Enhanced Natural Attenuation zum In-situ-Bioabbau von Heterocyclischen Kohlenwasserstoffen im Grundwasser

Um einen Überblick zu bekommen, welche Injektionstechniken sich bereits auf dem Markt etabliert haben, wurden eine Internet- sowie eine Literaturrecherche durchgeführt.
Als mögliche Injektionstechniken unter Berücksichtigung des Feldstandortes und der gewählten Flüssigzugabe der Nährstoffe kamen in Betracht:
1. Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB): Mit Hilfe einer in einem Vertikalbrunnen eingebauten Pumpe wird über zwei, mittels Packern gegeneinander abgedichtete Filterstrecken eine Grundwasserzirkulation in Form einer Strömungswalze erzeugt. Über diese Strömungswalze kann eine effiziente Zugabe von Nährstoffen (Elektronenakzeptoren) erfolgen.
2. Multilevelbrunnen (MLB): Über mehrfach verfilterte Vertikal- oder Horizontalbrunnen werden flüssige Elektronenakzeptoren gezielt in die Grundwasserströmung eingebracht und somit der Bioabbau beschleunigt.

Kleinmaßstäbliche Versuche verschiedener Injektionstechniken:

Beide Systeme wurden in kleinmaßstäblichen Küvettenexperimenten mit den Maßen (L x H x T) 1,4 x 0,6 x 0,08 m getestet und verglichen.
Durch eine numerische Modellierung des Betriebs eines GZB mit Zugabe einer Tracerlösung über den unteren Filterbereich und Entnahme im oberen Filter (Abb. 1, rechts) konnte eine vollständige Durchmischung des abstromigen Aquifers bei einem Verhältnis von 1:1 zwischen der Förderrate am GZB (Zugabe GZB = Entnahme GZB) und dem Gesamtvolumenstrom der Grundströmung berechnet werden. Ein Vergleich der numerisch modellierten mit den experimentellen Ergebnissen verdeutlicht die sehr gute Übereinstimmung zwischen numerischer Modellierung und experimentellen Ergebnissen (Abb. 1, links). Mit dem gewählten Ansatz der Pumpraten im Vergleich zur Grundströmung konnte die Tracerlösung homogen über den gesamten abstromigen Grundwasserleiter injiziert werden.

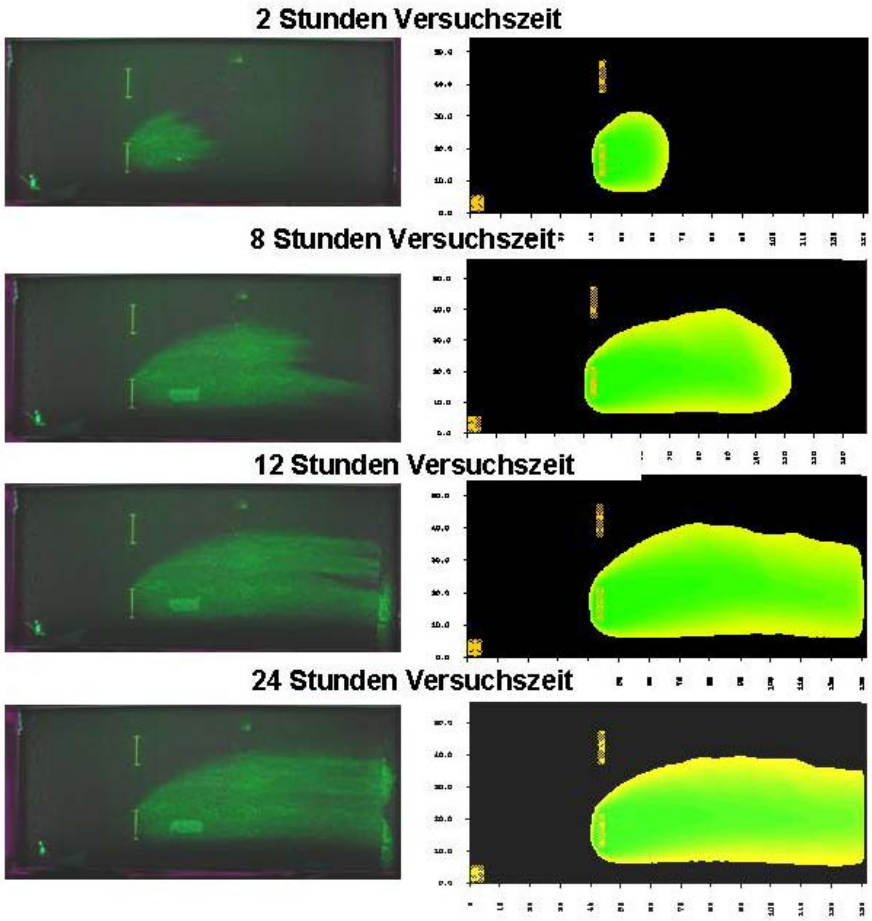

Abb. 1: Vergleich der experimentellen (linke Spalte) mit den numerischen Ergebnissen (rechte Spalte) zum Durchmischungsverhalten des GZB

Das alternativ untersuchte System der Injektion von Nährlösungen über einen Multilevelbrunnen (MLB) besitzt den Vorteil einer vergleichsweise geringen Förderrate, jedoch erfolgt die Einmischung der Nährstoffe lediglich über die anstehenden Querdispersivitäten und erfordert zur homogenen Einmischung geringe Brunnenabstände und daher eine große Anzahl von Multilevelbrunnen. Dadurch würde auch eine derartige Maßnahme kostenintensiv.

Der direkte Vergleich zwischen Experiment und numerischer Modellierung im Falle eines Verhältnisses der Grundströmung zur Injektionsrate von 2:1 (Abb. 2) zeigt eine sich in Auslaufrichtung spreizenden Stoffwolke. Die transversale Durchmischung wird durch die schichtenweise Lagerung und die geringe Querdispersion des Bodenmaterials in der Küvette behindert. Dies konnte durch die Tracerexperimente verdeutlich werden, die eine Ausbreitung des Tracers in bevorzugt horizontaler Richtung entsprechend der anstehenden horizontalen Lagerung mit Ausprägung von bevorzugten Fließwegen nachwiesen.

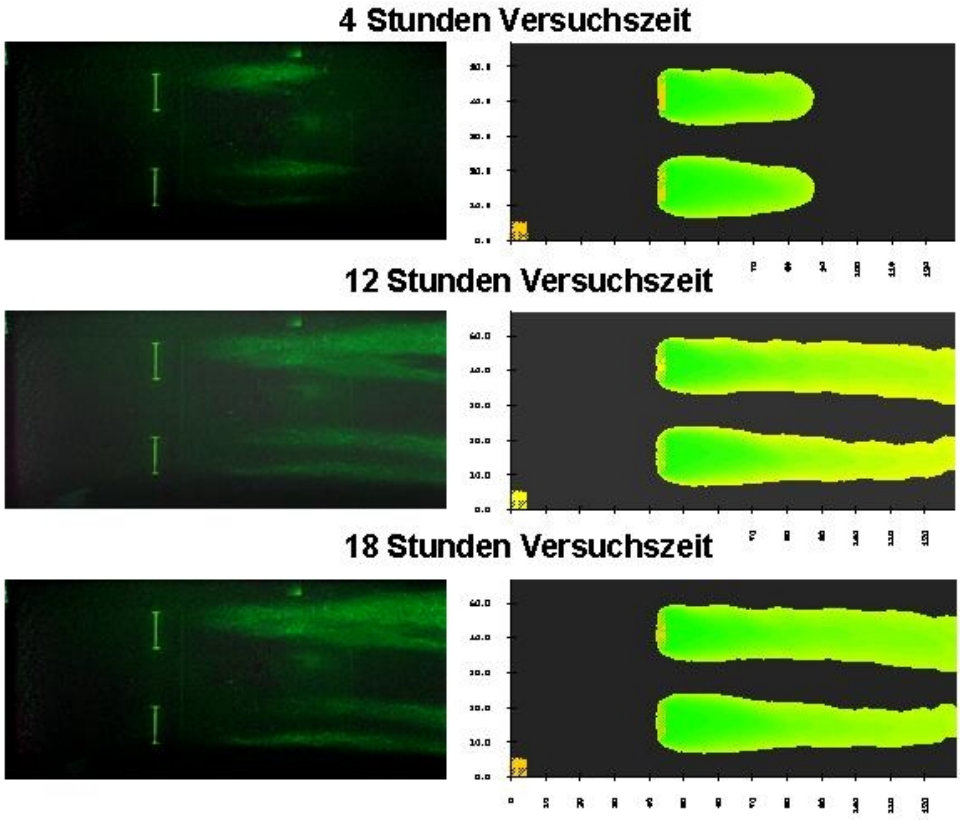

Abb. 2: Vergleich der experimentellen (linke Spalte) mit den numerischen Ergebnissen (rechte Spalte) zum Durchmischungsverhalten des MLB

Der GZB hingegen fördert die transversale Durchmischung über die erzeugten Querströmungen im Brunnenbereich (Abb. 3, links). Nachteilig für die Injektion und Einmischung einer Nährlösung mittels MLB wirkt sich die Ablenkung der Grundwasserströmung im Einflussbereich der Injektionsbrunnen aus (Abb. 3, rechts). Dies behindert im Vergleich zum GZB eine rasche Durchmischung, der Injektionsbereich wird umströmt. Bei ungünstiger hydraulischer Auslegung (Brunnengalerie mit hoher Zugabemenge) kann die Abbauzone umströmt werden.

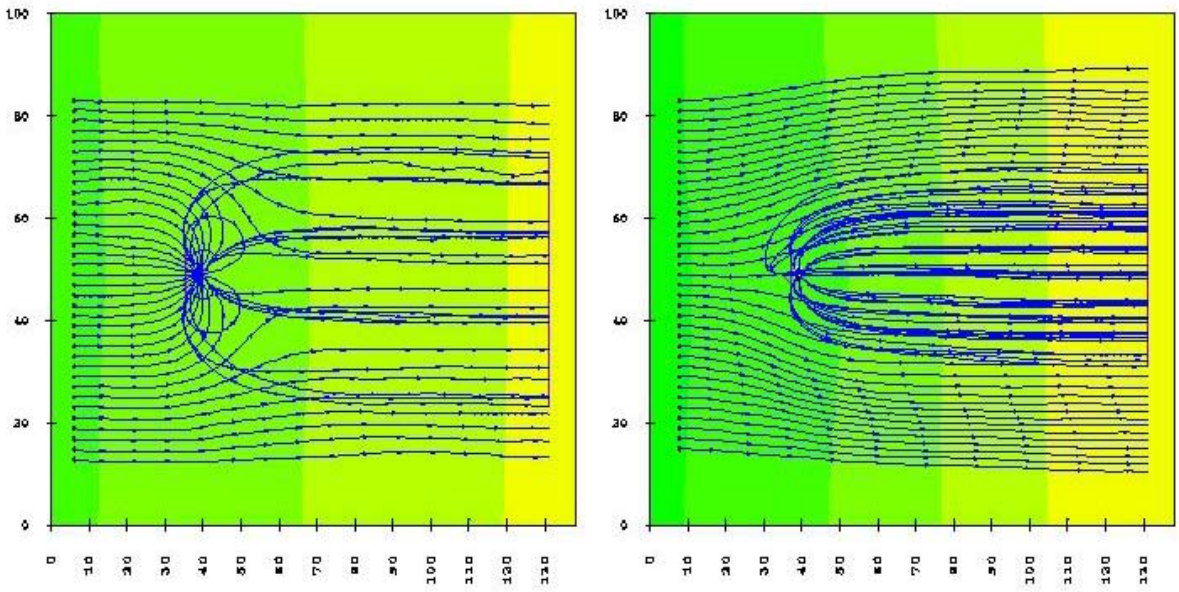

Abb. 3: Vergleich der Strömungsverhältnisse bei Einsatz des GZB (links) und eines Vertikalbrunnens (rechts) bei gleicher Förderrate

Infolge der sehr guten Übereinstimmung zwischen Experiment und numerischer Strömungsmodellierung kann die hydraulische Auslegung der Injektionstechnik mit Hilfe einer numerischen Simulation unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Bedingungen am Standort erfolgen.

Experiment im Modellaquifer "Grosse Rinne" in VEGAS:

Zur Klärung der Betriebsstabilität und hydraulischen Wirksamkeit des GZB, sowie dem Nachweis der Wirksamkeit der Zugabe von Wasserstoffperoxid als Sauerstoffträger für den biologischen Abbau von heterozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (NSO-HET) wurde die Methode auf technischer Skala im Rahmen eines ENA-Experimentes in der "Grossen Rinne" von VEGAS über mehr als 2 Jahre getestet.

Über einen oberstromig des GZB gelegenen Infiltrationskasten wurde eine künstlich generierte Schadstoffmischung entsprechend den am Standort "Testfeld-Süd" anzutreffenden heterozyklischen Verbindungen gezielt infiltriert.

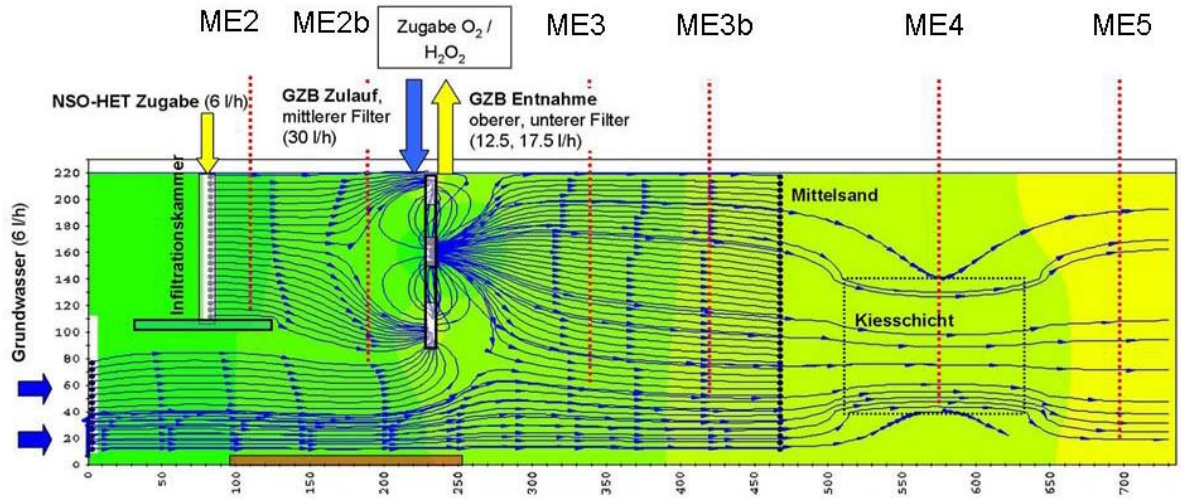

Abb. 4: Schematischer Aufbau der Grossen Rinne mit Visualisierung der berechneten Stromlinien

Nach einer mehrmonatigen Inbetriebnahmephase zur Einstellung anaerober Verhältnisse im Modellaquifer wurde Anfang 2004 der GZB über einen Rammbrunnen in der Grossen Rinne installiert. Über den oberen und unteren Filterbereich wird das Grundwasser entnommen, mittels einer Pumpe über Tage gefördert, mit Luft, bzw. Wasserstoffperoxid angereichert und im mittleren Filterbereich des GZB wieder infiltriert. Durch diese Betriebsweise wurden zwei übereinanderliegende Strömungswalzen quer zur Grundströmung erzeugt. Das Förderstromverhältnis zwischen Grundströmung und Umwälzrate des GZB lag bei 2,5 und gewährleistete die vollständige Erfassung der NSO-HET-Quelle. Die sich ausprägende Grundwasserzirkulationswalze erfasste ca. 80% der gesamten Aquifermächtigkeit.

Im Zeitraum zwischen April und Juni 2004 wurden Tracertests durchgeführt, um die hydraulischen Bedingungen in der Grossen Rinne, sowie die Wirksamkeit der Einmischung der Elektronenakzeptoren durch den GZB zu ermitteln. Die gewonnenen Daten zum Durchbruchsverhalten wurden zur Parametrisierung des numerischen Modells verwendet. 10 Tage nach Start des ersten Tracertests mit Uraninzugabe über den Infiltrationskasten ergab eine Stichtagsmessung an allen Probenahmestellen für die Messebenen ME2 und ME2b, oberstromig vom GZB, eine inhomogene Tracerverteilung und eine vergleichsweise homogene Verteilung unterstromig des GZB (ME3, 3b und 4, Abb. 5). Die hydraulische Wirksamkeit des GZB zur homogenen Vermischung des Grundwassers, bzw. der zu erwartenden homogenen Einmischung einer Elektronenakzeptorlösung über den GZB konnte somit nachgewiesen werden.

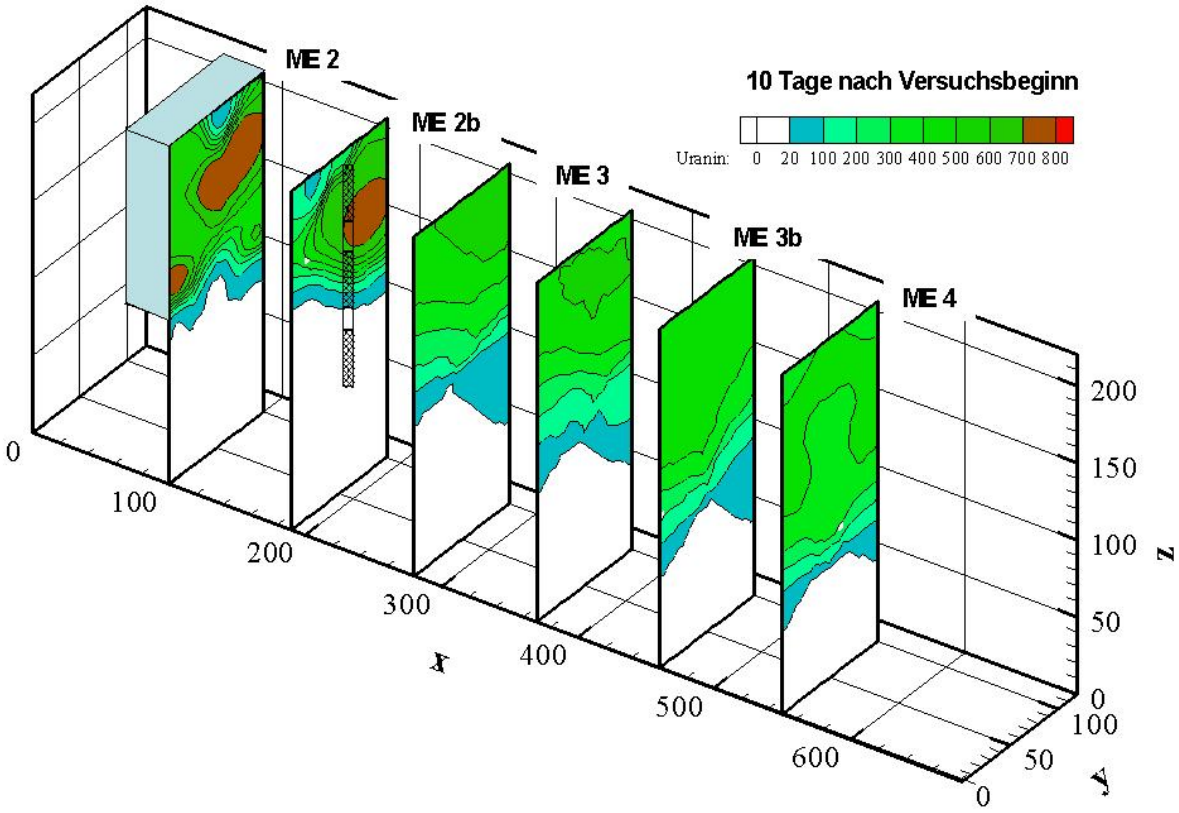

Abb. 5: Verteilung des Uranintracers in der Grossen Rinne 10 Tage nach Versuchsbeginn

Zur genaueren Kalibrierung des numerischen Modells wurde ein zweiter Tracertest mit Zugabe des Uranins über den GZB, einer verdoppelten Anzahl an Messstellen zur kontinuierlichen Probenahme und einem modelltechnischen Ansatz durchgeführt, bei dem eine schichtweise Lagerung des Sandes mit Variation der hydraulischen Durchlässigkeit angesetzt wurde. Der direkte Vergleich zwischen experimentellem und numerischem Ergebnis bestätigt die erfolgreiche Kalibrierung des numerischen Modells (Abb. 6), die zu einer gesicherten Auslegung des GZB-Betriebs und zur Bilanzierung der Frachten an Heterozyklen an den einzelnen Messebenen eingesetzt wird.

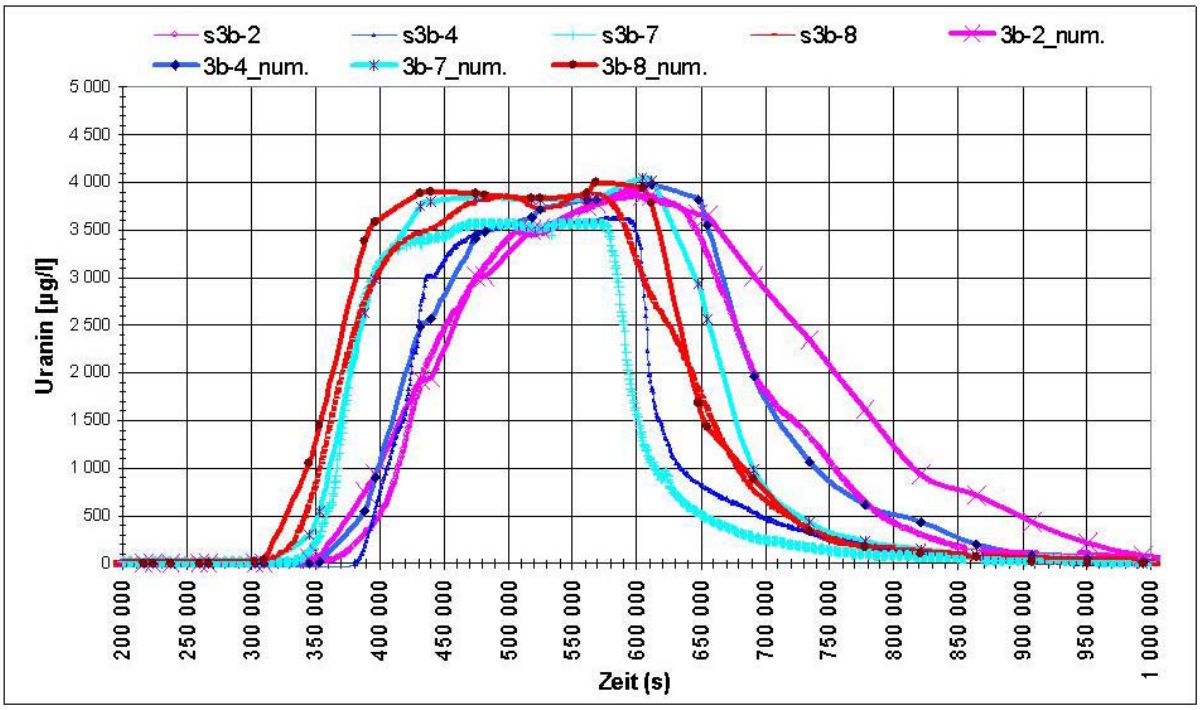

Abb. 6: Tracerdurchbruch an vier Messstellen der Ebene ME3b (s3b-2, s3b-4, s3b-7, s3b-8) im Vergleich zu den numerisch berechneten Werten (s3b-2_num, s3b-4_num, s3b-7_num, s3b-8_num)

Zur Untersuchung des mikrobiellen Schadstoffabbaus wurde in unterschiedlichen Versuchsphasen Luft(sauerstoff), bzw. Wasserstoffperoxid mit unterschiedlichen Konzentrationen (50 mg/L, 25 mg/L,) oder keine Elektronenakzeptoren im intermittierenden Betrieb, bzw. Sulfat als Elektronenakzeptor zur Simulation der Standortbedingungen über den GZB in die angelegte Grundströmung eingemischt.

Entsprechend dem gewählten Elektronenakzeptor entwickelte sich der Sauerstoffgehalt (Abb. 7). Bei Einsatz von Wasserstoffperoxid konnte ein annähernd stöchiometrischer Umsatz zu Sauerstoff und Wasser (50 mg/L H_2O_2 -> 20 mg/L O_2) unterstromig der Strömungswalze (ME3, Abb. 7) bestimmt werden. Bei Zugabe von Luft lagen die Sauerstoffkonzentrationen bei ca. 5 mg/L.

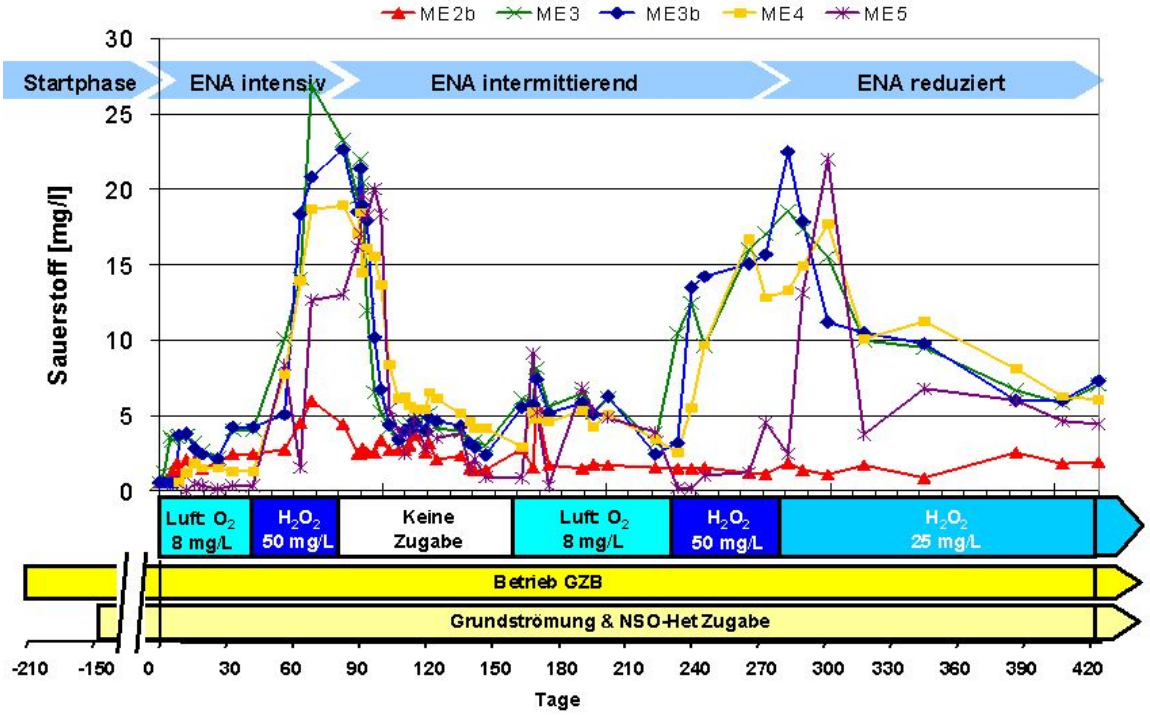

Abb. 7: Zeitlicher Verlauf der Sauerstoffverteilung

Entsprechend den Sauerstoffgehalten im Grundwasser erfolgte der biologische Abbau der NSO-HET primär im Bereich der Strömungswalze des GZB (Abb. 8). Bei Zugabe von Luftsauerstoff erfolgte ein annähernd kompletter Abbau (Abb. 8, links). Ein annähernd vollständiger aerober biologischer Abbau konnte stets während der Zugabe von Wasserstoffperoxid festgestellt werden (Abb. 8). Im intermittierenden Betrieb lagen die Sauerstoffgehalte durch die Umwälzung des Grundwassers im GZB um 3 mg/L. Es erfolgte ein etwa 50%-iger Abbau in der Zirkulationswalze des GZB. Unterstromig des GZB (ME3) lag der Abbau jedoch bei 90% (Abb. 8, Mitte). Bei Einsatz von Sulfat als Elektronenakzeptor fielen die Sauerstoffgehalte auf Werte unter 2 mg/L. In Folge der „anaeroben“ Verhältnisse ging die Abbaurate deutlich auf Werte kleiner 10% zurück (Abb.8, rechts).

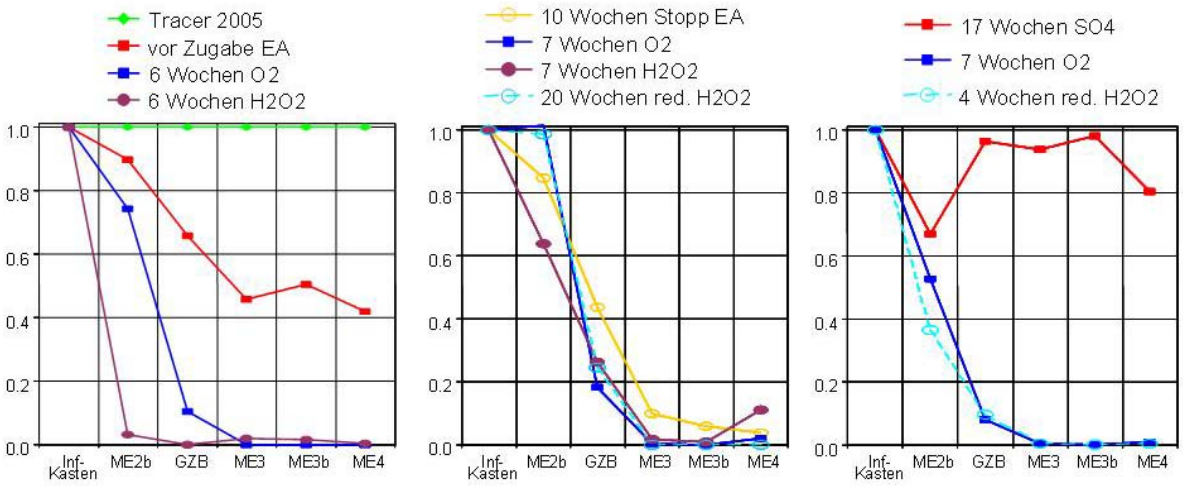

Abb. 8: Normierte NSO-HET Konzentrationen

Feldanwendung am Standort "Testfeld Süd":

Für die ENA-Pilotanwendung auf dem Testfeld Süd ergab sich daraus die Konsequenz, dass auf die Zugabe von Elektronenakzeptoren zur Förderung des biologischen Abbaus der NSO-HET nicht verzichtet werden konnte. Aufgrund der Lage des Testfelds Süds (Heilquellenschutzzone 1) wurde die ENA-Pilotanwendung erst nach Vorlage eines fachlich umfassend begründeten Antrags auf wasserrechtliche Erlaubnis durch das Amt für Umweltschutz, AfU, der Landeshauptstadt Stuttgart genehmigt. Ein wichtiger Bestandteil des Antrags war neben Aussagen zur Bildung von toxischen Abbauprodukten der PAK und NSO-HET und hydraulischen Eckdaten des GZB-Betriebs die Beschreibung des chemischen Einflusses der Maßnahme auf das Grundwasser und die Bodenmatrix. Daneben musste der Nachweis des instantanen Zerfalls von Wasserstoffperoxid (WGK1) erbracht werden. Zur fachlichen Begründung der Maßnahme konnten die Ergebnisse des „Grossen Rinne“ Experiments eingesetzt werden. Insbesondere der Zerfall von Wasserstoffperoxid in der Strömungswalze des GZB konnte hier nachgewiesen werden.

Im Rahmen der einjährigen Pilotanwendung konnte auf dem Testfeld Süd, gelegen im westlichen Teilbereich der Schadstofffahne eines ehemaligen Gaswerks, die Wirksamkeit des Verfahrens (Zugabe von Wasserstoffperoxid mittels GZB) nachgewiesen werden. Nach Installation eines Überwachungsfeldes ober- und unterstromig des GZB mit sieben Grundwassermessstellen und 30 kleinskaligen Rammpegeln durch die Universität Tübingen konnte im Sommer 2006 durch VEGAS ein GZB in einer 6“-Messstelle (B86) in Betrieb genommen werden.

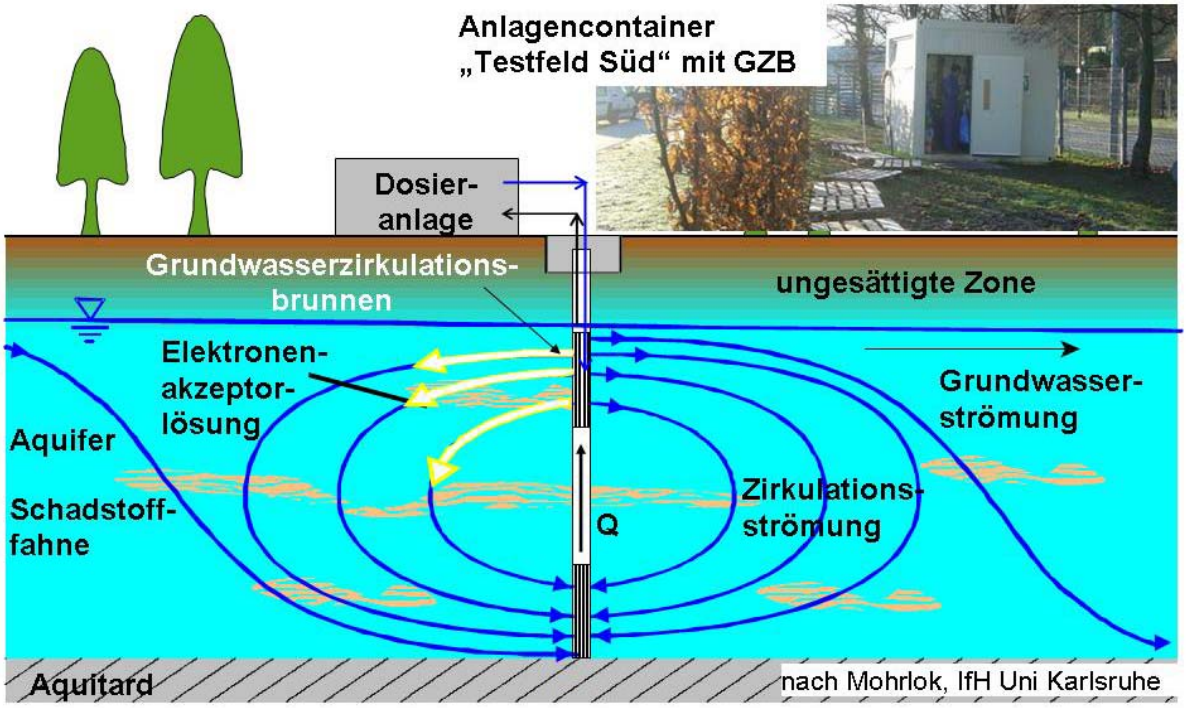

Abb. 9: Prinzipskizze des GZB „Testfeld Süd“

Die Anlage zur Lagerung und Dosierung von Wasserstoffperoxid, bzw. Luftsauerstoff wurde in einem frostsicheren 10-ft. Anlagencontainer aufgestellt. Nach Entnahme des Grundwassers aus dem GZB wurde es über einen Sandfilter geführt. Anschließend konnte das Grundwasser mit Elektronenakzeptoren angereichert und über einen Sandfilter wieder infiltriert werden. Die Überwachung der Sanierungsanlage erfolgte online über eine Datenfernübertragung mittels Modem. Alle Durchflüsse und Drücke sowie alle Wasserparameter wie Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotenzial wurden mit einer Datenerfassung protokolliert und konnten jederzeit mit einem PC ortsunabhängig abgerufen und ausgelesen werden.

Zeitgleich mit der initialen Zugabe von Luftsauerstoff zur Stimulierung der mikrobiellen Aktivität wurden drei Tracerversuche durchgeführt. Über Zugabe des konservativen, fluoreszierenden Tracers Uranin in Rammpegel, die ca. 25 m oberstromig des GZB lagen und transversal zur Hauptströmungsachse versetzt waren, konnte die Erfassungsbreite des GZB auf über 20 m für eine Förderrate von 8 m³/h und 12 m für eine Förderrate von 1,5 m³/h bestimmt werden. Das Strömungsmodell wurde entsprechend den Durchbruchszeiten über Veränderung der Anisotropie des Aquifers (1 -> 6) und der Porosität (0,25 -> 0,15) im Bereich von B86 und B87 angepasst. Über Bestimmung der Durchbruchskurven an den unterstromig des GZB gelegenen Rammpegeln mittels online betriebenen Fluorometern mit Lichtleitermesstechnik, sowie automatischer Probenahme und Kontrollanalyse durch das ZAG (Universität Tübingen), wurde die korrekte und repräsentative Lage der Überwachungsbrunnen verifiziert. Die hydraulischen Kennwerte des Aquifers konnten über die Auswertung nach der Momentenmethode ermittelt werden. In Abbildung 10 ist die Ausbreitung des Uranins während des zweiten Tracertests dargestellt. Zum jeweiligen Zeitpunkt ist der Anteil der normierten Summenkurve für die einzelnen Messstellen dargestellt. Ist der Tracer vollständig durchgebrochen, so wurde der Anteil der Summenkurve für die nachfolgenden Zeiten auf den Wert „1, bzw. 100%“ gesetzt, um die Tracerausbreitung interpoliert darzustellen.

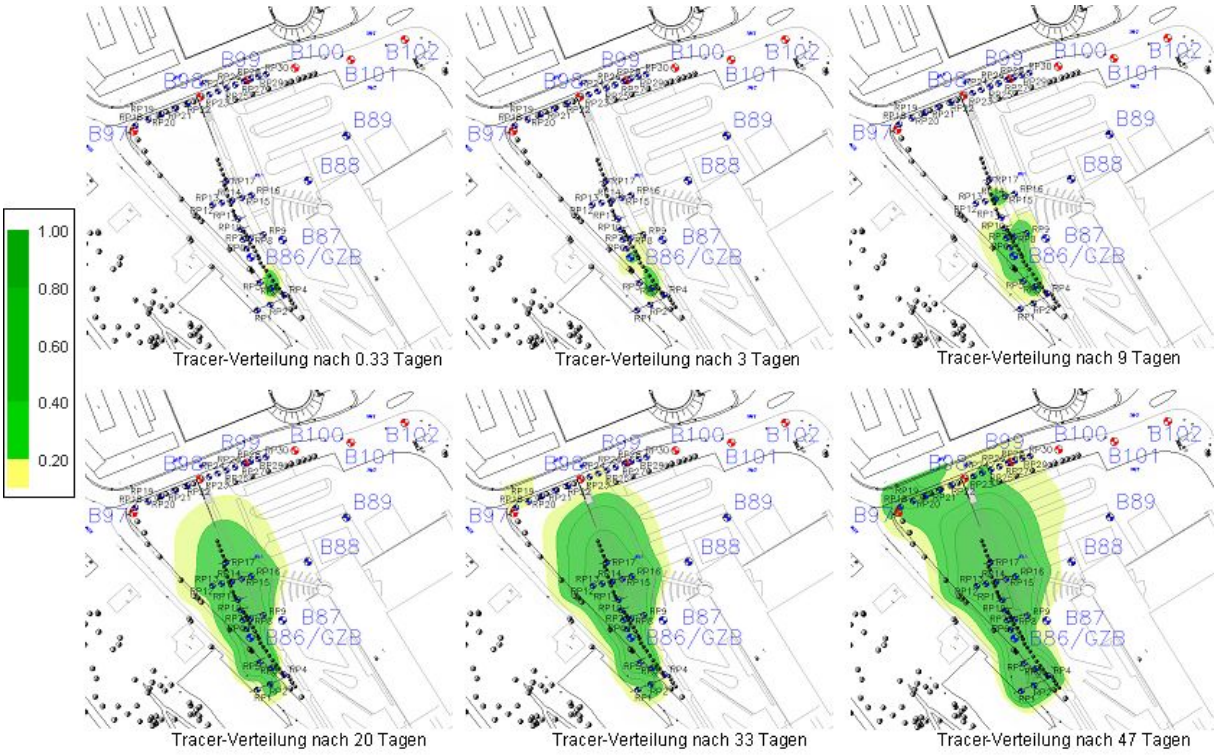

Abb. 10: Tracerausbreitung nach Zugabe in RP3

Die Erhöhung der transversalen Ausbreitung durch den GZB konnte über den detektierten Tracerdurchbruch in einem Abstand von 30 m unterstromig des GZB über einen Querschnitt des Aquifers von über 25 m Breite (B97 – B98 – RP24) dokumentiert werden. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit unterstromig des GZB (B86) lag um 1,6 m/d, die Längsdispersivität bei 2,1 m. Die Ergebnisse der Tracerversuche wurden in das Strömungsmodell des Testfelds implementiert (Abb. 11).

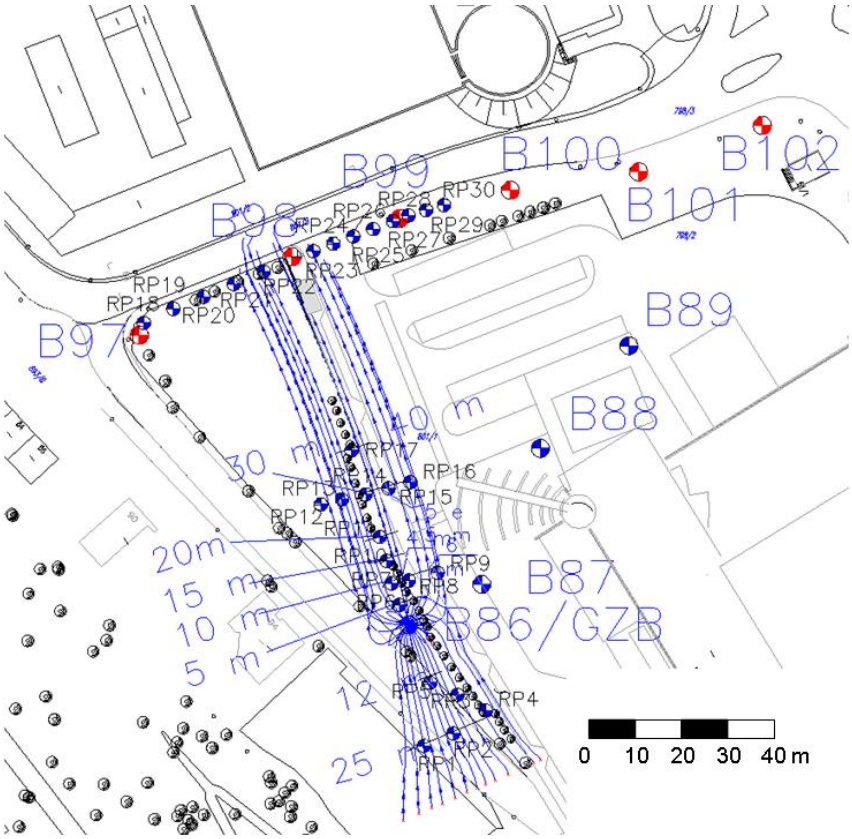

Abb. 11: Numerische Simulation des GZB nach den Markierungsversuchen

Die Untersuchungen des Projektpartners TZW Karlsruhe haben gezeigt, dass Mikroorganismen, die durch die Zugabe von Luftsauerstoff an aerobe Verhältnisse adaptiert wurden, in der Lage sind, Wasserstoffperoxid rasch und vollständig in Wasser und Sauerstoff zu spalten und als Elektronenakzeptor zu nutzen.

Die initiale Belüftung des Aquifers (August 2006) erfolgte daher über Einmischung von Luftsauerstoff in den umgewälzten Grundwasserstrom des GZB. Die Sauerstoffkonzentrationen im Zugabestrom des GZB lagen bei ca. 4,5 mg/L und nach einer Woche konnten im Bereich der Zirkulationswalze Sauerstoffwerte von 4,4 mg/L (RP6) und im Nahbereich um 1,5 mg/L festgestellt werden. Zeitgleich konnte ein deutlicher Abbau der NSO-HET im Nahbereich des GZB (RP6 - RP10) beobachtet werden.

Während der Zugabe von Luftsauerstoff wurde ein kontinuierlicher Anstieg des Grundwasserstands im Filterbereich des GZB festgestellt, der auf ausgefälltes Eisenhydroxid im Filterbereich des GZB zurückgeführt werden konnte. Die Luftzugabe wurde nach zwei Wochen Betrieb in Folge der Verockerung ausgeschaltet. Nachfolgend einer durchgeführten Säurespülung konnte der GZB mit Förderraten um 4 m³/h ohne weiteren nennenswerten Anstieg des Wasserstands betrieben werden. In der anschließenden NA-Phase, ohne die Zugabe von Oxidationsmittel, sollte eine natürliche Eisenreduzierung über das anaerobe Grundwasser im weiteren Bereich des GZB erfolgen. Auch nach zwei Monaten war kein Rückgang des Wasserstands im Filterraum des GZB sichtbar, wohl aber ein deutlicher Rückgang des biologischen Abbaus der NSO-HET und PAK auf Werte im Bereich der Konzentrationen vor Beginn der Sauerstoffzugabe.

Nach dem Einbau einer zusätzlichen Sackfilteranlage (100-50-10 µm) zur Abtrennung des sich bildenden Eisenhydroxids wurde im Dezember 2006 mit der Zugabe von Wasserstoffperoxid als Elektronenakzeptor begonnen. Die Zielkonzentration lag entsprechend den Laborversuchen bei 50 mg/L. Aufgrund der sich stark ändernden Druckverhältnisse durch die Eisenabscheidung und Filterkuchenbildung auf den Filtern, die alle zwei Tage gereinigt werden mussten, schwankten die Grundwasserförderraten erheblich. Entsprechend problematisch war die konstante Zugabe von Wasserstoffperoxid (Abb. 12). Zu einem stabilen Betrieb führte die Aufteilung des Zugabestroms Anfang Februar 2007 mit Reduzierung des Gesamtförderstroms. Etwa 50% des Volumenstroms wurde über einen zusätzlichen Infiltrationsbrunnen (RP6, 2“, vollverfiltert) im unterstromigen Bereich der Zirkulationsströmung des GZB zugegeben.

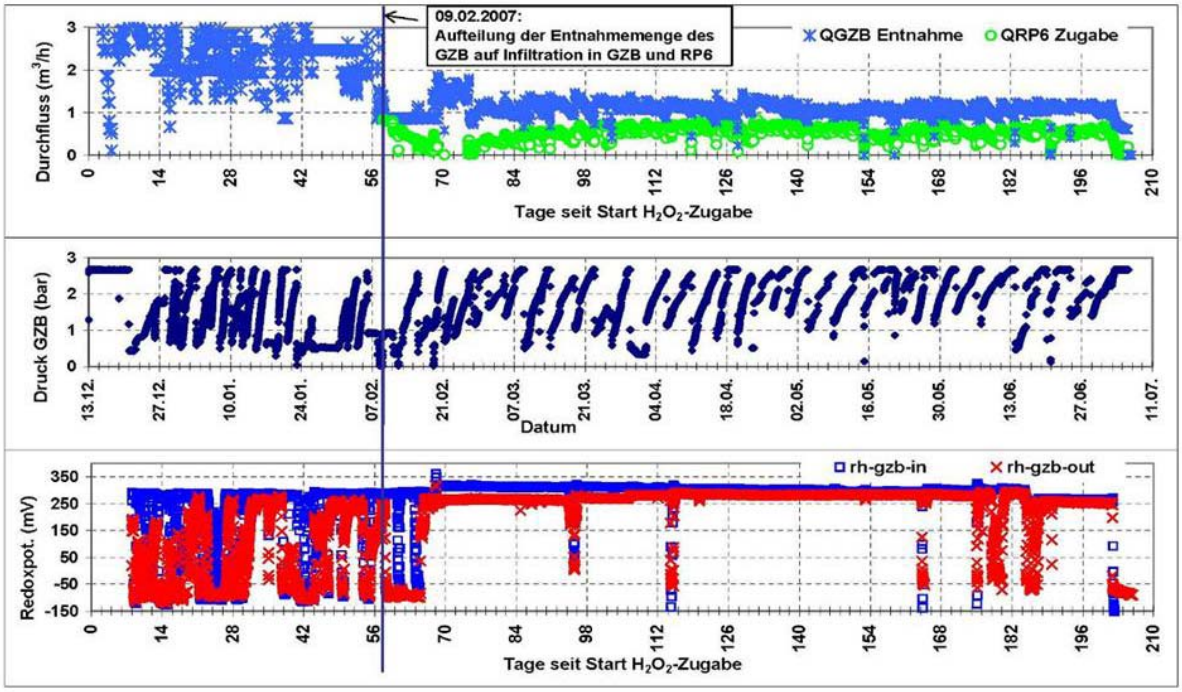

Abb. 12: oben: Volumenströme Entnahme GZB (QGZB) und Infiltrationsbrunnen (QRP6); Mitte: Filterdruck an Zugabestelle; unten: Redoxpotenzial Zugabe GZB (blau) und Entnahme GZB (rot)

Das Strömungsmodell simulierte für die geänderte Betriebsweise des GZB einen Erfassungsbereich von ca. 12 m und eine Abgabebreite von ca. 14 m. Hydraulisch gesehen bedingt die Zugabe am unterstromig des GZB gelegenen RP6 eine größere Abgabebreite als einen Erfassungsbereich.

Erhöhte Sauerstoffkonzentrationen konnten nach sechsmonatigem Betrieb nur im Nahbereich des GZB und unterstromig in einem Abstand bis 25 m mit Werten zwischen 1,5 - 16 mg/l gemessen werden. An der Kontrollebene RP12 - 16 (Abstand zu GZB ca. 30 m) wurden keine aeroben Verhältnisse festgestellt (O2-Gehalt < 1,5 mg/l) (Abb. 12).

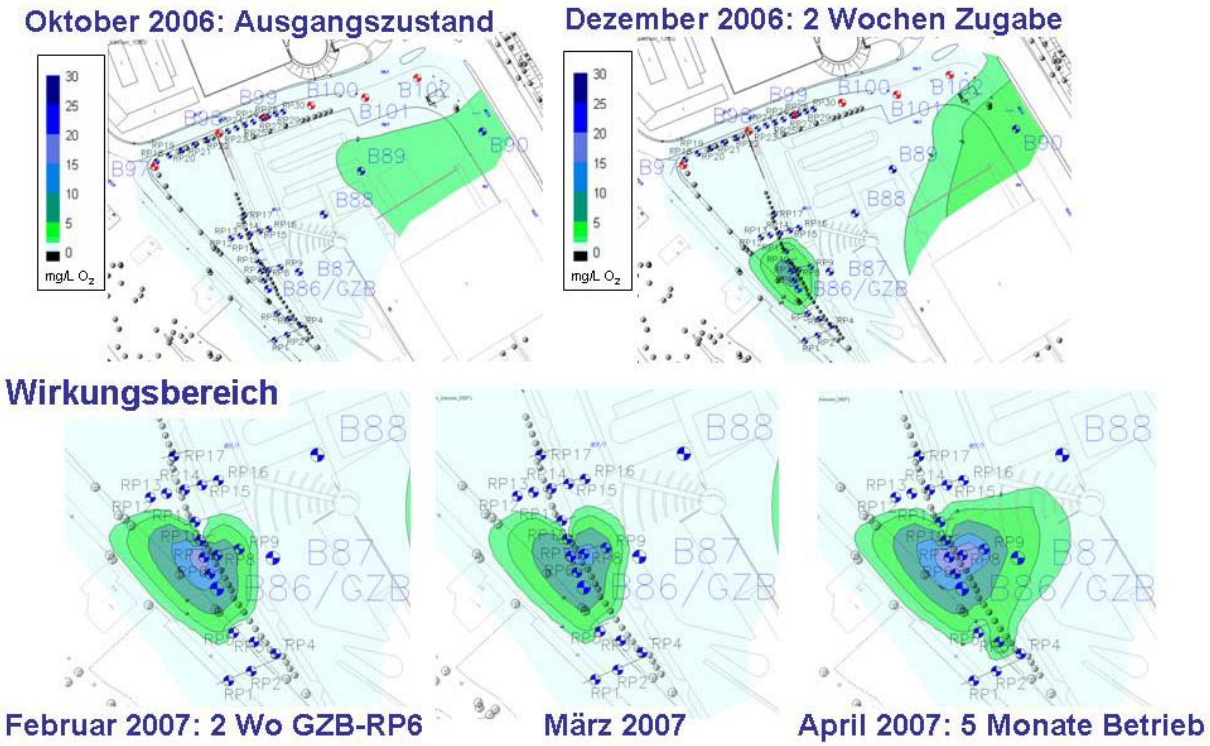

Abb. 13: Entwicklung des Sauerstoffgehalts im Grundwasser im Nahbereich des GZB

Während der Pilotanwendung konnten die Konzentrationen der Schadstoffgruppen PAK und NSO-HET im Bereich zwischen 55 - 80% reduziert werden. Hierbei erfolgte der Abbau primär in einem Bereich bis 30 m unterstromig des GZB (80 %). Im weiteren Abstrom (B98, Geländegrenze) konnte eine Reduzierung um 55% bezogen auf die Konzentrationen im GZB bestimmt werden. Aufgrund der Retardationsvorgänge der Schadstoffe und des Sauerstoffs in der Schadstofffahne wäre eine weitere Steigerung der Schadstoffreduktion über einen längeren Zeitraum zu erwarten gewesen. Der zeitliche Rückgang der Konzentrationen der NSO-HET (Abb. 14) erfolgte im annähernd gleichen Maße und auf demselben Konzentrationsniveau auch für die PAK (Abb. 15).

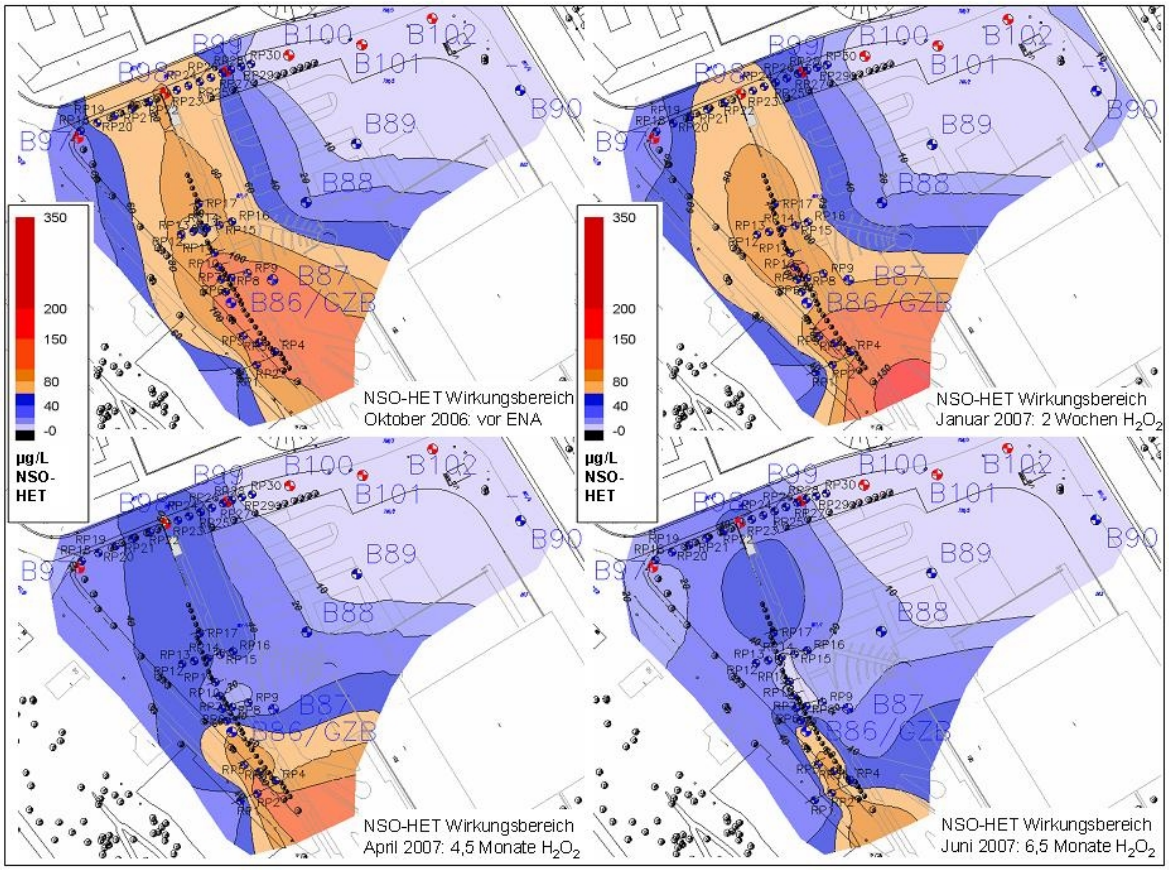

Abb. 14: NSO-HET-Konzentrationen während der Zugabe von Wasserstoffperoxid

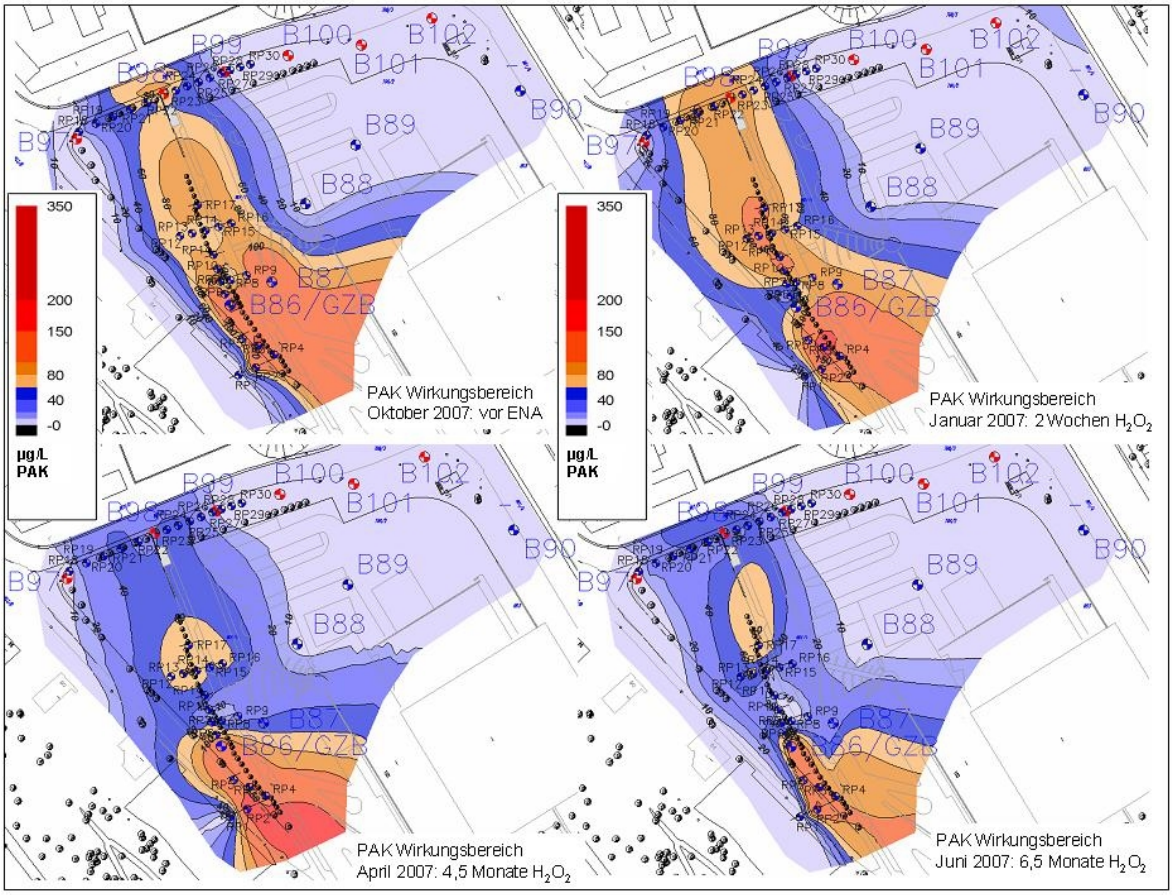

Abb. 15: PAK-Konzentrationen während der Zugabe von Wasserstoffperoxid

Im Rahmen der Überwachung der Maßnahme wurden in regelmäßigen Abständen die im Grundwasser vorhandenen Bakterien durch den Projektpartner TZW bestimmt. Dies erfolgte über ein Kultivierungsverfahren (MPN). Neben den aeroben Gesamtkeimzahlen (GKZ) wurden auch die Schadstoffverwerter, die denitrifizierenden und eisenreduzierenden Bakterien untersucht.

Nach Beginn der H_2O_2-Dosierung war im GZB Zu- und Ablauf keiner der Organismengruppen in höheren Konzentrationen mehr vorhanden (Abb. 16). Dies ist auf die toxische Wirkung des Wasserstoffperoxids zurückzuführen. Es zeigte sich jedoch, dass im direkten Abstrom (RP 7), wo die höchsten Sauerstoffkonzentrationen gefunden wurden, die aeroben GKZ von 5,6 x 10^3 auf 6,6 x10^5 anstiegen. In ähnlichem Verhältnis stiegen in diesem Bereich auch die Schadstoffverwerter an. In den Bereichen, in denen nach Einleitung von Sauerstoff oder H_2O_2 frisch gefälltes Fe(III) vorlag, konnte eine Zunahme der Eisenreduzierer von fast zwei Zehnerpotenzen ermittelt werden (RP11 - RP17). Dies weist auf eine Zehrung des organischen Kohlenstoffs und eine Verwertung der Schadstoffe unter eisenreduzierenden Bedingungen hin. Diese Tatsache stellt einen interessanten Aspekt in Bezug auf eine abwechselnde Betriebsweise des GZB mit und ohne Zugabe von Sauerstoff unter Nutzung des frisch gefällten Eisenhydroxids und der anaeroben Abbau-Prozesse dar.

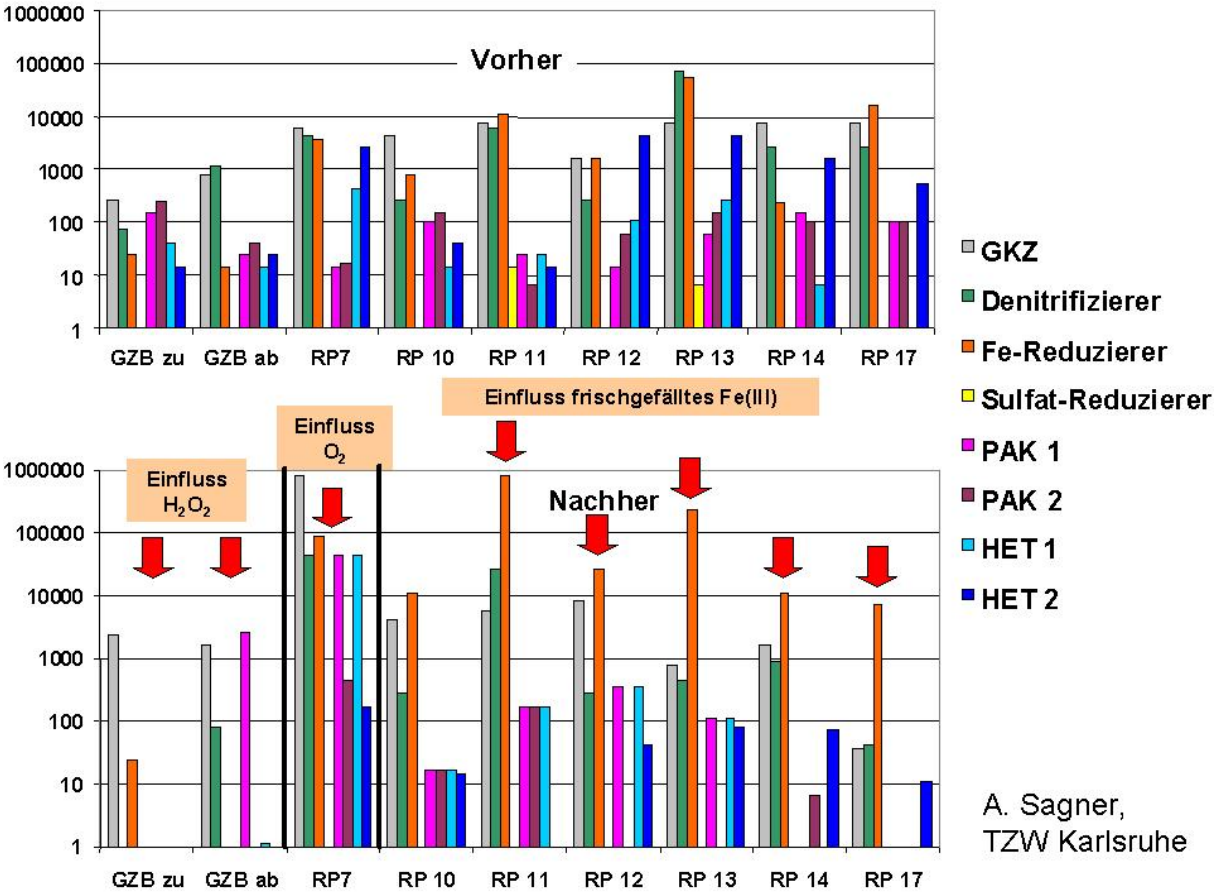

Abb. 16: Vergleich der Keimzahlen im Wirkungsbereich des GZB vor und zum Ende von ENA

Basierend auf den Kosten der ersten Implementierung mit intensiver Betreuung der Anlage und wöchentlicher Bestimmung der Prozessparameter im Wirkungsbereich des GZB lassen sich die Kosten einer Umsetzung der Technologie am Standort abschätzen. Die Pilotanwendung erfasste ca. 40% der Schadstofffahne. Die im Rahmen eines Demonstrationsprojektes geplante Feldanwendung sollte ca. 80% der Fahne erfassen. Für den erweiterten Betrieb wären zwei GZB erforderlich. Zusätzlich zu dem vorhandenen GZB in B86 ist noch ein weiterer GZB in B87 vorgesehen. Darüber hinaus wären vier Rammpegel als Infiltrationsbrunnen notwendig. Aufgrund der hohen Eisengehalte im Grundwasser am Testfeld Süd wurde eine automatische Enteisenungsanlage eingeplant. Zur Kontrolle der Funktion der ENA-Maßnahme wurde einmal jährlich eine Probenahme mit Analytik von 44 Brunnen angesetzt.

Mit ermittelten Investitionskosten von ca. 160.000,- Euro und jährlichen Betriebskosten von 72.000,- Euro ergeben sich bei Annahme einer Anlagenabschreibung von 10 Jahren jährliche Gesamtkosten für den Betrieb von ca. 88.000,- Euro.

Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen des Forschungsprojekts („Enhanced Natural Attenuation“ zum In-situ-Abbau von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen) konnte ein Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB), der als hydraulische Sanierungstechnik zur Grundwassersanierung eingesetzt wird, modifiziert und zur homogenen, weitreichenden Einmischung von Wasserstoffperoxid in das Grundwasser erfolgreich eingesetzt werden. Sowohl im technischen Maßstab, wie auch während der Feldanwendung konnte der aerobe biologische Abbau der persistenten, teerölstämmigen PAK (Acenaphthen) und NSO-HET initiiert und auf Raten zwischen 55 – 80% gesteigert werden. Im hydraulisch voll kontrollierten Modellaquifer „Grosse Rinne“ bei *VEGAS* wurden Abbauraten von über 95% festgestellt. Die hohen Abbauraten sind im Wesentlichen auf die Zugabe hoher Sauerstoffmengen zurückzuführen. Über Einmischung des annähernd instantan zerfallenden Wasserstoffperoxids konnten Sauerstoffgehalte zwischen 10 - 20 mg/L im Nahbereich des GZB erzeugt werden. Die der wasserrechtlichen Genehmigung zugrunde liegenden positiven Einflüsse auf die Grundwasserqualität bei Zugabe von Wasserstoffperoxid konnten in der Pilotanwendung nachgewiesen werden.

Der GZB baut auf der klassischen Brunnenbautechnik auf, die Möglichkeit der Installation des Systems ist somit weit verbreitet und universell für gut durchlässige Aquifere anwendbar. Problematisch ist der Einsatz im Falle hoher Eisengehalte in Verbindung mit der Zugabe von Oxidationsmitteln (Sauerstoff, Wasserstoffperoxid). Hier erwies sich die Nutzung zusätzlicher kleinkalibriger Infiltrationsbrunnen im Bereich der Zirkulationsströmung als technisch einfache und kostengünstige Methode zur Stabilisierung des Anlagenbetriebs und des hydraulischen Systems. Innovativ war die Nutzung von Grundwasserüberwachungsbrunnen zur Installation eines GZB. Das System kann in vorhandene Brunnen eingebaut werden, deren Lage in der Schadstoffahne bereits erwiesen ist. Zudem wurde nachgewiesen, dass im Gegensatz zu früheren Anwendungen des GZB keine großkalibrigen Brunnen für das Erzielen einer Grundwasserzirkulationsströmung erforderlich sind. Dies senkt die Installationskosten und erhöht die Flexibilität des Systems.

Der entwickelte numerische Modellansatz zur Simulation des GZB-Betriebs bietet die Möglichkeit der hydraulischen Auslegung und Dimensionierung eines Infiltrationssystems mit kommerziell erhältlichen, dreidimensionalen Simulationsmodellen durch Ingenieurbüros für nahezu jede Fahnenausbreitung.

Eine basierend auf der Pilotanwendung durchgeführte Kostenschätzung zur Behandlung von ca. 80% der Schadstofffahne führt zu geringeren Kosten als klassische hydraulische Verfahren (Pump & Treat) und liegt im Bereich passiver Systeme (Reaktive Wand).

Danksagung

Das Verbundprojekt wurde im Rahmen des Förderschwerpunktes ‚KORA’ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert. Ein herzlicher Dank den Projektpartnern, ZAG, Universität Tübingen, GZG, Universität Göttingen und dem TZW Karlsruhe für die konstruktive Zusammenarbeit. Die Entwicklung und der Einsatz eines Infiltrationssystems zur Zugabe von Elektronenakzeptoren (TP3) wurde unter dem BMBF-Fkz 02WN063 gefördert.