluss der Pilotanwendung zur hydraulischen Auslegung einer ENA-Demonstrationsanwendung und der Planung einer „ENA-Komplettsanierung“ eingesetzt werden. Diese wurde zwar konkret geplant und ausgearbeitet, jedoch dann im Zuge der zu diesem Zeitpunkt noch nicht absehbaren völlig anderen Standortentwicklung durch den Eigner nicht mehr umgesetzt.

Fazit

Im Rahmen des KORA Projektverbunds TV2 erfolgte die Auswahl und Erprobung einer wirkungsvollen Zugabetechnik für die Zugabe von Wasserstoffperoxiden zur Unterstützung (ENA) des In-situ-Bioabbaus von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen im Grundwasser. Ausgehend von ersten Auswahlüberlegungen über kleinskalige Laborversuche und großskalige Technikumsversuche bei VEGAS, beide begleitet von numerischen Simulationsrechnungen, erfolgte abschließend eine Pilotanwendung im Feld zur Sanierung eines Grundwasserschadens.

Der am Standort verfolgte ENA-Ansatz konnte über die Kombination der Methoden zur Bestimmung der Schadstofffrachten mittels Immissionspumpversuchen und der Installation von kleinskaligen Rammpegeln zur Überwachung der Wirksamkeit der Maßnahme („Centerline“-Methode), der Steigerung des aeroben biologischen Abbaus von NSO-HET mittels Zugabe von Wasserstoffperoxid und der Methodik zur Auswahl und Umsetzung der effektiven Einmischung von Elektronenakzeptoren (GZB) verwirklicht werden. Das Ziel einer deutlichen und konstanten Reduzierung der Schadstofffrachten konnte im Rahmen der Pilotanwendung am Standort innerhalb von 6 Monaten erreicht werden. Die Schadstoffkonzentrationen im Wirkungsbereich der Pilotanwendung (Fahnenbreite ca. 20 - 30 m) konnten zwischen 55 – 80% reduziert werden.

Problematisch für den Einsatz des GZB bzw. aller Injektionsmethoden von Wasserstoffperoxid (Sauerstoff) ist ein hoher Eisengehalt im Grundwasser. Die einhergehende Verockerung des Filternahbereichs führte zu einem starken Rückgang des infiltrierbaren, mit Wasserstoffperoxid versetzten Grundwassers. Die auf Dauer infiltrierbare Grundwassermenge sank um einen Faktor 5 – 10 ab. Als praktikable Methode zur Steigerung und Aufrechterhaltung der erforderlichen Mindestfördermenge (Erfassungsbereich 12 – 15 m) hat sich die Installation bzw. Nutzung von kleinskaligen Infiltrationsbrunnen im unterstromigen Bereich der Zirkulationswalze des GZB erwiesen.

Der Betrieb des Grundwasserzirkulationsbrunnens war für den untersuchten Bereich des Testfeldes Süd in Folge der unerwartet hohen Eisengehalte im Grundwasser und den hierdurch erforderlichen Wartungsintervallen (2 – 3 mal wöchentlich) personal- und kostenintensiv.

Eine ursprünglich geplanten ENA-Demonstrationsanwendung und ENA-Komplettisanierung des Standorts wurde nach dem Beschluss des Standorteigners die Schadensquelle auszugraben und mittels einer hydraulischen Barriere zu sichern, nicht mehr umgesetzt.

Literaturhinweise

- Eberhardt, C., Grathwohl, P. (2002): Time scales of organic contaminant dissolution from complex source zones: coal tar pools vs. blobs.- J. Contam. Hydr. 59, 45-66
- Finkel, M., Eberhardt, C., Teutsch, G., Grathwohl, P., Liedl, R., (2001): Langzeitentwicklung der Schadstoffkonzentrationen aus Schadensherden, FKZ 02WT9714/0
- Mohrlök et. al. (1999): Maßstabsübergreifende Experimente zur hydraulischen In-Situ-Grundwassersanierung unter Verwendung von vertikalen Zirkulationsströmungen in VEGAS...die ersten vier Jahre.., Stuttgart, Inst. für Wasserbau, 1999, S.106 – 110, ISBN 3-933761-01-8

Danksagung

Das Verbundprojekt wurde im Rahmen des Förderschwerpunktes ‚KORA‘ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert, FKZ: 02WN0361 - 02WN0363.

Strategien und Methoden zum Nachweis des Sanierungserfolges

Thomas G. Reichenauer, Austrian Institute of Technology (AIT)

Einleitung

Die Sanierung von historisch kontaminierten Standorten in Österreich hat seit dem Inkrafttreten des ALSAG vor über 26 Jahren eine deutliche Entwicklung durchgemacht einerseits was die Art der behandelten Altlasten betrifft aber auch was die möglichen Sanierungsmethoden betrifft. In naher Zukunft ist eine vermehrte Anwendung von in-situ Methoden zur Sanierung von Altlasten zu erwarten. In-situ Sanierungen bedingen zur Erreichung des Sanierungserfolges entsprechende Erkundungs- und Monitoringmethoden zum Nachweis der Wirksamkeit und schlussendlich des Sanierungserfolges.

Begonnen hat die Altlastensanierung in Österreich mit der Sanierung großer Deponien bzw. Altablagerungen, wogegen derzeit ehemalige Industriestandorte mit Mineralölkohlenwasserstoffen und chlorierten Kohlenwasserstoffen immer mehr in den Fokus rücken. Viele der Standorte befinden sich in verbautem Gebiet, wodurch eine Räumung oder eine Umschließung extrem aufwändig und somit kostspielig oder gar unmöglich wären. An diesen Standorten erscheint somit die Anwendung von in-situ Sanierungsmaßnahmen sinnvoll, die unter bestehenden Gebäuden und wenn notwendig sogar bei laufendem Betrieb durchgeführt werden können. Die Anwendung von in-situ Sanierungstechnologien bedingt auch eine entsprechende Weiterentwicklung von spezifischen Erkundungs- und Monitoringmethoden, die sowohl auf die zu behandelnde Schadstoffgruppe wie auch auf die angewandte Sanierungstechnologie abgestimmt werden müssen. Diese Methoden liefern im Verlauf von Sanierungsmaßnahmen die Datengrundlage zur Erreichung folgender Ziele.

1. Erarbeitung eines dreidimensionalen Standortmodells¹ (z.B. Schadstoffverteilung/Quellenarchitektur)
2. Festlegung und Überprüfung der Prozessparameter der Sanierung (z.B. Verteilung von eingebrachten Substanzen)
3. Quantifizierung der Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen und Nachweis des Sanierungserfolges

Alle drei Schritte sind notwendig, um einen Sanierungserfolg fundiert nachzuweisen. Nachfolgend wird auf diese drei Punkte genauer eingegangen.

Das dreidimensionale Standortmodell als Basis für den Sanierungserfolg

Im Gegensatz zu Altablagerungen, bei denen sowohl die laterale Ausdehnung sowie die Tiefe des abgelagerten Abfallmaterials entweder bekannt oder zumindest relativ leicht durch Bohrungen und/oder Schürfe bestimmbar sind, können Altstandorte eine sehr komplexe Architektur der Schadstoffquelle aufweisen. Diese Quellenarchitektur ist selbst bei Kenntnis des Eintrittsortes des Schadstoffes in den Untergrund (z.B. Tank) sowie seiner physikalisch-

¹ Bei Einbeziehung der zeitlichen Änderung (z.B. Zunahme/Abnahme einer Schadstofffahne; Schadstoffminderung durch natürlichen mikrobiellen Abbau) könnte man auch von einem vierdimensionalen Standortmodell sprechen.

chemischen Eigenschaften nicht einfach zu bestimmen. Sie wird einerseits durch die bekannten physikalischen Eigenschaften des Schadstoffes wie sein spezifisches Gewicht (leichter oder schwerer als Wasser) oder seine Viskosität und andererseits durch die vorhandenen Untergrundverhältnisse bestimmt. Vor allem die Heterogenität des Untergrundes (z.B. unterschiedliche Lagen von Sand, Schluff und Ton, aber auch kleinräumige Unterschiede in der Lagerungsdichte des Untergrundmaterials) sowie die standortspezifisch vorhandenen hydraulischen Verhältnisse (z.B. Änderung der Grundwasserfließrichtung und des Grundwasserstandes) beeinflussen die Schadstoffverteilung im Untergrund. Darüber hinaus unterliegt die Schadstoffquelle selbst einer Alterung, die etwa durch Diffusionsvorgänge der Schadstoffe in geringer durchlässige Bereiche oder auch durch Adsorption an vorhandene organische Substanz bedingt ist. Die Erarbeitung eines mit möglichst geringen Unsicherheiten behafteten dreidimensionalen Modells der Schadstoffquelle sowie -fahne und des geologischen Untergrundaufbaus, sowie der hydrologischen Verhältnisse (einschließlich deren zeitlicher Veränderung, etwa im Jahresverlauf, oder bei Hochwasser) ist somit die Grundvoraussetzung für die Messung des Fortschritts, bzw. des Erfolges von Sanierungsmaßnahmen. Das dreidimensionale Schadensbild liefert somit die Referenz, an der die durch die gesetzten Maßnahmen erwarteten Effekte etwa die Abnahme von Frachten und Konzentrationen im Abstrom, oder auch von Schadstoffgehalten innerhalb des Schadensbereiches zu messen sind. Es stellt somit die notwendige Basis für einen soliden Nachweis des Sanierungserfolges aber auch für die Abschätzung des Sanierungsfortschrittes dar.

Die Daten, die als Grundlage zur Darstellung des Schadensherdes dienen, stammen idealerweise von einer tiefengestaffelten Probenahme aus Kernbohrungen oder aus Daten einer direct-push Untersuchung. Bei letzterer wird ein Rohr, an dessen Spitze ein Sensor angebracht ist, in den Boden gedrückt. Mit Hilfe geeigneter Sensoren können auf diese Weise relative Änderungen im Schadstoffgehalt (z.B. CKW, PAK) mit zunehmender Tiefe detektiert werden. Durch tiefengestaffelte Probenahmen aus Kernbohrungen erhält man Konzentrationswerte, die eine konkretere Abschätzung der vorhandenen Schadstoffmengen im Schadensherd erlauben. Diese Methoden werden sinnvollerweise nicht nur zur Erkundung vor der Sanierung, sondern auch zur Untersuchung der Schadstoffminderung am Ende der Sanierung eingesetzt. Das Problem das dabei auftritt ist, dass die Schadstoffverteilung im Untergrund häufig sehr heterogen ist, was dazu führt, dass eine Interpolation von Schadstoffgehalten zwischen zwei Bohrpunkten mit sehr großen Unsicherheiten behaftet sein kann. Entsprechend erscheint es notwendig und sinnvoll, die im Rahmen der Erkundung getroffenen Annahmen über die Schadstoffverteilung auf der Basis von Daten, die während der Sanierung gewonnen werden, laufend zu überprüfen und gegebenenfalls das Modell des räumlichen Schadensbildes anzupassen.

Zur Verbesserung des räumlichen Schadensbildes sowie zur Ergänzung von Informationen über vorhandene Schadstoffpools sind auch Methoden sinnvoll, die geeignet sind, die Schadstoffmenge sowie auch die Schadstoffverteilung über einen größeren Bereich integrativ zu erfassen (als Ergänzung zur punktförmigen Information durch Bohrungen). Dazu gehören etwa Immissionspumpversuche, die Information über das Vorhandensein und die Lage einer Schadstofffahne in einem bestimmten Bereich des Grundwasserleiters liefern. Aber auch Tracer-Versuche, wie z.B. Partitioning Tracer Tests, bei denen zeitgleich mehrere Tracer mit

unterschiedlicher Affinität zum Schadstoff eingesetzt werden und die Aussagen über den Anteil von residualer Phase im Schadstoffherd liefern.

Festlegung und Überprüfung von Prozessparametern

Im Rahmen von in-situ Sanierungen können Stoffe, Energie, sowie Mikroorganismen in den Untergrund eingebracht werden. Das Ziel dieser Einbringung ist es, entweder die Schadstoffe abzubauen (chemisch, biologisch), sie zu mobilisieren (z.B. durch Verdampfung), um sie dann zu entfernen oder sie zu immobilisieren (chemisch, oder mechanisch).

Um die Machbarkeit einer vorgeschlagenen in-situ Sanierungsmethode, aber auch die konkreten Prozessparameter festlegen zu können, sind zunächst Laborversuche notwendig. Etwa um im Falle eines biologischen Abbaus die Menge der notwendigen Nährstoffe zu bestimmen aber auch das Vorhandensein schwer abbaubarer Fraktionen festzustellen. Oder um im Falle einer In Situ Chemischen Oxidation (ISCO) den Anteil des Oxidationsmittels, der unspezifisch mit dem Boden und somit nicht mit dem Schadstoff reagiert (NOD = Natural Oxidant Demand) zu bestimmen – um nur zwei Beispiele zu nennen. Weitere Beispiele sind die Durchführung von Säulenversuchen und Lysimeterexperimenten. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass im Labor weitgehend ideale Bedingungen etwa für einen mikrobiellen oder einen chemischen Abbau hergestellt werden können. Dabei wird einerseits die räumliche Heterogenität, die am Standort üblicherweise vorhanden ist, durch Homogenisierung der Probe ausgeschaltet und außerdem eine optimale Vermischung (im Falle von zugegebenen Reaktionspartnern) gewährleistet (etwa durch Schütteln, oder Rühren).

Der Schlüssel zu einer erfolgreichen Anwendung von in-situ Maßnahmen an einem Standort ist, dass die eingebrachten Substanzen auch bis zu den vorhandenen Schadstoffen gelangen, sodass sie mit diesen interagieren (z.B. chemisch reagieren) können. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, sowohl die räumliche Verteilung der eingebrachten Substanzen (aber auch Wärmeenergie im Falle von thermischer Sanierung) wie auch deren Senken im Untergrund basierend auf Daten aus geeigneten Monitoringmessungen zu quantifizieren. Nur auf diese Weise ist eine Überprüfung der tatsächlichen Wirksamkeit der gesetzten Maßnahme möglich. Das Monitoring ermöglicht auch eine entsprechende Prozesskontrolle, die für ein Nachjustieren der gesetzten Sanierungsmaßnahmen notwendig ist. Je genauer das dreidimensionale Standortmodell die realen Gegebenheiten widerspiegelt, desto geringer ist auch der Bedarf einer Nachjustierung.

Die Messungen im Zuge des Monitorings bei in-situ Maßnahmen dienen dem Ziel

1. die Verteilung der eingebrachten Stoffe (bzw. Energie) und
2. die Wirksamkeit der eingebrachten Stoffe (bzw. Energie)

zu belegen bzw. zu quantifizieren.

Im Falle einer thermischen Sanierung gelingt der Nachweis der Wirksamkeit vergleichsweise einfach. An allen Messpunkten (bzw. mit hoher Wahrscheinlichkeit auch zwischen den Messpunkten), an denen die Zieltemperatur erreicht oder überschritten ist, kommt es zu einer Verdampfung der Schadstoffe. Wenn diese Temperatur ausreichend lange erhalten bleibt, kann man von einer quantitativen Entfernung der im erwärmten Bereich vorhandenen Schadstoffe ausgehen, was durch eine Abnahme der Schadstoffgehalte in der abgepumpten Bodenluft angezeigt wird. Eine Verfehlung des Sanierungszieles kann hier nur gegeben sein,

wenn etwa auf Grund eines zu geringen Aufwandes bei der Erkundung der Schadensherde nicht genau genug eingegrenzt wurde und somit Schadstoffherde außerhalb des thermisch sanierten Bereiches liegen.

Auch bei Einbringung von wasserlöslichen Stoffen ins Grundwasser z.B. im Rahmen einer ISCO ist die Messung der Verteilung der eingebrachten Stoffe relativ leicht über vorhandene Grundwassermessstellen möglich. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist im Idealfall über die Abnahme der Schadstoffkonzentration in der Fahne bzw. über eine (erhöhte) Konzentration an Abbauprodukten messbar. Wobei eine Abnahme der Schadstoffkonzentration auch auf andere Effekte, wie Adsorption oder Verdünnung zurückzuführen sein kann. Daher ist der Einsatz ergänzender Untersuchungsmethoden, wie etwa die Komponentenspezifische Isotopenanalyse (Compound Specific Isotope Analysis = CSIA) sinnvoll. Bei der CSIA wird die Änderung im Isotopenmuster der Schadstoffe gemessen, um einen chemischen oder biologischen Abbau nachzuweisen und von einer unspezifischen Konzentrationsabnahme durch Adsorption oder Verdünnung zu unterscheiden. Eine nachgewiesene Abnahme der Schadstoffkonzentration während der Einbringung eines Oxidationsmittels bedeutet allerdings nicht automatisch auch einen nachhaltigen (im Sinne von andauernden) Sanierungserfolg, da Oxidationsmittel kurzfristig nur Schadstoffpools in gut durchlässigen Bereichen (dort also wo nach dem Abbau wieder rasch Schadstoffe nachgelöst werden) erreichen. Schadstoffe, die bereits in gering-durchlässige Bereiche hineindiffundiert sind, werden dagegen zumindest kurzfristig nicht erreicht und können somit zum bekannten Rebound-Effekt (= Wiederanstieg der Schadstoffkonzentration in der Fahne) nach Beendigung der Einbringung des Oxidationsmittels führen. An diesem Beispiel wird auch die Bedeutung der möglichst genauen Erkundung der Schadstoffverteilung, bzw. der Alterung des Schadensherdes erkennbar, da dadurch auch die Wahrscheinlichkeit eines Rebound-Effektes besser abgeschätzt werden kann.

Noch komplexer wird das Monitoring der Einbringung von Substanzen in der ungesättigten Bodenzone, da hier zu den beiden Phasen Feststoff und Wasser noch die Gasphase hinzukommt. Das Vorhandensein von gasgefüllten und wassergefüllten Poren beeinflusst sehr stark die Verteilung von eingebrachten Stoffen wie etwa im Falle eines Bioventing (Stimulation des mikrobiellen Schadstoffabbaus durch Zufuhr von Sauerstoff) die Einbringung von Luft und von Nährstoffen. Bei einem Bioventing kann die Messung einer abnehmenden Sauerstoffkonzentration im Boden nicht ohne weiteres und keines Falls vollständig einem mikrobiellen Schadstoffabbau zugeschrieben werden. Zur Quantifizierung von möglichen Verlusten und von schadstoffunabhängigen Senken müssen ergänzende Untersuchungen durchgeführt werden. Diese ergänzenden Untersuchungen dienen dazu mögliche Verluste von Sauerstoff – etwa durch Diffusion oder durch Konvektion – aber auch unspezifische Zehrung (Bodenatmung ohne Schadstoffabbau) festzustellen und möglichst gut zu quantifizieren. Dazu zählen einerseits Laboruntersuchungen zur Sauerstoffzehrung oder zum Schadstoffabbau, aber auch Feldtest wie etwa die Durchführung von in-situ Respirationstests. Hierbei kann der Einsatz von inerten Tracern (z.B. Helium) sinnvoll sein, um einerseits mögliche Kurzschlüsse bei der Lufteinbringung (aber auch bei der Messung) zu entdecken, aber auch mögliche Verluste von Sauerstoff über Diffusion bzw. andere Senken abschätzen zu können.

Ein weiteres Beispiel ist die Messung von $\delta^{13}\text{C}$ -DIC (Dissolved Inorganic Carbon) im Sickerwasser von Altdeponien und Deponien, um den Oxidationszustand im Rahmen

einer in-situ Aerobisierung festzustellen. Die Messung eines Signals im Sickerwasser hat wiederum die schon oben erwähnten Vorteile eines integralen Wertes, der aus dem gesamten Abfallkörper „gespeist“ wird gegenüber punktuellen Messungen im Abfallkörper, die mit entsprechenden Unsicherheiten auf den gesamten Körper extrapoliert werden müssen. Wie diese Beispiele zeigen verlaufen die Grenzen zwischen Methoden, die zur Prozesskontrolle verwendet werden und solchen zur Quantifizierung der Wirksamkeit, fließend.

Quantifizierung der Wirksamkeit von Maßnahmen und des Sanierungserfolges

Schließlich wird der Erfolg einer Sanierung an der Menge der entfernten Schadstoffe gemessen. Dies kann sowohl direkt im Schadensherd wie auch in der Fahne geschehen, je nachdem welche Sanierungsziele und –zielwerte festgelegt wurden. Wie oben erwähnt dient dabei das dreidimensionale Standortmodell mit der Quellenarchitektur bzw. das während der Sanierungsmaßnahmen möglicherweise angepasste und erweiterte Standortmodell als Referenz. Im Rahmen von Maßnahmen zur „Fahnensanierung“ im Grundwasser ist der Nachweis der Wirksamkeit meist zu erbringen indem Schadstoffmessungen vor und nach der Maßnahme verglichen werden, die geeignet sind die räumliche Ausdehnung der Fahne zu charakterisieren. Im Falle einer Herdsanierung ist zu beachten, dass nicht unbedingt ein linearer Zusammenhang zwischen der Verringerung der Schadstoffmasse im Schadensherd und der Verringerung der Schadstofffracht in der Fahne besteht. Der größte Effekt auf eine Frachtabnahme in der Fahne ist zu erwarten, wenn noch ein hoher Anteil an residualer Phase in der Quelle vorhanden ist, der sich zu einem großen Teil in hoch-permeablen Zonen befindet, die auch durch in-situ Maßnahmen (z.B. Einbringung von Oxidationsmittel) verhältnismäßig leicht erreichbar sind. Bei einem alten Schaden befindet sich ein großer Anteil der Schadstoffe dagegen häufig in Bereichen mit geringer Permeabilität, die etwa von Oxidationsmitteln, die passiv eingebracht werden, nur in einem geringen Ausmaß erreicht werden. Nach Entfernung der Schadstoffe aus den hoch-permeablen Bereichen können somit Schadstoffe aus den gering-permeablen Bereichen nachdiffundieren. Es kommt zum bekannten „Rebound-Effekt“ und zu einer im Verhältnis zur entfernten Schadstoffmasse geringeren Abnahme der Schadstofffracht in der Fahne. Eine mögliche Lösung dieses Problems stellt eine aktive Einmischung des Reaktionspartners dar, wie sie etwa im Rahmen des Projektes Halocrete mit nullwertigem Eisen als Reduktionmittel gezeigt wurde.

In Bezug auf die Abschätzung der Frachtänderung im Abstrom kommt der Vorgangsweise und Methodik der Frachtabschätzung im Abstrom besondere Bedeutung zu. Hier führt ein möglichst genaues Modell der Fahnearchitektur – die natürlich von der Quellenarchitektur abhängt – wiederum zu einer genaueren Abschätzung der tatsächlichen Fracht im Abstrom der Quelle. In einem homogenen Modellaquifer im Technikumsmaßstab lässt sich zeigen, dass die Hochrechnung der Fracht aus mehreren Einzelmessungen von der tatsächlich gemessenen Fracht im Abfluss abweicht.

Ein fundierter Nachweis des Sanierungserfolges beginnt somit im Idealfall bereits bei der möglichst genauen Erkundung des Schadensherdes und der hydrogeologischen Standortverhältnisse und wird durch ein gezieltes Monitoring der Wirksamkeit der Maßnahmen durch Messung geeigneter Parameter ergänzt. Erkundungs- und Monitoringmethoden die verlässliche Informationen über die während einer in-situ

Sanierungsmaßnahme im Untergrund ablaufenden Prozesse liefern werden daher an Bedeutung gewinnen, wenn es zur vermehrten Anwendung solcher Methoden kommt.

7. ÖVA Technologieworkshop, 5.11.2015	
TEILNEHMER	ORGANISATION
Andrä Monika	Wiener Gewässer Management GmbH
Brandlmayr Markus	Amt der Oö. Landesregierung
Brandstätter-Scherr Kerstin	BOKU - Department for Agrobiotechnology (IFA-Tulln)
Buhl Jürgen	Cornelsen Umwelttechnologie GmbH
Faigle Benjamin	Züblin Umwelttechnik GmbH
Fritsch Alfred	INTERGEO Umwelttechnik und Abfallwirtschaft GmbH
Hammer Stephan	PORR Umwelttechnik GmbH
Haunschmied Herbert	Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H.
Hofmann Georg	Amt der OÖ Landesregierung
Hofmann Thilo	Universität Wien
Hostnik Rudolf	GUT GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH
Karg Frank	HPC Envirotec
Kasamas Harald	BMLFUW
Kraiger Hartwig	GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
Kreitner Gerhard	blp GeoServices gmbh
Längert-Mühlegger Helmut	Umweltbundesamt
Lantschbauer Wolfgang	Amt der Oö. Landesregierung
Leymüller Martin	blp GeoServices gmbh
Meier Heinz	Z-DESIGN
Micić Batka Vesna	Universität Wien
Patek Regine	Kommunalkredit Public Consulting GmbH
Pauliny Wolfgang	Ökotechna Entsorgungs- und Umwelttechnik GesmbH
Peter Martin	Collini Dienstleistungs GmbH
Ramsauer Herbert	HABAU Hoch- und Tiefbaugesellschaft m.b.H.
Reischl Reinhard	HABAU Hoch- und Tiefbaugesellschaft m.b.H.
Sager Daniela	Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG
Samek Michael	BMLFUW
Schmid Michael	MAPAG Materialprüfung GmbH
Schöftner Philipp	Austrian Institute of Technology

Smutny Rafael	HPC Austria GmbH
Spitzhütl Gunter	Held & Francke Baugesellschaft m.b.H.
Vychytil Wolfgang	Amt der NÖ Landesregierung
Weindl Jörg	BFM Umwelt GmbH Beratung - Forschung - Management
Wimmer Bernhard	Austrian Institute of Technology
Winkler Elisabeth	Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Andrä Monika	Wiener Gewässer Management GmbH
VORTRAGENDE, VERANSTALTUNGS- ORGANISATION	ORGANISATION
Dörrie Timo	Umweltbundesamt
Essl Laura	ÖVA
Freitag Peter	Keller Grundbau Ges.mbH
Hüttmann Stephan	Sensatec GmbH
Koschitzky Hans-Peter	VEGAS, Universität Stuttgart
Müller-Grabherr Dietmar	Umweltbundesamt
Nahold Manfred	GUT GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH
Prantl Roman	blp GeoServices GmbH
Rehner Gert	IEG Technologie GmbH
Reichenauer Thomas	Austrian Institute of Technology
Trötschler Oliver	VEGAS, Universität Stuttgart
Winkler Sascha	Sensatec GmbH