

## 2.1 Analyse der autochthonen Biozönose in bezug auf ökophysiologische Gruppen

L. WÜNSCHE, H. LORBEER, C. VOGT, B. HARD

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Umweltmikrobiologie,  
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

### **Mikrobielle Besiedlungsdichte chlororganisch kontaminierter Aquifere im Raum Bitterfeld**

Die Region Bitterfeld (Bundesland Sachsen-Anhalt) war über Jahrzehnte ein Zentrum der chemischen Industrie und des Braunkohlenbergbaus. Durch direkten, unkontrollierten Eintrag unterschiedlicher End-, Zwischen- und Abprodukte in die Böden, besonders aber über die Deponierung riesiger Mengen von Ab- und Nebenprodukten in ausgekohlten Braunkohletagebauen in Verbindung mit sich drastisch ändernden hydrogeologischen Verhältnissen (Anstieg des Grundwasserspiegels) sind die Grundwässer in dieser Region großflächig, besonders mit chlororganischen Substanzen belastet. Nach aktuellen Schätzungen (Peter et al. 1995) sind über 200 Millionen m<sup>3</sup> Grundwasser, verteilt über ein Gebiet von mehr als 25 km<sup>2</sup>, hochgradig kontaminiert und müssen als eigenständiger Schadensherd betrachtet werden. Vor diesem Hintergrund wurde das SAFIRA-Konzept (**S**anierungsforschung **i**n **r**eional kontaminierten **A**quiferen) entwickelt: Am Beispiel der Region Bitterfeld sollen biotische und abiotische Verfahrensvarianten einer *in situ*-Sanierung regional kontaminierter Grundwässer erarbeitet und großtechnisch erprobt werden. Der ausgewählte Modellstandort liegt an der südöstlichen Peripherie des Stadtgebietes Bitterfeld im Grundwasserabstrom der Chemie AG (Weiß et al. 1997).

Am Modellstandort reicht das Grundwasser bis zum in ca. 50 m Tiefe liegenden Rupelton (regionaler Aquitard). Die grundwasserführenden Sand- und Kiesschichten werden durch ein in ca. 22-28 m liegendes, als lokaler Aquitard wirkendes Braunkohlenflöz in einen oberen (quartären) und unteren (tertiären) Aquifer geteilt (Weiß et al. 1998).

Analysen der mikrobiellen Besiedlungsdichten wurden am Standort der on-site- bzw. der Pilotanlage SAFIRA an Bohrkernen von Rammkernbohrungen bzw. an Grundwasser aus diesen Bohrungen vorgenommen. Die den quartären Aquifer überlagernden organismenreichen Bodenschichten (bis zu einer Bohrtiefe von 4 m) wurden nicht in die Untersuchungen einbezogen.

Bis zur maximal untersuchten Bohrtiefe (ca. 50 m uGOK, direkt über dem regionalen Aquitard) wiesen die Aquifere relativ hohe bakterielle Besiedlungsdichten auf. Die Sedimente des quartären Aquifers enthielten bis zu  $10^6$  aerobe und  $10^4$  anaerobe Bakterien pro g Sedimenttrockensubstanz, bestimmt als koloniebildende Einheiten unter Standardbedingungen (Abb.1), die Grundwässer bis zu  $10^5$  Bakterienzellen/ml (bestimmt durch direkte Zählungen unter dem Lichtmikroskop). Im tertiären Aquifer wurden, im Vergleich zum quartären Aquifer und zu den braunkohleführenden Schichten, geringere bakterielle Besiedlungsdichten gemessen; eine kontinuierliche Abnahme mit der Bohrtiefe wurde jedoch nicht gefunden. Hefen und filamentöse Pilze spielen in den untersuchten Ökosystemen keine bzw. nur eine sehr untergeordnete Rolle. Lediglich in der obersten noch erfaßten Sedimentschicht (6 m uGOK) und im Braunkohlenflöz wurden maximal  $5 \times 10^2$  cfu/g Trockensubstanz nachgewiesen.

Da nur der quartäre Aquifer höhere Konzentrationen an Schadstoffen, besonders an Monochlorbenzen (MCB) enthält und aus technologisch-ökonomischer Sicht für eine *in situ*-Sanierung nach dem *funnel-and-gate*-Prinzip in Frage kommt, wurden die weiterführenden mikrobiologischen Untersuchungen nur an Proben aus dem quartären Aquifer durchgeführt. Aus mikrobienökologischer Sicht ist der quartäre Bitterfelder Aquifer durch eine Kombination wachstumslimitierender abiotischer Milieufaktoren gekennzeichnet:

- Nichtverfügbarkeit von molekularem Sauerstoff und Nitrat als terminale Elektronenakzeptoren
- Verfügbarkeit von Sulfat, jedoch bei einem Redoxpotential zwischen 85 - 210 mV für Sulfatreduzierer als terminaler Elektronenakzeptor kaum verwertbar
- Außer Mono- und 1,4-Dichlorbenzen (1,4-DCB) sind potentielle C-Quellen nur in Spuren vorhanden. Der TOC im Grundwasser liegt bei 20-30 mg/l, rein rechnerisch macht der durchschnittliche MCB-Gehalt allein ca. 70% dieses

Wertes aus. Werden die Chlorbenzene durch Begasen mit Stickstoff aus dem Grundwasser ausgetrieben, verbleibt ein Rest-TOC von maximal 8 mg/l.

Vor diesem Hintergrund war die klare Dominanz aerober Bakterien in den autochthonen Bakteriozöosen des Grundwassers ( $10^5$  cfu/ml, Tab.1) und der Aquifersedimente ( $10^5$  bis maximal  $10^6$  cfu/g Trockensubstanz, Tab.1 und Abb.1) zunächst überraschend. Mit der üblichen Nachweismethode werden jedoch auch fakultativ anaerobe Bakterien erfaßt, die einen erheblichen Anteil (bis zu 90%) an Aquiferbakteriozöosen haben können (Hoos und Schweisfurth 1982). Mittels Replica-Technik konnte gezeigt werden, daß die Aerobierfraktion der Bakteriozönose des Bitterfelder quartären Aquifers denitrifizierende Bakterien enthält. Mit der MPN-Technik konnte jedoch nur eine geringe Abundanz der Denitrifizierer nachgewiesen werden. Sie lag mindestens eine, im Extremfall jedoch fast drei Größenordnungen unter der Gesamtbesiedlungsdichte mit aeroben/fakultativ anaeroben Bakterien (Tab. 1). Diese geringe Besiedlungsdichte korrespondiert mit dem Fehlen des Elektronenakzeptors Nitrat in diesem Habitat.

Angesichts des reichlichen Sulfatangebotes (700 - 860 mg/l Grundwasser) war die Besiedlungsdichte mit sulfatreduzierenden Bakterien relativ niedrig ( $8,0 \times 10^3$  cfu/ml Grundwasser bzw.  $1,1 - 1,6 \times 10^3$  cfu/g Sediment). Weder im Grundwasser noch im Sediment konnten Spuren der metabolischen Aktivität dieser Bakteriengruppe entdeckt werden (keine  $H_2S$ -Bildung, keine auffällige Schwarzfärbung aufgrund von Metallsulfiden). Aus jeder Grundwasser- und Sedimentprobe konnten jedoch Sulfatreduzierer angereichert und unter Laborbedingungen vermehrt werden. Limitierender Faktor am natürlichen Standort ist höchstwahrscheinlich das Redoxpotential im Grundwasser, das mit mit 85 - 210 mV weit vom Optimum dieser ökophysiologische Gruppe (- 250 bis -500 mV) entfernt ist.

Günstiger, aber ebenfalls nicht optimal, ist das *in situ*-Redoxpotential für eisenreduzierende Bakterien, die mit einer Besiedlungsdichte von  $2,4 - 6,7 \times 10^4$  nach den aeroben/fakultativ anaeroben Bakterien in der Aquiferbiozönose dominieren.

Generell erhebt sich für alle ökophysiologischen Gruppen die Frage nach der Kohlenstoffquelle, die eine insgesamt relativ hohe Bakteriendichte ermöglicht. Als

Wachstumssubstrate kommen praktisch nur Chlorbenzene in Frage, die zumindest von den autochthonen Aerobiern, Nitrat- und Sulfat atmern als einzige Kohlenstoff- und Energiequelle genutzt werden konnten, wenn die entsprechenden Elektronenakzeptoren zur Verfügung gestellt bzw. optimale Wachstumsbedingungen eingestellt wurden (vgl. Abschnitt 1.2). Neben Chlorbenzenen kommen organische Verbindungen, die sich als Wachstumssubstrate eignen könnten, nur in Spuren vor.

Der anscheinende Widerspruch zwischen extrem wachstumslimitierenden abiotischen Milieufaktoren und der hohen bakteriellen Besiedlungsdichte resultiert aus der Tatsache, daß ein Aquifer als offenes System mit vielfältigen Verbindungen zu anderen Ökosystemen zu betrachten ist. Die gemessenen Werte für die Konzentrationen an Elektronenakzeptoren, Kohlenstoff und Energiequellen sowie an Bakterien stellen somit *steady state*-Konzentrationen in einem dynamischen, kontinuierlichen System dar.

#### **Bestimmung des Potentials der autochthonen Bakteriozönose des quartären Bitterfelder Aquifers zum Chlorbenzenabbau im Labormaßstab**

Im Rahmen eines breit angelegten Screeningprogrammes wurde nachgewiesen, daß autochthone Bakterien des Bitterfelder quartären Aquifers in der Lage sind, die im entsprechenden Grundwasser enthaltenen Chlorbenzene (MCB, 1,4- und 1,2-DCB) unter unterschiedlichen Bedingungen zu metabolisieren.

Unter aeroben Bedingungen wurden *in situ*-relevante Konzentrationen an Chlorbenzenen in relativ kurzer Zeit vollständig mineralisiert. Bei Verwendung von natürlichem Aquifermaterial ohne Voranreicherung als Inokulum und MCB-Anfangskonzentrationen bis zu 20 mg/l war diese Substanz nach 14 d Bebrütung bei Raumtemperatur nicht mehr nachweisbar (Abb. 2). Aus Sediment- und Grundwasserproben wurden vier Reinkulturen isoliert, die MCB als einzige Kohlenstoff- und Energiequelle verwerten können. Drei Stämme konnten zweifelsfrei der Gattung *Rhodococcus* (nach Gram-Verhalten, Morphologie, Fettsäurespektrum, GC-Gehalt, Zellwandzusammensetzung, Ribotyping), aber nur in einem Fall einer valid beschriebenen Art dieser Gattung (*R. fascians*) zugeordnet werden. Das vierte Isolat gehört wahrscheinlich ebenfalls zu *Rhodococcus*. Abbildung 3 zeigt

Wachstum und MCB-Abbau durch den Stamm *Rhodococcus spec. GW 3* in *fed batch*-Kultur. Nach Kultivierungszeiten von weniger als 48 Stunden wurden die zugesetzten MCB-Mengen (13 bzw. 9 mg/l) vollständig metabolisiert. Diese Ergebnisse wurden gesichert durch Experimente mit  $^{14}\text{C}$ -markiertem MCB: Bei Verwendung von nativem Sediment als Inokulum wurden 68% der Radioaktivität des zugesetzten  $^{14}\text{C}$ -MCB im  $\text{CO}_2$ , 17% in der gebildeten Biomasse gefunden.

Unter strikt anaeroben Bedingungen (Verwendung von gasdicht verschlossenen Headspace-Röhrchen ohne überstehende Gasphase als Kulturgefäße; Entfernung von Luftsauerstoff aus den Medien durch Spülen mit  $\text{O}_2$ -freiem  $\text{N}_2$ , Einstellung eines optimalen Redoxpotentials mit Dithionit; Befüllung und Beimpfung sowie Kultivierung und Entnahme der Proben in einer Anaerobox mit analytisch nachgewiesener  $\text{O}_2$ -freier Atmosphäre) führte der Zusatz von Nitrat ebenfalls zu einer signifikanten Verringerung des MCB-Gehaltes der Kulturlösungen. Bei Verwendung von nativem Aquifersediment als Inokulat enthielten die Kultursuspensionen nach 28 d Bebrütungszeit ca. 50% des zu Beginn zugesetzten MCB (Abb. 2); in *fed batch*-Experimenten mit einer denitrifizierenden Anreicherungskultur waren zugesetzte MCB-Mengen zwischen 14 und 18 mg/l nach jeweils 10-32 d Bebrütungszeit in den Kultivierungsgefäßen nicht mehr nachweisbar (Abb. 4).

Der Mechanismus des MCB-Abbaus unter denitrifizierenden Bedingungen ist noch unklar und erfordert weitere intensive Untersuchungen. Unter anaeroben Bedingungen ist die reduktive Dehalogenierung höherchlorierter Benzene der einzige und intensiv untersuchte Biodegradationsprozeß, der beim MCB und/oder bei den drei Isomeren des DCB endet. MCB und DCB werden unter anaeroben Bedingungen als biologisch nicht abbaubar angesehen, die Ringöffnung soll molekularem Sauerstoff erfordern. Es gibt jedoch wenige Hinweise, daß MCB und DCB auch unter anaeroben Bedingungen metabolisiert werden könnten. Bei Untersuchungen an einem anaeroben Biofilmreaktor fanden Fathepure und Vogel (1991) 16% der Radioaktivität des eingesetzten  $^{14}\text{C}$ -markierten MCB im gebildeten  $\text{CO}_2$ . Nach Liang et al. (1992) wird MCB durch methanogene Bakterien partiell in  $\text{CO}_2$  umgewandelt. Auf welchem Wege dies stattfinden soll, ist nicht geklärt. Nowak et al. (1996) berichteten, daß eine methanogene Mischkultur in der Lage war,

höherchlorierte Benzene in Gegenwart von Pyruvat und Methanol reduktiv über MCB zu Benzen zu dehalogenieren und anschließend in Methan und CO<sub>2</sub> umzuwandeln.

In unseren Versuchsansätzen wurden neben dem Abfall der Chlorbenzenkonzentrationen Nitratverbrauch und Nitritbildung nachgewiesen. Lückenlose Bilanzen konnten aber noch nicht aufgestellt werden. Der Einsatz von <sup>14</sup>C-MCB führte bisher vor allem aus methodischen Gründen nicht zu einer eindeutigen Klärung. Lediglich geringe Anteile (<1%) der eingesetzten Radioaktivität wurden nach 21 Tagen Bebrütung bei Raumtemperatur als <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> wiedergefunden. Da die Untersuchungen unter strengster Beachtung der Prinzipien der Anaerobtechnik (s.o.), durchgeführt wurden, ist mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit auszuschließen, daß die Luft- bzw. O<sub>2</sub>-Mengen, die zum aeroben Umsatz der eingesetzten MCB-Konzentrationen erforderlich wären, unkontrolliert in die Versuchsansätze gelangt sein können. Es ist daher auch unwahrscheinlich, daß die von Wilson und Bauer (1997) für (unsubstituierte) Aromaten beschriebene Möglichkeit des Abbaus unter „gemischt“ mikroaerob/anaeroben Bedingungen (Ringspaltung mit Dioxygenasen, anschließende Mineralisierung der Spaltprodukte unter denitrifizierenden Bedingungen) auf den MCB-Abbau zutrifft. Immerhin wären selbst unter diesen Annahmen allein zur Ringspaltung an den vorgegebenen 14 -18 mg/l MCB 8-10 mg O<sub>2</sub>/l erforderlich, das entspricht etwa der Sättigungskonzentration für O<sub>2</sub> in den Nährmedien bei Raumtemperatur (≤ 9 mg O<sub>2</sub>/l).

Denitrifizierende Reinkulturen mit MCB-Abbaupotential konnten bisher noch nicht aus den Anreicherungskulturen isoliert werden, Analysen mit molekularbiologischen Methoden lieferten jedoch erste Anhaltspunkte über die taxonomische Diversität der denitrifizierenden Mischkulturen: Nach Extraktion und Reinigung der gesamten chromosomalen DNA aus der Mischkultur wurden die Gene der 16S rRNA mit den Universalprimern 27F und 1525R amplifiziert. Die Amplifikate wurden im TA-Cloning Vektor pCR2.1 kloniert und anschließend sequenziert. Vergleiche mit Sequenzen aus dem Ribosomal Database Project ergaben Ähnlichkeiten von 97,4 bis 99,9 zu 16S rRNA aus *Hydrogenophaga palleroni*, *Pseudomonas stutzeri*, *Lactosphaera pasteurii*, *Agrobacterium tumefaciens* und einem denitrifizierendem Fe-oxidierenden

Bakterium. *P. stutzeri* ist als alternativ denitrifizierende *Pseudomonas*-Spezies beschrieben. Einige Stämme von *A. tumefaciens* sind fähig zur anaeroben Respiration in Anwesenheit von Nitrat, einige Arten der Gattung *Hydrogenophaga* (*H. pseudoflava* und *H. taeniospiralis*) zeigen Nitratrespiration mit Denitrifikation.

Anreicherungskulturen sulfatreduzierender Bakterien aus dem Bitterfelder quartären Aquifer scheinen ebenfalls auf MCB, 1,2- und 1,4-DCB als einziger Kohlenstoffquelle wachsen zu können. Unter den oben beschriebenen strikt anaeroben Bedingungen und den Chlorbenzenen als einziger organischer Substanz im Medium (kein Zusatz von Hefeextrakt oder definierten Vitaminen) wurden die Anreicherungskulturen im Zeitraum von 18 Monaten durch regelmäßiges Überimpfen aktiv gehalten. Wachstum wurde anhand von Proteinmessungen verfolgt, Sulfatreduktion über Abnahme der Sulfatkonzentrationen und die Bildung von Eisensulfid gemessen. Bei kontinuierlicher Kultivierung unter anaeroben Bedingungen im Laborfermentor und Verfügbarkeit von Chlorbenzenen als einziger Kohlenstoffquelle wurden in der Gasphase  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{S}$  massenspektrometrisch nachgewiesen. Wie bei den Denitrifizierern gelang es auch bei den sulfatreduzierenden Bakterien bisher nicht, Reinkulturen mit Chlorbenzen-Abbaupotential zu isolieren.

#### **Quantifizierung der Schadstoffabbauleistungen der autochthonen Bakteriozönose unter *in situ*-nahen Bedingungen (*on site*-Pilotanlage)**

In der mobilen Testeinheit (*on site*-Anlage im kontaminierten Areal in Bitterfeld) sollten die im Labor gefundene Möglichkeit der anaeroben Eliminierung von Chloraromaten durch denitrifizierende autochthone Bakterien des quartären Bitterfelder Aquifers unter *in situ*-nahen Bedingungen im halbertechnischen Maßstab bestätigt und Kennziffern für Projektierung und Langzeitbetrieb einer *in situ*-Pilotanlage erarbeitet werden.

Die Untersuchungen wurden in Säule 3 der mobilen Testeinheit (nutzbare Länge 1m) durchgeführt. Abbildung 5 zeigt das technologische Schema der Säule. Die Säule wurde mit 7,8 l autochthonem Aquifermaterial aus 18-20 m Tiefe befüllt, aus dem Wassergehalt des Aquifermaterials (28%) ergab sich ein Arbeitsvolumen des Reaktors von 2,2 l (Bezugswert für die Berechnung von Verweilzeiten im Reaktor).

Das Originalgrundwasser aus dem quartären Aquifer durchströmte den Reaktor von unten nach oben mit variierbarer Zulauftrate. Nitratlösung (16 mM  $\text{KNO}_3$ ) wurde mit einer separaten Pumpe dem zuströmenden Grundwasser zudosiert. Der Anteil der Nitratlösung an der insgesamt dosierten flüssigen Phase betrug bis zu 20%, die im zulaufenden Grundwasser gemessenen Schadstoffkonzentrationen (Sektion Analytik des UFZ) wurden rechnerisch um diesen Faktor korrigiert. Um die der *in situ*-Situation entsprechenden anaeroben Verhältnisse im Reaktor und dessen Peripherie aufrechtzuerhalten, wurden jeder Luftkontakt des Grundwassers bei Förderung, Deponierung und Dosierung vermieden, das Vorratsgefäß mit der ( $\text{O}_2$ -frei gespülten) Nitratlösung mit einer  $\text{N}_2$ -Phase zum Ausgleich der dosierten Flüssigkeitsmenge versehen und die über Schnellkupplungen austauschbaren Probenahmegefäße mit  $\text{N}_2$  gefüllt.

Die gesamte Versuchszeit betrug 300 d (April 1998 bis März 1999) und war in 5 Phasen unterteilt:

- Phase I (83 d): Referenzphase ohne Nitratdosierung, Verweilzeit 4 d
- Phase II (107 d): Versuchsbetrieb mit Nitratdosierung, Verweilzeit 4 d
- Phase III (42 d): Kontrollphase; Überbrückung des Reaktors durch eine Bypass-Schaltung, keine Nitratdosierung
- Phase IV (50 d) Versuchsbetrieb mit Nitratdosierung, Verweilzeit 12 d
- Phase V (18 d): Versuchsbetrieb mit Nitratdosierung, Verweilzeit 6 d

Die Phasen schließen jeweils Übergangsstadien bis zur Einstellung stabiler Prozeßzustände ein.

Die Ergebnisse zum Chloraromatenabbau in der *on site*-Anlage sind in den Abbildungen 6 und 7 zusammengestellt. 1,2-DCB wurde wegen seiner minimalen Konzentration im Grundwasser (0,03 bis 0,08 mg/l) nicht in diese Auswertung einbezogen.

Die kontinuierliche Dosierung der Nitratlösung (Phasen II, IV und V) führte zu einer signifikanten Verringerung des MCB- und 1,4-DCB-Gehaltes des Grundwassers. Die Verweilzeit beeinflusste deutlich die Abbauraten im Reaktor. Untersucht wurden drei Verweilzeiten (4, 6 und 12 d). Bei der höchsten Verweilzeit (12 d, Phase IV) wurden

Restkonzentrationen von ca. 1 mg/l MCB bzw. 0,01 mg/l 1,4-DCB gefunden, das entspricht Abbauraten (bezogen auf die Ausgangskonzentrationen im dosierten Gemisch aus Grundwasser und Nitratlösung) von durchschnittlich 95% für MCB und 91% für 1,4-DCB. In allen drei Versuchsphasen war die zugeführte Nitratmenge ausreichend für die Entwicklung der denitrifizierenden Bakterien unter den gegebenen Bedingungen: In Abhängigkeit von der Verweilzeit wurden Nitrat-Restkonzentrationen zwischen 60 und 250 mg/l gefunden, der Titer der denitrifizierenden Bakterien (und die Gesamtzellzahlen) im abfließenden Grundwasser stiegen durchschnittlich auf das 2-4fache der entsprechenden Werte im Zulauf. Nitrit wurde ebenfalls im Säulenablauf nachgewiesen (bis zu 10 mg/l). Eine exakte Stickstoffbilanz war aus technischen und methodischen Gründen nicht möglich (u.a. Dosierungsungenauigkeiten, Problem der Bestimmung von N<sub>2</sub>).

Versuchsphase I sollte Referenzdaten zu Veränderungen des Chlorbenzengehaltes im gesamten technischen System unter Versuchsbedingungen wie in Phasen II, IV und V, jedoch ohne Nitratdosierung, liefern. Es wurden Verluste von ca. 33% für MCB und sogar bis 62% des 1,4-DCB, bezogen auf die zugeführten Chlorbenzenmengen, gefunden. Diese Verluste machen rechnerisch mehr als 50% des bei Nitratdosierung und gleicher Verweilzeit gefundenen MCB- bzw. 1,4-DCB-Abbaus aus. Für diese unerwartet hohen Chlorbenzenverluste können mehrere Gründe in Frage kommen:

- Verluste der hochflüchtigen Chlorbenzene durch Diffusion durch oder in die in der Reaktorperipherie verwendeten Viton-Schläuche und/oder Entweichen durch Undichtigkeiten im gesamten System
- Aerobe/mikroaerophile Abbauprozesse durch Eindringen von Sauerstoffspuren durch undichte Stellen im System bzw. über Diffusion durch die Schlauchwandungen
- Anaerobe Abbauprozesse mit anderen Elektronenakzeptoren als Nitrat. Nicht völlig ausgeschlossen werden kann die Verfügbarkeit von Spuren von Nitrat (unter der Nachweisgrenze der analytischen Routinemethode) im zudosierten Grundwasser.

Die Ursachen für das Verschwinden eines beträchtlichen Teils der Chlorbenzene konnten noch nicht befriedigend aufgeklärt werden. Auf eine Beteiligung biotischer

Prozesse an den Chlorbenzenverlusten in der Referenzphase deutet die Zunahme der Bakteriendichte (Zellzahl) nach Passage des Reaktors, besonders die überproportionale Vermehrung der (fakultativ aeroben) Denitrifizierer (um 1-2 Größenordnungen) hin. Nach den mit der O<sub>2</sub>-Elektrode im Reaktorzulauf gemessenen Konzentration an gelöstem Sauerstoff (0% der Sättigungskonzentration) und dem Redoxpotential < 160 mV ist jedoch unwahrscheinlich, daß die Sauerstoffmengen mit dem Grundwasserstrom in den Reaktor gelangen, die zum aeroben Umsatz der als Verlust ausgewiesenen Chlorbenzene erforderlich wären. Um den Einfluß abiotischer Prozesse in der Peripherie des Reaktors abzuschätzen, wurde die Säule durch eine Bypass-Schaltung überbrückt (Versuchsphase III). Die Chlorbenzenverluste gingen deutlich zurück, betragen aber immer noch ca. 15% bzw. 33% des zugeführten MCB bzw. 1,4-DCB. Das spricht dafür, daß zumindest ein Teil der Chlorbenzenverluste in der Referenzphase auf abiotische, nichtkatalytische Ursachen (Diffusionsprozesse) zurückgeführt werden kann. Diese Annahme wird gestützt durch den Befund, daß sich die Zelldichten im Grundwasser während der Bypass-Passagen nicht signifikant änderten. Erkannte Fehlerquellen, die zu abiotisch bedingten Verfälschungen der Ergebnisse führen können, wurden bei der Konzipierung der Pilotanlage ausgeschlossen.

## Literatur

Fatpure, B.Z. and T.M. Vogel (1991) Complete degradation of polychlorinated hydrocarbons by a two-stage biofilm reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**, 3418-3422.

Hoos, E. und Schweisfurth, R. (1982) Untersuchungen über die Verteilung von Bakterien von 10 bis 90 m unter Bodenoberkante. In: *Jahrbuch vom Wasser* 58, 103-112, Verlag Chemie Weinheim Bergstraße.

Liang, L-N., Edwards, E A., Wills, L.E., Grbic-Galic, D. and M.Reinhard (1992) Anaerobic microbial transformation of aromatic hydrocarbons, chlorinated benzenes, and mixtures, and the relevance to bioreclamation of contaminated groundwater aquifers. U.S. Project EPA (Environmental Protection Agency) R-815252-01-0. Abstract of the final progress report for the period from 10/1/1988 to 9/30/1991.

Nowak, J., Kirsch, N.H., Hegemann, W. and H.-J. Stan (1996) Total reductive dechlorination of chlorobenzenes to benzene by a methanogenic mixed culture enriched from Saale river sediment. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **45**, 700-709.

Peter, H., Großmann, J. and G. Schulz-Terfloth (1995) Rahmensanierungskonzept des Großprojektes Bitterfeld/Wolfen (remediation outline concept for the Bitterfeld/Wolfen region). In: Lühr, H.-P. (ed.) *Grundwassersanierung 1995*. IWS Schriftenreihe 23, 123-128; Erich Schmidt-Verlag Berlin, Germany.

Weiß, H., Daus, B., Fritz, P., Kopinke, F.-D., Popp, P. and Wünsche L. (1998) In situ groundwater remediation research in the Bitterfeld region in Eastern Germany (SAFIRA). In: Herbert, M. and K. Kovar (eds.): *Groundwater quality. Remediation and protection (proceedings of the GQ '98 Conference held at Tübingen, Germany, September 1998)*. IAHS Publication 250, 443-450.

Weiß, H., Teutsch, G. and B. Daus (eds.) (1997) *Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA)*. UFZ-Bericht 27/1997.

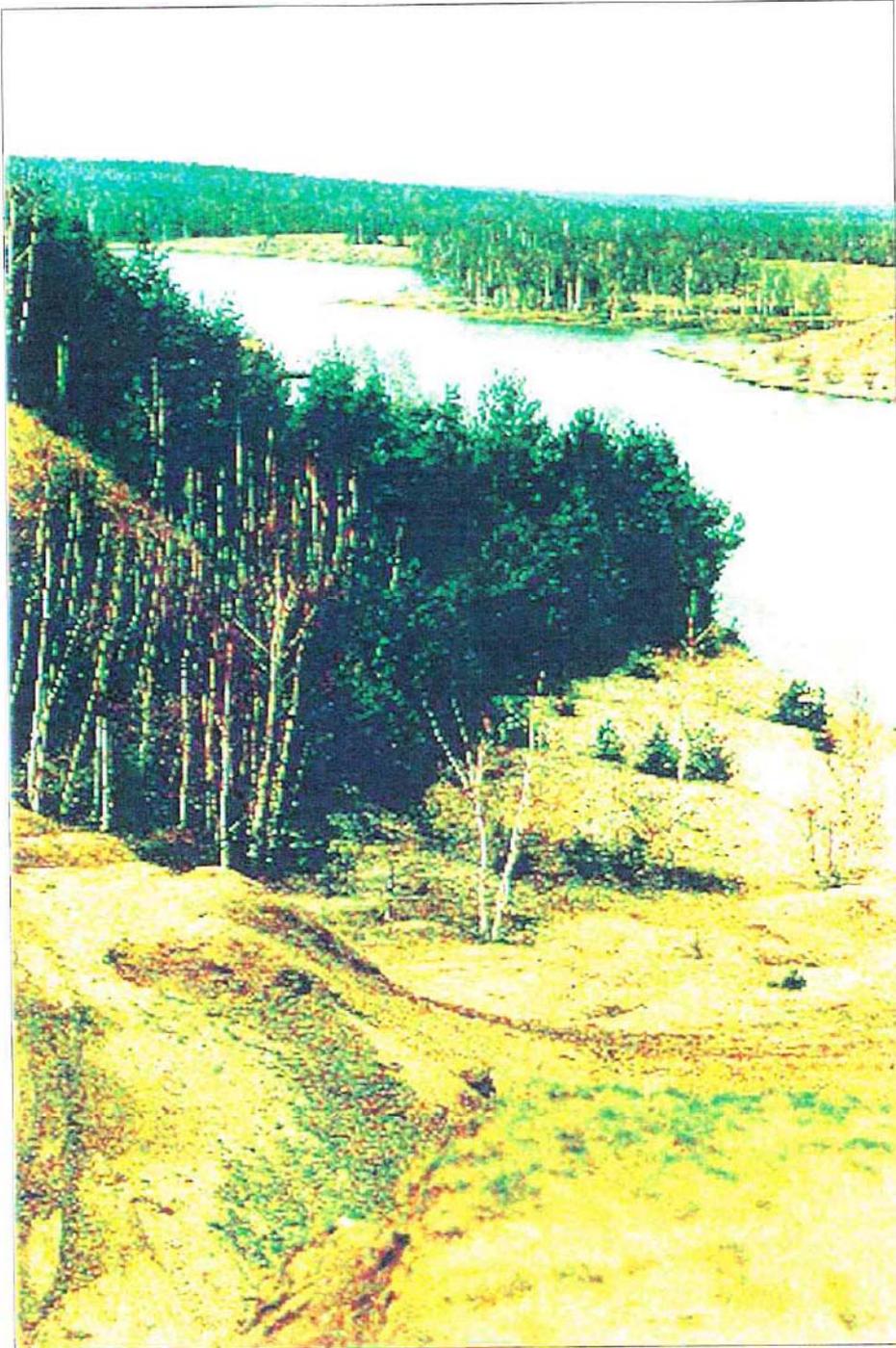
Wilson L.P. and Bouwer, E.J. (1997) Biodegradation of aromatic compounds under mixed oxygen/denitrifying conditions: a review. *J.Industrial Microbiol. Biotechnol.* **18**, 116-130.

Zwischenbericht zum HGF-Strategiefondsprojekt

**Systemintegrierte Umweltbiotechnologie zur Sanierung von organisch  
und anorganisch belasteten Grund- und Oberflächenwässern**

L. Meierling<sup>1)</sup>, N. Schmidt <sup>1)</sup> (Herausgeber)

W. Babel <sup>1)</sup>, W. Geller <sup>1)</sup>, M. Höfle <sup>2)</sup>, U. Stottmeister <sup>1)</sup>



1) UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

2) Gesellschaft für Biotechnologische Forschung mbH, Braunschweig