

Stimuleret *in situ* reduktiv deklorering. Vidensopsamling og screening af lokaliteter.

Appendiksrapport

Torben Højbjerg Jørgensen, COWI A/S
Charlotte Scheutz, Danmarks Tekniske Universitet
Neal D. Durant, GeoSyntec Consultants
Evan Cox, GeoSyntec Consultants
Niels Erik Bordum, COWI A/S
Poul Rasmussen, Fyns Amt
Poul Løgstrup Bjerg, Danmarks Tekniske Universitet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indholdsfortegnelse

APPENDIKS A	LITTERATUR DATABASE	4
	APPENDIKS A1 OVERSIGT OVER LITTERATUR VEDR. LABORATORIEFORSØG	4
	APPENDIKS A2 OVERSIGT OVER LITTERATUR VEDR. FELTUNDERSØGELSER	13
APPENDIKS B	UDVALGTE CASE STUDIER MED BIOAUGMENTATION	22
APPENDIKS C	LOKALITETS- OG FELTUNDERSØGELSER	30
APPENDIKS D	FELTMETODER	32
	PUSH-PULL TESTS	32
	<i>IN SITU</i> MIKROKOSMOS	32
	PILOTFORSØG	33
APPENDIKS E	RISIKOFORHOLD	35
	FORHOLD I NORDAMERIKA	35
APPENDIKS F	SCREENING AF LOKALITETER	39
	APPENDIKS F.1 NØRREGADE 4, ASSENS	39
	APPENDIKS F.2 ADELGADE 138, BOGENSE	44
	APPENDIKS F.3 DALUMVEJ 22-28, ODENSE	49
	APPENDIKS F.4 DALUMVEJ 34B, ODENSE	54
	APPENDIKS F.5 DALUMVEJ 62, ODENSE	59
	APPENDIKS F.6 MIDDELFARTVEJ 126, ODENSE	64
	APPENDIKS F.7 SANDERUMVEJ 113, ODENSE	69
	APPENDIKS F.8 RØNNEVEJ 13-15 NÆSBY	75
	APPENDIKS F.9 RUGÅRDSVEJ 166, ODENSE	80
	APPENDIKS F.10 RUGÅRDSVEJ 234 – 238, ODENSE	85
	APPENDIKS F.11 SORTEBROVEJ 26, TOMMERUP	90
	APPENDIKS F.12 BOGENSEVEJ 39, GRØNNEMOSE, ÅRUP	96
	APPENDIKS F.13 INDUSTRIVIRKSOMHED, SVENDBORG	102
APPENDIKS G	ERFARINGER FRA HOLLAND	108

Appendiks A Litteratur database

Appendiks A1 Oversigt over Litteratur vedr. laboratorieforsøg

Dette appendiks giver en skematisk oversigt over relevant litteratur om laboratorieundersøgelser. De væsentligste artikler er markeret med gult.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray of Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
1	Adams, D.T., Macdara, J.M., and Hughes, J.B. 2003. Inoculation of DNAPL source zone to initiate reductive dechlorination of PCE. <i>Environmental Science & Technology</i> 37: 2525-2533.	2003	S	Lab			silty sand		Dechlorinating, methanogenic mixed culture enriched on PCE/lactate	Sand box Batch	PCE→VC/ethene	89.9µM	lactate acetate H ₂ C	12, 22, 35	Elevated levels of TCE and cis-DCE were present in the source zone, but neither VC nor ethene were detected in the vicinity of NAPL. The results of this research indicated that adding dechlorinating cultures may be useful in the application of source zone bioremediation but that dechlorination beyond cis-DCE may be limited to regions downgradient of the source zone.
2	Adams, D.T. and Parkin, G.F. 2001. Product distribution during transformation of multiple contaminants by a high-rate, tetrachloroethene-dechlorinating enrichment culture. <i>Biodegradation</i> 12: 337-348.	2001	S	Lab				Anaerobic digester sludge. Enrichment culture (on lactate)	Batch	PCE→VC/ethene/CO ₂ CT→DCM/CO ₂	200µM 6µM	lactate (C-source: acetate)		The addition of both CT and PCE inhibited the transformation of the individual compounds and reduced the percentages recovered as (CO ₂)-C-14. However, the magnitude of these reductions was not severe and appeared to be the result of slower overall transformation rather than a complete inhibition of mineralization pathways.	
3	Adams, D.T. and Parkin, G.F. 2000. Impact of mixtures of chlorinated aliphatic hydrocarbons on a high-rate, tetrachloroethene-dechlorinating enrichment culture. <i>Environmental Science & Technology</i> 34: 1959-1965.	2000	S	Lab				Anaerobic digester sludge. Enrichment culture (on lactate)	Batch	PCE→ethene CT→DCM 1,1,1-TCA→CA	200µM 20µM 20µM	lactate	20	A PCE-acclimated, lactate-enrichment culture that demonstrated the ability to rapidly transform PCE to ethene in conjunction with methanogenesis was able to degrade both CT and 1,1,1-TCA despite no previous exposure to these compounds. While the presence of <20 µM of 1,1,1-TCA had little effect on PCE removal, the addition of 10-15 µM of CT negatively impacted both the PCE and vinyl chloride (VC) transformation steps.	
4	Bagley, D.M., Lalonde, M., Kaserov, V., Stasiuk, K.E., and Sleep, B.E. 2000. Acclimation of anaerobic systems to biodegrade tetrachloroethene in the presence of carbon tetrachloride and chloroform. <i>Water Research</i> 34: 171-178.	2000	S	Lab				Anaerobic digester sludge from a sewage treatment plant. Enrichment culture (on ethanol)	Batch Column	PCE→cis-DCE CT→DCM	8µM	ethanol yeast extract	20	The addition of 19 µM carbon tetrachloride to microcosms completely inhibited PCE degradation, as did 4 µM chloroform although 0.7 µM chloroform was not inhibitory.	
5	Ballaigrodá, B.S., Stense, H.D., Puhakka, J.A., and Ferguson, J.F. 1997. Effect of hydrogen on reductive dechlorination of chlorinated ethenes. <i>Environmental Science & Technology</i> 31: 1728-1734.	1997	S	Lab				Enrichment culture (on lactate)	Fluidized bed reactor Batch	PCE→VC/ethene	160µM	lactate propionate H ₂ acetate	35	The half-velocity coefficients for H ₂ utilization by dechlorinators ranged from 12 to 28 ppm for the chloroethenes and are at least an order of magnitude lower than values reported for methanogens. This implies that dechlorinating bacteria cannot compete with methanogens for H ₂ utilization at low H ₂ concentration.	
6	Bradley, P.M. and Chapelle, F.H. 1999. Methane as a product of chloroethene biodegradation under methanogenic conditions. <i>Environmental Science & Technology</i> 33: 653-656.	1999	S	Lab				Bed sediment (methanogenic and contaminated with low TCE, cis-DCE and VC conc.)	Batch - sediment	TCE→CH ₄ VC→CH ₄	TCE: 350µg/L TCE: 370µg/L			Radiometric detection headspace analyses of microcosms containing bed sediments from two geographically distinct sites indicated that 10-39% of the radiolabeled carbon transformed during anaerobic biodegradation of [1,2-C-14]trichloroethene (TCE) or [1,2-C-14]vinyl chloride (VC) under methanogenic conditions was ultimately incorporated into (C-H4)-C-14.	
7	Cabrol, N., Jacob, F., Pernier, J., Fouillet, B., and Chambon, P. 1998. Complete degradation of high concentrations of tetrachloroethylene by a methanogenic consortium in a fixed-bed reactor. <i>Journal of Biotechnology</i> 62: 133-141.	1998	S	Lab				Digested sludge from a waste water treatment plant. Methanogenic and sulfate-reducing mixed consortium	Fixed bed reactor	PCE→ethene	215µM	methanol		The dechlorination of PCE was efficient and complete for high concentrations: 40-215 µM of PCE. Indeed, 25 µM of PCE was degraded rapidly at the rate 3 µM mol l ⁻¹ h ⁻¹ and with 98% PCE removal. No chlorinated products were accumulated in the effluent. The tracer experiments with C-13 labeled PCE indicated that the PCE was completely degraded to carbon in the biomass and CO ₂ .	
8	Cair, C.S. and Hughes, J.B. 1998. Enrichment of high rate PCE dechlorination and comparative study of lactate, methanol, and hydrogen as electron donors to sustain activity. <i>Environmental Science & Technology</i> 32: 1817-1824.	1998	S	Lab				Anaerobic digester sludge from a sewage treatment plant. Enrichment culture (PCE/methanol). Aquifer-solids from a contaminated site. Enrichment culture (PCE/lactate/H ₂).	Batch Column	PCE→VC/ethene	6.7µM	lactate methanol H ₂	25	Columns were fed PCE (aqueous concentration of 5 mg/L) and either lactate, methanol, or H ₂ as their electron donor. Comparisons between electron donors were formulated using the observed rates of PCE disappearance and the extent of dechlorination achieved in each column. Over a period exceeding 1 year, the observed PCE half-life in each column was found to decrease from approximately 13 h to slightly less than 2 h, regardless of electron donor fed.	

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
9	Gastellano, M.R., T.A. Peet, M.L. McMaster, J. Adkison, and S. Dvoratzek. 2002. Laboratory Evaluation of Enhanced Bioremediation of Chlorinated Ethenes in Groundwater at the MLP/VAB Area. In: A.R. Gavaskar and A.S.C. Chen (Eds), Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. 2002. Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	G	Lab	MLP and VAB at Kennedy Space Flight Center	Cape Canaveral, Florida	Sandy Aquifer	TCE, cDCE, VC	Sediment and groundwater from a TCE contaminated site. Bioaugmentation with KBI	Batch	TCE → c-DCE TCE → ethene	20-20mg/L	Methanol, ethanol, acetate, lactate	25	Microcosm testing indicated that dechlorination did not occur in the sterile controls, anaerobic intrinsic controls, or nitrate-amended controls. Slow rates of TCE degradation was observed in microcosms that were not augmented. Complete dechlorination to ethene was observed in bioaugmented microcosms. Half lives of 4 to 15 days were calculated for TCE and cDCE in bioaugmented microcosms.
10	Girika, O.A., Windtun, C., Bischof, G., Granzow, S., Scholz-Muramatsu, H., and Kobus, H. 1999. Microbial reductive dechlorination in large-scale sandbox model. <i>Journal of Environmental Engineering-Asce</i> 125: 861-870.	1999	S	Lab					Dehalospirillum multivorum mixed culture	large scale sand box	PCE → DCE	135uM	ethanol	20	Both reductive dechlorination and competitive microbial reactions led to the acidification of the domain. The artificial aquifer was buffered by the concurrent injection of sodium sulfide with the electron donor. Under these conditions bioaugmentation of Dehalospirillum multivorum was successful, whereas stable dechlorination of DCE could not be achieved
11	Cope, N. and Hughes, J.B. 2001. Biologically enhanced removal of PCE from NAPL source zones. <i>Environmental Science & Technology</i> 35: 2014-2021.	2001	S	Lab					Mixed culture of dechlorinating and methanogenic bacteria.	Column - glass beads	PCE → VC	PCE/tri-dichloro-NAPL	pyruvate		Comparisons between actively dechlorinating columns and abiotic-PCE columns demonstrated that dechlorination resulted in an increase in total PCE removal, up to a factor of 16 over dissolution. The system fed the highest pyruvate levels, interestingly, lost dechlorinating activity early in the experiment.
12	Cupples, A.M., Spormann, A.M., and McCarthy, P.L. 2003. Growth of a Dehalococcoides-like microorganism on vinyl chloride and dichloroethene as electron acceptors as determined by competitive PCR. <i>Applied and Environmental Microbiology</i> 69: 953-959.	2003	S	Lab					Aquifer material from a contaminated site in Victoria, Tex.	Batch	VC → ethene	5uM	H ₂	20	The growth of bacterium VS was found to be coupled to the dehalogenation of VC and cDCE, suggesting unique metabolic capabilities.
13	Davis, I.W., Odum, J.M., Dewerd, K.A., Stahl, D.A., Frisbain, S.S., West, R.J., Klecka, G.M., and DeCarolis, J.G. 2002. Natural attenuation of chlorinated solvents at Area 6, Dover Air Force Base: characterization of microbial community structure. <i>Journal of Contaminant Hydrology</i> 57: 41-59.	2002	S	Lab					Sediment and groundwater from a contaminated site at Dover Air Force Base	Batch - sediment and groundwater	PCE → ethene	1500ug/kg	no donor	15	Laboratory microcosms prepared with authentic sediment and groundwater provided direct microbiological evidence that the mineralization of vinyl chloride and cis-dichloroethene as well as each step in the complete reductive dechlorination of tetrachloroethene to ethene can occur in the Area 6 aquifer.
14	Dennis, P.C., Sleep, B.E., Fullerton, R.R., and Liss, S.N. 2003. Phylogenetic analysis of bacterial populations in an anaerobic microbial consortium capable of degrading saturation concentrations of tetrachloroethylene. <i>Canadian Journal of Microbiology</i> 49: 15-27.	2003	S	Lab					Anaerobic digester sludge from Toronto main treatment plant. Enrichment culture (PCE/methanol).	Column Batch	PCE → ethene	700uM 54mg/L	methanol butyric acid		An anaerobic microbial consortium able to biodegrade saturation levels of perchloroethylene (PCE) in a column containing a source zone of PCE was examined phylogenetically to determine microbial community structure and spatial variation in relation to the PCE source. The consortium was comprised of at least 34 members with 7 organisms showing affiliations with known respiratory or cometabolic dechlorinators.
15	Dick, V.B., N.L. Case, and S.L. Boyle. 2001. Enhanced Bioremediation of High Contaminant Concentrations in Source Residual Area. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leeson (Eds), Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 27-33.	2001	G	Lab	Eyeware Manufacturing	Western New York	dense till comprised of clayey silts with some sand	TCE, 1,1,1-TCA	Sediment and groundwater from a contaminated site. Biostimulation	Batch	TCE → ethene 1,1,1-TCA → ethene	TCE: 25mg/L TCA: 250mg/L	Polyacetate ester (HRC)		Relatively high initial concentrations (25 mg/L TCE and 250 mg/L and 250 mg/L of TCA) were used in the microcosm study. TCE reduction was between 68% and 80% after 28 days with DCE, VC, and ethene production observed. During the 28 day test, TCA reduction of up to +/- 79% was observed in 25mg/L (initial concentration) tests and up to +/- 92% was observed in the 250 mg/L tests. Field results were unavailable at time of publication.
16	DiSistano, T.D., and R. Basal. 2000. PCE Dechlorination With Complex Electron Donors. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavaskar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 55-61.	2000	G	Lab				PCE	Anaerobic Digester Sludge	Batch - growth medium	PCE → ethene		corn steep liquor, whey, milk, molasses, sugar, flour	20	Time to achieve PCE dechlorination to cDCE (in days): corn steep liquor (10), whey (10), milk (10), molasses (14), sugar (26), flour (30). Only milk (15) and whey (15) fed-cultures achieved complete transformation to VC, with partial transformation to ethene.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
17	Distelano, T.D., 1999. The effect of tetrachloroethene on biological dechlorination of vinyl chloride: Potential Implication for natural bioattenuation. <i>Water Research</i> 33: 1688-1694.	1999	S	Lab					Methanol/PCE methanogenic culture	Batch	PCE→ethene VC→ethene	0.6mg/L	methanol	35	Results suggest that VC dechlorination to ETH may not be sustainable in the absence of a higher chlorinated ethene.
18	Distelano, T.D., Gosselt, J.M., and Zinder, S.H. 1991. Reductive Dechlorination of High-Concentrations of Tetrachloroethene to Ethene by An Anaerobic Enrichment Culture in the Absence of Methanogenesis. <i>Applied and Environmental Microbiology</i> 57: 2287-2292.	1991	S	Lab				Methanol/PCE methanogenic culture	Batch	PCE→VC/ethene		550µM	methanol	35	In this study, anaerobic methanol/PCE enrichment cultures which proved capable of dechlorinating high concentrations PCE to ethene were developed. Added concentrations of PCE as high as 550µmM (91 mg/liter nominal concentration; approximately 35 mg/liter actual aqueous concentration) were routinely dechlorinated to 80% ethene and 20% vinyl chloride within 2 days at 35-degrees-C. The methanol level used was approximately twice that needed for complete dechlorination of PCE to ethene. The observed transformations occurred in the absence of methanogenesis, which was apparently inhibited by the high concentrations of PCE.
19	Doong, R.A. and Chen, T.F. 1996. Anaerobic degradation of 1,1,1-trichloroethane with the amendment of different substrate and microbial concentrations. <i>Chemosphere</i> 32: 2003-2014.	1996	S	Lab				Anaerobic digester sludge from a sewage treatment plant Enrichment culture (PCE/methanol). Aquifer-solids from a contaminated site. Enrichment culture (lactic	Batch	1,1,1-TCA→?			glucose acetate	35	Experimental results demonstrated that the addition of higher concentrations of the substrate and microorganisms would enhance the biotransformation of TCA. The biotransformation rate of TCA increased progressively with the increase of the concentrations of the substrate and microorganisms.
20	Dubamel, M., Mehr, S.D., Yu, L., Rivli, H., Sepears, D., Dvoratzek, S., Cox, E.E., and Edwards, E.A. 2002. Comparison of anaerobic dechlorinating enrichment cultures maintained on tetrachloroethene, trichloroethene, cis-dichloroethene and vinyl chloride. <i>Water Research</i> 36: 4193-4202.	2002	S	Lab				Soil and groundwater from a TCE contaminated site. Enriched by TCE and methanol. (KBI)	Batch - nutrient medium	PCE→ethene TCE→ethene cis-DCE→ethene VC→ethene No degrad. of 1,1,1-TCA and 1,2-DCA			methanol ethanol hydrogen lactate propionate		TCE was transformed independently of donor type. Cultures grown on VC lost their ability to transform PCE. Chloroform (CF) and 1,1,1-trichloroethane inhibited chlorinated ethene dechlorination. Most strongly inhibited was the final conversion of VC to ethene, with complete inhibition occurring at an aqueous ClF concentration of 2.5 µM.
21	Ellis, D.E., Lutz, E.J., Odum, J.M., Buchanan, R.J., Bartlett, C.L., Lee, M.D., Harkness, M.R., and Dewerd, K.A. 2000. Bioaugmentation for accelerated in situ anaerobic bioremediation. <i>Environmental Science & Technology</i> 34: 2294-2260.	2000	S	Lab (field)				Sediment from a TCE contaminated site.	Batch - sediment groundwater slurry	TCE→cis-DCE			butyrate benzoate acetate ethanol molasses actate		Different donors did not lead to degradation of cis-DCE only when Pinellas culture was added
22	El Marmouh, R., Jacquet, R., Gerin, P., and Agathos, S.N. 2002. Influence of electron donors and acceptors on the bioremediation of soil contaminated with trichloroethene and nickel: laboratory- and pilot-scale study. <i>Water Science and Technology</i> 45: 49-54.	2002	S	Lab				Soil from a TCE contaminated site	Batch - sediment and nutrient solution	TCE→ethene	10mg/L	methanol lactate	20	Results from laboratory studies showed that the indigenous microorganisms of the soil were limited by the type of electron donor. A better TCE dechlorination was obtained when the electron donor was composed of a mixture of methanol and lactate, as compared to that with methanol alone. Sulfate had no effect on TCE removal.	
23	Farone, W.A. and T. Palmer. 2001. Comparison of Reducing Agents for Dechlorination in a Simulated Aquifer. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leeson (Eds). <i>Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents</i> . Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 103-108.	2001	G	Lab				Aquifer Simulation Vessel (ASV)	Simulated Aquifer System	TCE→VC	20mg/L	Polylactate ester; Vegetable Oil; Molasses		HRC provides a source of lactic acid and thus hydrogen for long periods of time and does not seem to migrate from the point of injection. Although vegetable oil and sugar solutions appear to be useful materials to stimulate biodegradation on a biochemical basis, they seem to require a continuous injection if they are to be useful in the field.	
24	Fennell, D.E., Carroll, A.B., Gossett, J.M., and Zinder, S.H. 2001. Assessment of indigenous reductive dechlorinating potential at a TCE contaminated site using microcosms, polymerase chain reaction analysis, and site data. <i>Environmental Science & Technology</i> 35: 1830-1839.	2001	S	Lab (field)				Sediment and groundwater from a TCE contaminated site	Batch - sediment groundwater slurry	TCE→VC/ethene	200µM*	Lactate butyrate propionate yeast extract vitamin B ₂	24	Microcosm studies were performed to assess dechlorinating activity under a variety of nutrient and electron donor amendment conditions. Most live microcosms constructed using material from the first location, near well 9 (W09), were negative for dechlorination. All live microcosms constructed using material from the second location (W06) exhibited dechlorination of TCE to vinyl chloride (VC) and ethene (ETH). DNA encoding 16S ribosomal RNA (rDNA) with a sequence nearly identical with that from Dehalococcoides ethenogenes strain 195 was detected in the active microcosms and in the sediment from W06, with polymerase chain reaction (PCR) using primers targeted to unique regions of Dehalococcoides 16S rDNA.	

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
25	Fennel D.E., Gossell J.M., and Zinder S.H. 1997. Comparison of butyric, lactic, and propionic acid as hydrogen donors for the reductive dechlorination of tetrachloroethene. <i>Environmental Science & Technology</i> 31: 918-926.	1997	S	Lab					Methanol/PCE enriched culture	Batch	PCE→ethane/ethene		butyric acid ethanol lactic acid propionic acid		All donors facilitated dechlorination to VC and ethane in comparable amounts. Amendment with butyric and propionic acids resulted in less methanogenesis than old amendment with ethanol or lactic acid, which generated much higher H ₂ levels. Ethanol did not support complete dechlorination during shorter term tests, but it was a viable donor over long-term testing because a portion was converted to a pool of slowly degraded propionic acid and because during long term tests, cultures were routinely co-amended with pre-fermented yeast extract, a source of slowly fermented volatile fatty acids.
26	Fleeson R.J., M.H. Daly, J.D. Fitzgerald, G. Dimmers, M.D. Lee, and D. Wany. 2000. Anaerobic Bioremediation of Chlorinated VOCs in a Fractured Bedrock Aquifer - Preparations for an In Situ Pilot Study. In: G.B. Witekmanajke, A.R. Gavraski, B.C. Allman, and V.S. Magri (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 405-412.	2000	G	Lab	Industrial Site	Boston, MA	fractured bedrock	TCE	Sediment and groundwater from a TCE contaminated site. Bioaugmentation with <i>Pinellas</i>	Batch	TCE→c-DCE/VC TCE→ethene	200UM	mollasses, lactate, soybean oil	22	Lactate found to be most effective electron donor, mass balance conversion to ETH demonstrated in bioaugmentation trials (3 to 7 weeks after bioaugmentation in fill microcosms). TCE concentrations as high as 250 ppm were degraded in bioaugmented treatments, demonstrating applicability for source areas. In microcosms that were not bioaugmented, TCE degradation was incomplete, resulting in accumulation of cDCE and VC after 12 weeks.
27	Plym S.J., Löffler F.E., and Tiegel J.M. 2000. Microbial community changes associated with a shift from reductive dechlorination of PCE to reductive dechlorination of cis-DCE and VC. <i>Environmental Science & Technology</i> 34: 1056-1061.	2000	S	Lab				River sediments enriched by PCE amendments. Non-methanogenic culture	Batch	PCE→ethene TCE→ethene cis-DCE→ethene VC→ethene	0.2UM	Acetate H ₂	25	Cultures grown on cis-DCE and VC lost their ability to transform PCE. Microbial analysis demonstrated shifts in the community composition of the subcultures that had lost the PCE-dechlorinating activity but not in the subcultures that maintained the PCE-dechlorinating activity.	
28	Gandhi, S., B.-I. Oh, J.L. Schnoor, and P.J. Alvarez. 2001. Degradation of TCE, Cr(VI), NO ₃ ⁻ , and SO ₄ ²⁻ Mixtures in Columns Mimicking Bioaugmented Fe0 Barriers. In: Leeson, A., B.C. Allenan, P.J. Alvarez, and V.S. Magri (Eds.), Bioaugmentation, Biocorrosion, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 147-155.	2001	G	Lab				Columns packed with soil and granular iron. Bioaugmentation with <i>Shewanella algae</i>	Column	TCE→non-chlorinated products				TCE was degraded in the zone containing ZVI (50 to 70%) and bioaugmentation with <i>S. algae</i> slightly increased removal efficiency to 80%. Although <i>S. Algae</i> is not a chloroethene degrader, it enhanced reductive dechlorination by reducing oxides on the ZVI surface - effectively renewing the particle surface, making it more available for reactivity with the ZVI.	
29	Gibson S.A. and Sewell G.W. 1992. Stimulation of Reductive Dechlorination of Tetrachloroethene in Anaerobic Aquifer Microcosms by Addition of Short-Chain Organic Acids Or Alcohols. <i>Applied and Environmental Microbiology</i> 58: 1392-1393.	1992	S	Lab				Aquifer material from a contaminated site in Traverse City, Mich.	Batch - sediment	PCE→DCE		30UM	Acetate, lactate, propionate, butyrate, crotonate, methanol, ethanol, isopropanol		The effect of the addition of common fermentation products on the dehalogenation of tetrachloroethene was studied in methanogenic slurries made with aquifer solids. Lactate, propionate, crotonate, butyrate, and ethanol stimulated dehalogenation activity, while acetate, methanol, and isopropanol did not.
30	Harkness M.R., Bracco A.A., Brennan M.J., Dawerdt K.A., and Spivack J.L. 1999. Use of bioaugmentation to stimulate complete reductive dechlorination of trichloroethene in Dover soil columns. <i>Environmental Science & Technology</i> 33: 1100-1109.	1999	S	Lab	Dover Air Force Base	DE, USA	fine to medium sand	mainly TCE	Soil cores from a TCE contaminated site. <i>Pinellas</i> culture	Soil columns permeated with groundwater	TCE→cis-DCE TCE→VC/ethene	30UM max. 1300UM	lactic acid methanol, vitamin solution, yeast extract, butyrate, toluene		Dechlorination of TCE to cis-dichloroethene (c-DCE) was observed in the columns using lactate, acetate and methanol, butyrate, glutamate and 1,2-propanediol, or toluene as electron donors. In combination with vitamins and other supplemental nutrients. However, the c-DCE formed was not further dechlorinated using any of these amendments. Subsequent inoculation with a competent, nonnative TCE-dechlorinating culture (<i>Pinellas</i> culture) resulted in the dechlorination of TCE to ethene after 30 days.
31	Hui J.Z., Sung Y., Doolittle M.E., Falshaw B.Z., Tiegel J.M., and Löffler F.E. 2002. Acetate versus hydrogen as direct electron donors to stimulate the microbial reductive dechlorination process at chloroethene-contaminated sites. <i>Environmental Science & Technology</i> 36: 3945-3952.	2002	S	Lab				Sediment and groundwater from a chloroethene contaminated site in Osceola, MI	Batch - sediment groundwater slurry	PCE→ethene TCE→ethene cis-DCE→ethene VC→ethene	20-50UM	H ₂ , formate, acetate, pyruvate, lactate, fumarate, glycerol, glucose, molasses, or whey	25	PCE digluc addition to ethene occurred in presence of all donors. Higher rate were obtained when acetate was added compared to when only H ₂ was added	
32	Henssen, M.J.C., S. Kuening, A.W. van der Werf, J.J. van der Waarde, C. Hubach, R. Blokje, J. Mourik, C. Haasnoot, H. Bosgoed, and E. Meijerink. 1999. Full-Scale Bioremediation of Chlorinated Ethenes: Combining an Anaerobic Bioreactor with In Situ Stimulation. In: A. Leeson and B.C. Allenan (Eds.), Engineered Approaches for In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvent Contamination. Battelle, Columbus, Ohio, pp. 225-229	1999	G	Lab	Evenbilj Industrial Site	Hoogeveen, Netherlands	Sandy soil	PCE, TCE	Sediment and groundwater from a contaminated site. Bioaugmentation with anaerobic digester sludge	Bioreactor and batch microcosm	TCE→c-DCE/VC TCE→ethene	5.8 mg/kg dw	lactate, acetate		Pre-design laboratory studies found that addition of lactate and acetate catalyzed conversion of PCE to c-DCE, but no further degradation to VC or ETH was observed. Bioaugmentation achieved partial dechlorination of cDCE and VC to ETH.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
33	Lee, M.D., R.J. Buchanan, and D.E. Ellis. 2000. Laboratory Studies Using Edible Oils to Support Reductive Dechlorination. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavaskar, B.C. Allenman, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 77-84.	2000	G	Lab	NA	Victoria, Texas	Unconsolidated aquifers	TCE, PCE	Intact soil core from Dover Air Force Base; Phielias and Dover Landfill Enrichment	Batch microcosm; continuous feed column	PCE/TCE→ethene	10mg/L	corn oil, beef tallow, melted corn oil, margarine, coconut oil, soybean oil, and partially hydrogenated soybean oil		Microcosm: oils and molasses achieved dechlorination of TCE to ethene over a period roughly 50 d. Significant production of CH ₄ and CO ₂ gas occurred in oil-amended microcosms; authors concluded that high quantity of gas production indicates that use of oils may lead to plugging problems if gas bubbles accumulate in situ. Column: ethene and ethane were only products observed in effluent for 86 d following oil addition.
34	Kao, C.M. and Prosser, J. 1999. Intrinsic bioremediation of trichloroethylene and chlorobenzene: field and laboratory studies. <i>Journal of Hazardous Materials</i> 69: 67-79.	1999	S	Lab	Robins Air Force Base	Georgia, USA			Sediment and groundwater from a TCE and chlorobenzene contaminated site	Batch - groundwater	TCE→VC (not analyzed for ethene/ethane)	2.5 mg/L	methanol, chlorobenzene		Microcosm results suggest that CB can serve as the primary substrate (electron donor), and enhance TCE biodegradation to less-chlorinated compounds under both aerobic cometabolism and reductive dechlorination conditions.
35	Kesars, V.B., Sleep, B.E., and Bagley, D.M. 2000. Column studies of biodegradation of mixtures of tetrachloroethene and carbon tetrachloride. <i>Water Research</i> 34: 4161-4168.	2000	S	Lab					Anaerobic digester sludge	Column - sand	PCE→VC/ethene CT→DCM→?	30µM	ethanol yeast extract		The ultimate rate and extent of PCE biodegradation were reduced, indicating an increased inhibition of PCE biodegradation at 3.0 mM CF.
36	Komatsu, T., Shimoyu, J., and Mononoi, K. 1997. Reductive transformation of tetrachloroethylene to ethylene and ethane by an anaerobic filter. <i>Water Science and Technology</i> 36: 125-132.	1997	S	Lab					Anaerobic digester sludge from a sewage treatment plant	Batch Up-flow-filter	PCE→ethene	80mg/L	acetate, propionate, ethanol, lactate, sucrose Filter: ethanol, yeast extract	25	PCE transformation was observed in presence of all donors tested except acetate. PCE concentrations as high as 80 mg/L was dechlorinated to ETY with a relatively low supply (200 mgCOD/L) of ethanol.
37	Luo, X., and G.W. Sewell. 2001. Combination of Iron and Mixed Anaerobic Culture for Perchloroethene Degradation. In: Leeson, A., B.C. Alleman, P.J. Alvarez, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation, Biobarriers, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH. pp. 167-173.	2001	G	Lab	Kelly Air Force Base	Texas, USA	alluvial deposits	PCE	Enrichment culture by Phielias soil. Some batches mixed with zero valent iron (ZVI).	Batch reactor	PCE→ethene/ethane	Phielias site soils	Cathodic hydrogen (from ZVI corrosion)	3-30 umol/bottle	Soil bacteria can use cathodic hydrogen as electron donor for methanogenesis and PCE transformation. Exogenous culture in ZVI reactors significantly transform relative to reactors with only culture or ZVI alone. Performance varied based on type of iron; however, 50 to 100 % mass balance ethene generation occurred in reactors with Iron B.
38	Major, D.W., McMaster, M.L., Cox, E.E., Edwards, E.A., Diorazio, S.M., Hendrickson, E.K., Starr, M.G., Payne, J.A., and Buonamici, L.W. 2002. Field demonstration of successful bioaugmentation to achieve dechlorination of tetrachloroethene to ethene. <i>Environmental Science & Technology</i> 36: 5106-5116.	2002	S	Lab (field)					Sediment and groundwater from a PCE-contaminated site	Batch - sediment groundwater slurry	TCE→cis-DCE TCE→VC/ethene	600µM	methanol, lactate		Laboratory microcosms inoculated with soil and groundwater from the site exhibited partial dechlorination of TCE to cDCE when amended with lactate or methanol. Following the addition of a dechlorinating enrichment culture, KB-1, the chlorinated ethenes in the microcosms were completely converted to ethene.
39	Meymo-Gallelli, X., Anguish, T., and Zinder, S.H. 1999. Reductive dechlorination of chlorinated ethenes and 1,2-dichloroethane by "Dehalococoides ethenogenes" 195. <i>Applied and Environmental Microbiology</i> 65: 3108-3113.	2001	S	Lab					"Dehalococoides ethenogenes" strain 195	Batch - growth medium	PCE→ethene TCE→ethene cis-DCE→ethene VC→ethene	15-60µM	H ₂		Chloroform was found to be inhibitory to chloroethene utilization by strain 195 and at least partially accounts for the inhibitory activity of the synthetic cis-DCE. VC, a human carcinogen that accumulates to a large extent in cultures of strain 195, was not utilized as a growth substrate, and cultures inoculated into medium with VC required a growth substrate, such as PCE, for substantial VC dechlorination.
40	Meymo-Gallelli, X., Nijhuis, I., and Zinder, S.H. 2001. Reductive dechlorination of cis-1,2-dichloroethene and vinyl chloride by "Dehalococoides ethenogenes". <i>Environmental Science & Technology</i> 35: 516-521.	1999	S	Lab					"Dehalococoides ethenogenes" strain 195	Batch - growth medium	PCE→ethene TCE→ethene 1,1-DCE→ethene cis-DCE→ethene 1,2-DCA→ethene/VC	0.9µM	H ₂	35	PCE, TCE, 1,1-DCE, and cis-DCE were converted mainly to vinyl chloride (VC) and then to ETH, while DCA was converted to ca. 99% ETH and 1% VC. cis-DCE was used at lower rates than PCE, TCE, 1,1-DCE, or DCA was used. When PCE-grown cultures were transferred to media containing VC or trans-DCE, products accumulated slowly, and there was no increase in the rate, which indicated that these two compounds did not support growth.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
41	Middelkoop P.J.M., van Aalst J.M.A., Rijnhaas H.H.M., Stams E.J.M., de Kreuk H.F., Schraa G., and Bosma T.N.P. 1998. Stimulation of reductive dechlorination for in situ bioremediation of a soil contaminated with chlorinated ethenes. <i>Water Science and Technology</i> 37: 105-110.	1998	S	Lab					Sediment and groundwater from a PCE/TCE contaminated site in the Netherlands	Soil columns permeated with original groundwater and artificial groundwater	TCE → cis-DCE TCE → ethene	20000-70000ug/L (original) 50uM (artificial)	acetate, methanol, propionate, lactate, compost extract	20	TCE was converted to cis-DCE in presence of all electron donors studied. Only columns permeated with the original groundwater and compost extract showed conversion of TCE to ethene.
42	Nielsen, R.B. and Keasling, J.D. 1999. Reductive dechlorination of chlorinated ethene DNAPLs by a culture enriched from contaminated groundwater. <i>Biotechnology and Bioengineering</i> 62: 160-165.	1998	S	Lab					Groundwater from a TCE contaminated site, Santa Clara County, CA, USA. Enriched culture: glucose	Batch - growth medium	PCE → ethene TCE → ethene VC → ethene	PCE: 1.2mM TCE: 8.4mM VC: 1.4	glucose	room temp. and 30	With subsaturating concentrations of chlorinated ethenes, nearly stoichiometric amounts of the toxic intermediate vinyl chloride accumulated prior to its dechlorination to ethene. In contrast, under saturating conditions, in which a dense, nonaqueous-phase liquid existed in equilibrium with the aqueous phase, the chlorinated ethene was dechlorinated to ethene at a rapid rate, with the accumulation of relatively small amounts of chlorinated intermediates.
43	Nuyens, D., M. Meyer, D. Wany, Y. Miles, and V. Dries. 2001. Enhanced Reductive Dechlorination on an Industrial Site in Belgium. In: V.S. Mägar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leeson (Eds). <i>Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents</i> . Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 87-94.	2001	G	Lab	Manufacturing Site	Belgium	slightly peat material overlying sands of marine origin.	TCE, TCA, DCA	Sediment and groundwater from a contaminated site	Microcosm and Column			Lactate, Butyrate, and Vegetable Oil		No results of degradation studies. Paper shows field data.
44	Panciera, M.A., O. Zelenkova, B.F. Smets, and G.M. Dobbs. 2001. Differential Stimulation of Haloreduction by Carbon Addition to Subsurface Soils. In: V.S. Mägar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leeson (Eds). <i>Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents</i> . Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 69-76.	2001	G	Lab	Industrial Site		Sandy/gravelly overburden aquifer adjacent to a tidal estuary and wetland	PCE, TCE, cDCE	Soil from a contaminated site	Microcosm	PCE → cis-DCE		Sodium Acetate, Sodium Propionate, Sodium Lactate, Ethanol, Vegetable Oil, HRC	25	A carbon-limited aquifer contaminated with CEs can be transformed to an anaerobic aquifer expressing reductive dehalogenation by carbon source addition. No reduction past cDCE evidenced by its concentration remaining near steady until the end of the study. Ethene, ethane, and methane were not measured in this study.
45	Richardson, R.E., Bhupathiraju, V.K., Song, D.L., Goulet, T.A., and Alvarez-Cohen, L. 2002. Phylogenetic characterization of microbial communities that reductively dechlorinate TCE based upon a combination of molecular techniques. <i>Environmental Science & Technology</i> 36: 2652-2662.	2002	S	Lab					Soil from a TCE contaminated site in California. Enriched by lactate and TCE	Batch - (ANAS culture)	TCE → ethene	200-400uM	lactate	25-30	An anaerobic microbial consortium (referred to as ANAS) that reductively dechlorinates trichloroethene (TCE) completely to ethene with the transient production of cis-dichloroethene (cDCE) and vinyl chloride was enriched from contaminated soil obtained from Alameda Naval Air Station. ANAS uses lactate as its electron donor and has been functionally stable for over 2 years. Following a brief exposure to oxygen, a subculture (designated VCC) derived from ANAS could dechlorinate TCE only to vinyl chloride with lactate as its electron donor.
46	Skubal, K.L., Barcelona, M.J., and Adriaens, P. 2001. An assessment of natural biotransformation of petroleum hydrocarbons and chlorinated solvents at an aquifer plume transect. <i>Journal of Contaminant Hydrology</i> 49: 151-169.	2001	S	Lab (field)					Sediment and groundwater from a chloroethene contaminated site in Oscoda, MI	Batch	TCE → cis-DCE	10ug/L	toluene	20	Laboratory results indicated low intrinsic potential for TCE biodegradation. After more than 500 days TCE dechlorination products were only detected in one saturated methanogenic microcosm and the TCE mineralization was less than 5% complete.
47	Smaliak, C.R., Gossett, J.M., and Zinder, S.H. 1996. Comparative kinetics of hydrogen utilization for reductive dechlorination of tetrachloroethene and methanogenesis in an anaerobic enrichment culture. <i>Environmental Science & Technology</i> 30: 2850-2858.	1996	S	Lab					Original a Methanol/PCE methanogenic culture. Enriched on butyrate and low-PCE	Batch	PCE VC	120uM	butyrate, vitamin yeast extract, H ₂ , formate	35	The nearly 10 fold difference in K _s (H ₂) between methanogens and dechlorinators suggests that the deliberate choice of an electron donor whose fermentation results in a slow, steady, and low-level release of H ₂ over time could maximize dechlorination potential while minimizing methanogenic competition for H ₂ .
48	Wu, W.M., Kitapawa, M., Taniguchi, S., and Jain, M.K. 1998. Anaerobic dechlorination of perchloroethylene (PCE) in soil by a dechlorinating microbial consortium. <i>Journal of Fermentation and Bioengineering</i> 86: 588-594.	1998	S	Lab					Anaerobic reactor containing a fatty acid-degrading methanogenic granular sludge with contaminated sediment as seed material. Fed with methanol, glucose and PCE	Batch - garden soil added nutrient medium and inoculum	PCE → ethane/ethene	200mg/kg dry soil	No donor - just nutrients and inoculum	22	During PCE-degradation, TCE, dichloroethylene (DCE), and vinyl chloride (VC) were transiently observed as intermediates. Ethylene was the end product of PCE dechlorination. In batches without added inoculum (containing indigenous soil organisms) VC accumulated.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Geology	Contaminants	Inoculum	Approach System Design	Dechlorination	Initial conc.	Electron donor	Temperature C	Key Findings
49	Wu, W.M., Nye, J., Jain, M.K., and Hickey, R.F. 1998. Anaerobic dechlorination of trichloroethylene (TCE) to ethylene using complex organic materials. <i>Water Research</i> 32: 1445-1454.	1998	S	Lab	Manufacturing facility	Western New York, USA			Anaerobic reactor containing a fatty acid-degrading methanogenic granular sludge with contaminated sediment as seed material. Fed with methanol, glucose, and PCE. Sediment and groundwater from a TCE contaminated site	Batch - granules, basal medium	TCE → ethene		Cane molasses Ligno-cellulosic material, hardwood chips, corn cobs, newspaper	22	TCE was transformed to ethene independently of donor type. Laboratory microcosms prepared with groundwater demonstrated complete sequential dechlorination of TCE to ethene. Microcosm assays also revealed that reductive dechlorination activity was present in waters from the center but not from the periphery of the contaminant plume. This dechlorination activity indicated that naturally occurring microorganisms have adapted to utilize chlorinated ethenes and suggested that dehalorespiring rather than cometabolic, microbial processes were the cause of the dechlorination. The addition of pulverized dolomite to microcosms enhanced the rate of reductive dechlorination, suggesting that hydrocarbons in the dolomite aquifer may serve as electron donors to drive microbially mediated reductive dechlorination reactions.
50	Yager, R.M., Bilotta, S.E., Mann, C.L., and Madsen, E.L. 1997. Metabolic adaptation and in situ attenuation of chlorinated ethenes by naturally occurring microorganisms in a fractured dolomite aquifer near Niagara Falls, New York. <i>Environmental Science & Technology</i> 31: 3138-3147.	1997	S	Lab (field)	Manufacturing facility	Western New York, USA		petroleum products dolomite	Sediment and groundwater from a TCE contaminated site	Batch - groundwater + growth medium	TCE → ethene	0.2mM	yeast extract pulverized dolomite	22	Compared with a no-substrate column control, the DNAPL dissolution rate was enhanced about three times when directly coupled with biological transformation. The major degradation product formed was cDCE, but significant amounts of VC and ethene were also found with some columns.
51	Yang, Y.R. and McCarty, P.L. 2002. Comparison between donor substrates for biologically enhanced tetrachloroethene DNAPL dissolution. <i>Environmental Science & Technology</i> 36: 3400-3404.	2002	S	Lab				Anaerobic reactor initially seeded with sediment from a PCE contaminated site in Texas, USA. Enriched by benzoate, yeast extract, PCE	Column	free phase PCE DNAPL	PCE → c-DCE (VC → ethene)		basal medium pentanol oleate olive oil	22	PCE dehalogenation can be obtained at saturation concentration (>0.9 mM). Also, trichloroethene was dehalogenated up to 2.26 mM, and no apparent inhibitory effect on dehalogenation was found with cis-1,2-dichloroethene (cDCE) and ethene at the highest tested levels of 0.66 and 1.05 mM, respectively. However, such high concentrations of PCE, cDCE, and ethene were inhibitory to methanogens, and high concentrations of PCE were inhibitory to homoacetogens. Such inhibition is highly beneficial as it greatly diminished the competition by methanogens and homoacetogens for added electron donors, including hydrogen, resulting in highly efficient substrate utilization for dehalogenation.
52	Yang, Y.R. and McCarty, P.L. 2000. Biologically enhanced dissolution of tetrachloroethene DNAPL. <i>Environmental Science & Technology</i> 34: 2979-2984.	2000	S	Lab				Anaerobic reactor initially seeded with sediment from a PCE contaminated site in Texas, USA. Enriched by benzoate, yeast extract, PCE	Batch - no column	PCE: 4.22mM TCE: 2.26mM c-DCE: 0.66mM	PCE → ethene TCE → ethene c-DCE → ethene		pentanol	22	Results show that the dehalogenators competed best against methanogens and homoacetogens when the hydrogen level was maintained between 2 and 11 mM. The 2 mM hydrogen concentration represents the lower threshold value found here for cis-1,2-dichloroethene (cis-DCE) dehalogenation. Higher rates were obtained in propionate feed batches.
53	Yang, Y.R. and McCarty, P.L. 1998. Competition for hydrogen within a chlorinated solvent dehalogenating anaerobic mixed culture. <i>Environmental Science & Technology</i> 32: 3591-3597.	1998	S	Lab				Anaerobic reactor initially seeded with sediment from a PCE polluted site. Enriched by benzoate, yeast extract, PCE	Batch - no sediment		PCE → ethene cis-DCE → ethene		benzoate, propionate		Comparison of TCE reductive dehalogenation was performed with microbial communities stimulated from three different sites: Site 300 Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL), CA, Point Mugu Naval Weapons Facility, CA, and the Evantle site in Conavallis, OR. TBOs was found to be a slow-release anaerobic substrate to support long-term dechlorination of TCE to ethylene in Point Mugu microcosms, and in the LLNL microcosm bioaugmented with the Evantle culture.
54	Yu, S.H. and Semprini, L. 2002. Comparison of trichloroethylene reductive dehalogenation by microbial communities stimulated on silicon-based organic compounds as slow-release anaerobic substrates. <i>Water Research</i> 36: 4986-4996.	2002	S	Lab				Groundwater. In some cases a culture enriched on butanol were added	Batch - no solid phase	38µM	TCE → ethene		Tetrabutylsilane: slow release substrate	30	Semi-solid soybean oil stimulated dechlorination of TCE to cDCE, VC to ethene. Molasses and liquid soybean oil also stimulated reductive dechlorination, however ethene production was slower than for the semi-solid soybean oil. Rapid and significant gas production for ethanol, corn syrup, and molasses. Dechlorination was most rapid with semi-solid soybean oil, with near complete conversion to ethene within 130 days.
55	Zenker, M.J., R.C. Borden, M.A. Barlaz, M.T. Lieberman, and M.D. Lee. 2000. Insoluble Substrates for Reductive Dehalogenation in Permeable Reactive Barriers. In: G.B. Wickhamanayake, A.R. Gwaskar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds.), <i>Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds</i> . Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 39-46.	2000	G	Lab	PCE contaminated site	North Carolina		Sediment from a contaminated site. Anaerobic digester sludge	Batch microcosms	15mg/L	TCE → ethene		Soybean oil (liquid, semi-solid and solid forms), Corn oil, ethanol, corn syrup, molasses	35	Comparison of TCE reductive dehalogenation was performed with microbial communities stimulated from three different sites: Site 300 Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL), CA, Point Mugu Naval Weapons Facility, CA, and the Evantle site in Conavallis, OR. TBOs was found to be a slow-release anaerobic substrate to support long-term dechlorination of TCE to ethylene in Point Mugu microcosms, and in the LLNL microcosm bioaugmented with the Evantle culture.

Publica- tion Iden- tifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
55	U.S. EPA. 2000. Case Study #4: Full-Scale Enhanced Bioremediation at the Texas Gulf Coast Site, Houston, Texas. In: Engineered Approaches to In-Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. EPA 542-R-00-008. pp. A-35-A-41.	2000	G	Field, Full	Confidential Texas Gulf Coast Site	Houston, Texas	Silty Sand k = 1 x 10 ⁻⁶ - 4 x 10 ⁻⁶ m/s v = 1.5 - 6 m/year	TCE: 2.89 mg/l (avg 22 mg/l) cDCE: avg. 1.9 mg/l	Aerobic	methanol (80-500 mg/l)	Nutrient Addition/ Groundwater Recirculation	No bioaugmentation	40 months operation. Methanol addition was found to increase the TCE biodegradation rate at the site. Increased biomass reduced flow rate following addition of methanol (not noted following nutrient addition). TCE still remained after 40 months of operation, although concentrations were reduced from 22 to 2.6 mg/L. System was not a big success. Ethene concentrations were not reported. Capital cost for construction of the extraction/injections, trenches and control building was approximately 600,000 US\$. Annual cost for operation, maintenance and monitoring was approximately 100,000 US\$.
56	U.S. EPA. 2000. Case Study #5: Pilot and Full-Scale Molasses Injection at the Avco Lycopodium Superfund Site, Williamsport, Pennsylvania. In: Engineered Approaches to In-Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. EPA 542-R-00-008. pp. A-42A-48	2000	G	Field Pilot, and Full	Avco Lycopodium Superfund Site	Williamsport, Pennsylvania	Sandy Silt k = 7.5 x 10 ⁻⁷ m/s 10 ⁻⁶ m/s v = 2.5 - 250 m/year	TCE: 0.7 mg/l Cr ⁶⁺ : < 7 mg/l	Aerobic	molasses	Direct Injection. Full scale molasses added 2 times each day.	No bioaugmentation	18 months test period. Molasses injection was shown to create and enhance a reactive zone within an 18 month period. Reduced concentrations of CAHs and hexavalent chromium were identified. In pilot test hexavalent chromium concentrations were reduced from 7 mg/l to less than 0.05 mg/l. Redox conditions were strongly reduced (ORP < -300 mv). In full scale the concentrations of hexavalent chromium was reduced from 1.96 mg/l to less than 0.01 mg/l. Cost of pilot test was 146,000 US\$. Cost of full scale remediation was 220,000 US\$ for construction and \$ 50,000 per year for operation.
57	U.S. EPA. 2000. Case Study #6: Pilot and Full-Scale Anaerobic In-Situ Reactive Zone at an Abandoned Manufacturing Facility, Emeryville, California. In: Engineered Approaches to In-Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. EPA 542-R-00-008. pp. A-49A-55.	2000	G	Field Pilot and Full	Abandoned Manufacturing Facility	Emeryville, California	Interbedded sand and clay units. v = 20 m/year	TCE: 17 mg/l cDCE: 0.9 mg/l Cr ⁶⁺ : 100 mg/l	NA	molasses	Periodic direct injection (2 injections)	Supernatant from anaerobic treatment system (local municipally authority)	18 month full scale operation. Molasses injection was shown to create and enhance a reactive zone within an 18 month period. Average concentrations of CAHs and hexavalent chromium were identified. Average concentrations of TCE was reduced by 99% and average concentrations of hexavalent chromium was reduced by 99%. The overall cost is approximately 400,000 US\$.
58	U.S. EPA. 2000. Case Study #9: Bioaugmentation (Accelerated Anaerobic Bioremediation) Field Demonstration at Area 6 of the Dover Air Force Base, Dover, Delaware. In: Engineered Approaches to In-Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. EPA 542-R-00-008. pp. A-42A-48	2000	G	Field Pilot	Dover AFB Area 6	Dover, Delaware	Sand with varying clay silt and gravel k = 2.3 x 10 ⁻⁴ m/s v = 20 m/year gradient: 0.001	TCE: 7.5 mg/l cDCE: 1.2 mg/l VC: 0.034 mg/l	NA	lactate	Bioaugmentation/ Nutrient Addition/ Groundwater Recirculation	Pinellas	18 months test period. First successful bioaugmentation project using live bacteria from another site for TCE reductive dechlorination. A extended lag period was noted before functional dechlorination was observed. Complete mass balance conversion of TCE and cDCE to ETH was achieved. Cyclic injections to prevent biofouling, routine brushing of screens and hydrogen peroxide treatments were implemented to keep the wells open. Total capital costs for the pilot test were 285,563 US\$. Total operating cost for 18 months were 622 US\$.
59	Watts, J.I., M.O. James, J.A. Farrell, and R. Gillespie. 2002. Remedial Action Using HRC Under A State Dry Cleaning Program. In: A.R. Gaveskar and A.S.C. Chen (Eds), 87	2002	G	Full	Dry Cleaner	Jacksonville, Florida	Sand grading to Clayey Sand k = 1.2 x 10 ⁻⁶ m/s (shallow zone) 8.8 x 10 ⁻⁷ m/s (deeper zone)	PCE: 0.935 mg/l TCE: 12.7 mg/l cDCE: 22.4 mg/l VC: 4.56 mg/l	NA	Poly lactate ester	Batch injection, passive slow release	No bioaugmentation	PCE and TCE reductions have been significant. DCE and VC in the intermediate zone remained high but decreased since the remedial action was taken. Within the time period monitored (15 months), no significant treatment of cDCE and VC. ETH data not shown. System apparently not successful with respect to cDCE and VC.
60	Yager, R.M., Blott, S.E., Mann, C.L., and Madsen, E.L. 1997. Metabolic adaptation and in situ attenuation of chlorinated ethenes by naturally occurring microorganisms in a fractured dolomite aquifer near Niagara Falls, New York. <i>Environmental Science & Technology</i> 31: 3138-3147.	1997	S	Field (lab)	Manufacturing facility	Western New York, USA	Petrolierous dolomite: Hydraulic properties related to secondary permeability (fractures and vugs) k = 1.2 x 10 ⁻⁵ m/s v = 73 - 330 m/year	TCE: 35 mg/l cDCE: 12 mg/l VC: 0.25 mg/l	Anaerobic	no stimulation		no bioaugmentation	A combination of hydrogeological, geochemical, and microbiological methods was used to document the biotransformation of trichloroethene (TCE) to ethene, a completely dechlorinated and environmentally benign compound, by naturally occurring microorganisms within a fractured dolomite aquifer. Microcosm assays also revealed that reductive dechlorination activity was present in waters from the center but not from the periphery of the contaminant plume. This dechlorination activity indicated that naturally occurring microorganisms have adapted to utilize chlorinated ethenes and suggested that dehalorespiring rather than cometabolic, microbial processes were the cause of the dechlorination. The addition of pulverized dolomite to microcosms enhanced the rate of reductive dechlorination, suggesting that hydrocarbons in the dolomite aquifer may serve as electron donors to drive microbially mediated reductive dechlorination reactions.
61	Zahralesamzadeh, Z. M., and J.C. Bensch. 2000. Enhanced Bioremediation Using Hydrogen Release Compound (HRC) in Clay Sells. In: G.B. Wokosinski, A.R. Gaveskar, B.C. Aleman, and V.S. Wagar (Eds), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 237-244. Also in: V.S. Wagar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Aleman, and A. Leisner (Eds), Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 221-228.	2000	G	Pilot Scale	Industrial Site	California	Silty Clay v = 3 m/year	TCE: 5 mg/l cDCE: 0.46 mg/l VC: 0.05 mg/l	Anaerobic	Poly lactate ester (HRC)	Batch Injection, passive slow release	No bioaugmentation	6 months of monitoring. TCE dechlorination to cDCE occurred in some areas, but not others. Wells in the highest density of HRC injection points exhibited the greatest evidence of biodechlorination. VC accumulation was observed in 2 of 6 monitoring points. Top-down and bottom-up injections methods used (Geoprobe). The top down method is preferred. The bottom-up approach has the potential to apply a majority of the HRC in the bottom of the injection interval.
62	Zahralesamzadeh, Z. M., and J.C. Bensch. 2001. Enhanced bioremediation in clay soils. Bioremediation field case stories.	2001	G	Full scale	Industrial Site	California	Silty Clay v = 3 m/year	TCE: 5 mg/l	Anaerobic - iron reducing	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection, passive slow release. Top - down direct injection with Geoprobe.	No bioaugmentation	Remediation in clay soil. After 12 months of monitoring, the TCE is degrading to VC and ethylene. Sulfate concentrations dropped from 330 mg/l to less than 10 mg/l. Accumulation of cDCE and VC (VC concentrations up to 2000 ug/l). Uncertain if VC and cDCE will biodegrade.

Appendiks A2 Oversigt over litteratur vedr. feltundersøgelser

Dette appendiks giver en skematisk oversigt over den mest relevante litteratur om feltforsøg. De væsentligste artikler er markeret med gult.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
1	Anderson, D. M., Ochsner, C., Sanderfur, S., Koeningberg, 2000. Remedial Action Using HRC Under a State Dry Cleaning Program. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allemen, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phyto remediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 213-219.	2000	G	Field Full	Dry cleaner - Hayden Island Cleaners (near Portland), Oregon	Hayden Island (near Portland), Oregon	Unconsolidated aquifer	PCE: < 1 mg/l	Anaerobic; nitrate-reducing	Poly lactate ester (HRC)	Biobarrier arrays; batch injection passive release	no bioaugmentation	12 months test period. PCE degrading to cDCE after 6 months, but slower than expected. Authors speculated that low hydraulic gradient may be factor. Degradation stalled at cDCE (no VC or ETH reported).
2	Aziz, C.E., M.M. Hampton, M. Schipper, and P. Haas: 2001. Organic Methyl Bioremediation of Chlorinated Solvent-Impacted Groundwater. In: Leeson, A., B.C. Allemen, P.J. Alvarez, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation, Biobarriers, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 73-78.	2001	G	Field Full	Offutt Air Force Base	Omaha, Nebraska	Alluvial silt and clay; $K = 1.5 \times 10^{-5}$ m/s; $V = 30$ m/year.	TCE: 1.29 - 2.1 mg/l cDCE: 0.014 mg/l	Aerobic	Shredded tree compost	biowell	no bioaugmentation	18 months test period. After 6 mos. operation, 74 to 89% of TCE was removed by passing through biowell. Conversion of TCE primarily to cDCE. Trace VC detected; ethan detected after 8-9 months, ethane and ethene detected in higher concentrations than VC. Limitation: paper did not comment on whether plume flow was by-passing biowell; no tracer study was reported.
3	Breman, R.E. and Blockmann, C.A.: 2002. Sequential anaerobic-aerobic treatment of an aquifer contaminated by halogenated organics: field results. <i>Journal of Contaminant Hydrology</i> 57: 147-159.	2002	S	Pilot field scale (lab)	Plume from an industrial landfill	Victoria, Texas, USA	Medium-coarse graded sand. $k = 3.4 \times 10^{-3}$ m/s $v = 110$ m/year	PCE: < 12 UM	N/A	Benzoate	Sequential anaerobic to aerobic treatment zones. Anaerobic has three injection wells and one extraction well.	no bioaugmentation	427 days test period. Neither aerobic nor anaerobic treatment alone successfully degraded both the chlorinated and non-chlorinated organic contaminants in the aquifer. After the sequential treatment, PCE, trichloroethene (TCE), vinyl chloride (VC), chloroethane (CA), and benzene were not detectable in groundwater.
4	Boulicault, K.J., R.E. Hinchee, T.H. Wiedemeier, S.W. Howarth, T.P. Swingle, F. Carver, and P.E. Haas: 2000. Vequal: A Novel Approach for Stimulating Reductive Dechlorination. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allemen, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phyto remediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 1-7.	2000	G	Field pilot	Hanger K, Department of Defense Facility Air Station	Cape Canaveral, Florida	Unconsolidated sandy aquifer	TCE: 88 - 190 mg/l cDCE: 48 - 78 mg/l	Anaerobic	Soybean oil	Batch injection; passive slow release	no bioaugmentation	6 months test period. Oil price: \$2.40/gal. Dechlorination stalled at cDCE after 6 mos at injection well. A portion of VOC loss was attributed to partitioning into oil. Six months inadequate to see system reach a steady state. Temperature: 25-28 C.
5	Boyle, S.L., V.B. Dick, M.N. Ramsdell, and T.M. Caffee: 2000. Enhanced Closure of a TCE Site Using Injectible HRC. In: In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allemen, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phyto remediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 255-262.	2000	G	Field full	Industrial manufacturing site	New York State	Clayey silt (source area)	TCE: < 25 mg/l cDCE: 0.34 mg/l	Probably aerobic	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection; passive slow release	no bioaugmentation	15 months test period. HRC used as polishing step in source area after dual phase extraction removed bulk of contamination. Used kriging to estimate 62% mass loss of TCE in test plot, post-treatment. Transient increases in cDCE, VC and ethene observed. A portion of TCE (-38%) remained 461 days after HRC injected. VFA still present after 15 months. Site closure.
6	Burdick, J.S., McGuinness, K.A., Rodriguez, E., Waramaker, D.J.: 2002. Pilot test of enhanced reductive dechlorination of TCE and full-scale design. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	G	Field Pilot	Manufacturing with historical degreasing operations	Southwestern New York	Sandy Aquifer	TCE: 1.3 mg/l	Mostly aerobic	Molasses	Direct Injection	no bioaugmentation	TCE concentrations decreased in observation wells. In addition, the pilot test demonstrated the production of cDCE and depletion of alternative electron acceptors. Ethene and ethane increases were observed, but VC was not detected. High levels of dissolved manganese observed as a result of high donor loading.
7	Cornett, T.S., C. Sanderfur, W.M. Elison, S.E. Johnson, and C. Serma: 2000. Aerobic and Anaerobic Bioremediation of cis-1,2-Dichloroethane and Vinyl Chloride. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allemen, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phyto remediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 373-380.	2000	G	Field Pilot	Manufacturing	Ohio	Sandstone $k = 1.3 \times 10^{-5}$ m/s $v = 22$ m/year	DCE: < 2.5 mg/l VC: < 0.8 mg/l	Anaerobic		Comparative aerobic and anaerobic biostimulation Direct Injection	no bioaugmentation	6 months test period. Significant reductions in VC and DCE were observed in both aerobic and anaerobic pilot test areas. Anaerobic degradation in downgradient wells was greater for both compounds. High dissolved iron content in anaerobic pilot test.
8	Cox, E., McMaster, M., Major, D.: Successful demonstrations of bioaugmentation to remediate trichloroethane in groundwater.	2002	G	Pilot demonstrations at the same location	Aerogel Superfund site	California, US	NA	TCE: 2 mg/l	Aerobic	1. Lactate 2. Ethanol (65 mg/l)	1. Closed loop recirculation 2. Active biobarrier	1. KBI from the first demonstration was still present.	Previous microcosm studies had shown that TCE dechlorination stalled at cDCE unless bioaugmented with KBI culture. Both field demonstrations showed rapid (within 100 days) and complete dechlorination of TCE to ethene. The system did not require a second bioaugmentation of the aquifer following a 7 month shut down interval, when no electron donor was added and aerobic groundwater was allowed to flux through the PTA. The test indicated that the KBI culture was transported through the aquifer - at least 33 m downgradient the injection well. Half life for TCE dechlorination to ethene ranged between 4.1 to 11 days.

Publication Identifier	Authors	Year	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
9	Ellis, D.E., Lutz, E.J., Odom, J.M., Buchanan, J., Barlett, C.L., Lee, M.D., Harkness, M.R., and Dewerd, K.A., 2000. Bioaugmentation for accelerated in situ anaerobic bioremediation. <i>Environmental Science & Technology</i> , 34: 2294-2260.	2000	Field (bb)	Dover Air Force Base	Delaware, DE, USA	sand/silt v = 20 m/year	TCE: 7.5 mg/l cDCE: 1.2 mg/l VC: 0.04 mg/l	Aerobic	lactate	Groundwater extraction from three downgradient wells and re-injection into three up-gradient wells	Pinellas culture	600 days test period. A successful anaerobic bioaugmentation was carried out on a trichloroethene (TCE)-contaminated aquifer at Dover Air Force Base, DE, using a microbial enrichment culture capable of dechlorinating TCE to ethene. Results by day 269 confirmed previous laboratory work showing that dechlorination did not proceed past cDCE. By this time, most of the TCE was dechlorinated to cDCE, and cDCE was the predominant contaminant. An ethene-forming microbial enrichment culture from the Department of Energy's Pinellas Site in Largo, FL, was injected into the pilot area. After a lag period of about 90 days, vinyl chloride and ethene began to appear in wells. The injected culture survived and was transported through the pilot area. By day 509, TCE and cDCE were fully converted to ethene. Dissolved iron concentrations after operation was 60 mg/l.
10	Fam, S.A., Fogel, S., Findlay, M., Full-scale bioaugmentation for anaerobic dechlorination of PCE and cDCE. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	Full-scale microcosm	Former Chemical Repackaging Facility	Sacramento, CA, USA	Fine-medium sand and silt	PCE, TCE, cDCE, Total CAH concentrations between 1.5 mg/l	Mostly anaerobic but nitrate still present (nitrate reducing)	Sodium lactate	Extractions/injections	Groundwater amende with culture from a site 1 Newmark, New Jersey.	Bioaugmentation of groundwater with ethenogen rich water from aerobic project site in New Jersey. Initial biogeochemical investigation showed that biodegradation at this site stalled at cDCE - due to lack of ethene producing bacteria. After bioaugmentation of groundwater ethene was detected in the treated zone. Total VOC concentrations have decreased by 88% over 14 months but there are still PCE, cDCE present.
11	Fam, S.A., M. Findlay, S. Fogel, T. Prihali, and T. Sullivan, 2000. Full-Scale Anaerobic Bioremediation Using Acetate and Lactate Electron Donors. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allen, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 23-30.	2000	Field Full Scale	Industrial Site	Southern U.S.	slily clay with ill/silty sand seams	PCE, TCE, 1,1,1-TCA, DOM, acetone, toluene, Total VOC concentration was 500 mg/l.	N/A	Acetate, lactate, ammonium phosphate (nutrient)	Periodic batch injection to biobarrier wall in 36 wells	no bioaugmentation	21 months test period. Significance of results confirmed by concurrent operation of active groundwater P&T system. Ethene (7 ppm) and ethane observed in monitoring well. VC a significant portion of VOC mass post-treatment.
12	Fennell, D.E., Carroll, A.B., Gosselt, J.M., and Zinder, S.H., 2001. Assessment of indigenous reductive dechlorinating potential at a TCE-contaminated site using microcosms, polymerase chain reaction analysis, and site data. <i>Environmental Science & Technology</i> , 35: 1800-1839.	2001	Lab (field)	Cape Canaveral Air Station	Florida, USA	Poorly sorted, coarse to fine sands and shell material	TCE/DCE/VVC		no stimulation		no bioaugmentation	Live microcosms constructed using material from the first location, near well W9 (VC), were negative for dechlorination. All live microcosms constructed using material from the second location (W6b) exhibited dechlorination of TCE to vinyl chloride (VC) and ethane (ETH). A sequence nearly identical with that from Dehalococoides ethenogenes strain 195 was detected in the active microcosms and in the sediment from W6b. The results of the microcosm studies and PCR analysis were supported by field data, which indicated significant accumulation of cis,1,2-dichloroethene (cDCE) and VC at W6b, but not at W09. The different microcosm results obtained for the two locations and the spatial variation of positive PCR results indicates heterogeneous distribution of dechlorinating activity and a specific dechlorinating organism, Dehalococoides, at the site.
13	Findlay, M., S. Fogel, D. Smoler, B.F. Droy, C. Greber, and G. Klecka, 2002. Optimizing Reductive Dechlorination in a High-Sulfate In Situ Bioremediation System. In: A.R. Gavsakar and A.S.C. Chen (Eds.), Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus, OH.	2002	Microcosm + (Field Full)	Dow Chemical manufacturing facility	Pittsburgh, CA	not specified	PCE, TCE, cDCE, CT		formate and lactate	extractor/injection, pulsed recirculation	no bioaugmentation	400 mg/L sulfate did not inhibit cDCE dechlorination in lab microcosms. Field system consists of 3800 foot long biologically active zone, achieved via 39 alternating injection and extraction wells.
14	Fischer, N.M., T. Reed, C. Madsen, and T. Meseranos, 2001. Dissolved Plume PCE Remediation Using a Combination of Zero-Valent Iron and Hydrogen Release Compound. In: Lison, A., B.C. Allaman, P.J. Alvarez, and V.S. Magar (Eds.), Bioaugmentation, Biobarriers, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 73-78.	2001	Field full	Dry cleaner	Aurora, Colorado	Silty clay with interbedded sand lenses. k = 1.9 x 10 ⁻⁵ m/s to 6.3 x 10 ⁻⁷ m/s v = 21 - 220 m/year	PCE: 0.7 mg/l	Aerobic	Zero valent iron (ZVI) and Polyglactate ester	ZVI granules and HRC delivered to DPT borings	no bioaugmentation	12 months test period. Remediation action followed dual phase extraction in source area. ZVI injections achieved 70% reduction in PCE. HRC injection at 7 mos. together with additional ZVI injections, achieved PCE reduction of 95% in one year following HRC injection. Other than PCE disappearance, little evidence of treatment was obtained - only trace TCE, and no cDCE, VC, and methane were produced. Cost estimated to 30,000 US\$.
15	Harris, W.D., K.A. Taylor, B.S. Taylor, 2000. HRC-Enhanced Reductive Dechlorination of Source Trichloroethene in an Unconfined Aquifer. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allaman, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 295-302.	2000	Field Full measure	Confidential Site	Florida	Sandy unconfined aquifer	TCE: 9 mg/l cDCE: 2 mg/l	Probably aerobic?	Polyglactate ester (HRC)	Batch injection, passive slow release - Source area	no bioaugmentation	12 months test period. Effective dechlorination to VC and ETH was evident after 106 d. cDCE persisted at some locations, with only marginal locations after 500 d, indicating insufficient donor supply. Effective life of HRC amendments in test area was 8 months.
16	Hensson, M.J.C., A.W. van der Werf, S. Kuning, C. Hubach, R. Blokzijl, E. van Kouwen, B. Abbas, C. Hasenoot, H. Boender, and E. Meijerink, 2001. Engineered Full-Scale Bioremediation of Chlorinated Ethenes. In: Lison, A., B.C. Allaman, P.J. Alvarez, and V.S. Magar (Eds.), Bioaugmentation, Biobarriers, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 73-78.	2001	Field Full	Eventail industrial Site	Hoogveen, Netherlands	Sandy soil	PCE, TCE: up to 50 mg/l	Anaerobic; iron reducing	lactate, acetate	Continuous delivery of filtered bioreactor effluent and carbon source	Above-ground bioreactor effluent	Bioreactor biomass converts PCE to ethene. In situ, complete degradation of PCE to ethene was achieved within 28 days after delivery. Bioreactor effluent. Effluent was filtered to reduce solid density and prevent well fouling prior to delivery. Well fouling was further prevented by regeneration with citric acid once weekly. Citrate also served as a donor.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
17	Hess, P.E., P. Conk, C.E. Aziz and M. Hampton. 2000. In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 71-77.	2000	G	Field Pilot	Offutt Air Force Base	Omaha, Nebraska	Alluvial silt and clay $v = 40 \text{ m}^3/\text{year}$ gradient: 0.01	TCE: 1.9 mg/l cDCE: 0.27 mg/l	Aerobic	shredded tree compost	biowall	no bioaugmentation	6 months test period. Wall achieved some dechlorination of TCE to cDCE. Production of cDCE and ETH was limited, and did not occur in balance. TCE and cDCE persisted downgradient of monitoring points. ORP was always positive in downgradient wells, suggesting that strongly reducing conditions were not achieved. Limitation: paper did not comment on whether plume flow was by-passing biowall; no tracer study was reported.
18	Kean, J.A., Graves, D., Bishop, K., Smith, E.M., Lodato, M. Opiades to complete degradation during reductive dechlorination. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	G	1: Pilot 2: Full scale	Dry cleaner site	Florida, USA	NA	PCE and daughter products, total concentrations 1 mg/l	Anaerobic (methanogenic)	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection; passive slow release	No bioaugmentation	Dehalococoides ethanogenes present in groundwater. First application resulted in dramatic in PCE and TCE concentrations and increase in cDCE in the shallow surficial aquifer (still high concentrations of cDCE after 2½ years). Second application in the lower surficial aquifer resulted in high concentrations of cDCE which accumulated and persisted. No ethane and ethane observed after 1 year. High methane concentrations observed after injection of HRC (up to 125 mg methane/l). Authors concluded: geochemical conditions are the primary influence for the persistence of cDCE in the aquifer. Competition between reductive dechlorination and iron and sulfate reduction may be managed by allowing the aquifer microbiota to continue reacting until ferric iron and sulfate are suspended. Competition between methanogens and heterotrophs may be more difficult to manage.
19	Koch, S.A. and J.M. Rice. 2001. In Situ Enhanced Reductive Dechlorination of PCE in V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leeson (Eds.), Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 181-188.	2001	G	Full	Former dry cleaner	Wisconsin	Silty sand and gravel and weathered sandstone $k = 1.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$	PCE: 1.8 mg/l	Aerobic	lactate (200 mg/l in groundwater), yeast extract, and sodium sulfite	Periodic direct injection every 6 months (5 injections in total)	no bioaugmentation	3 years full scale operation. Remediation in source area, 60 to 80 percent reduction in PCE in source zone. TCE and DCE observed. VC and ethane were not observed. Rebound of PCE was observed during the monitoring period. The observed PCE degradation rate was calculated to be linear to initial PCE concentrations.
20	Koenigsberg, S.S., W.A. Farone, and C.A. Sandelir. 2000. Time-Release Electron Donor Technology for Accelerated Biological Reductive Dechlorination. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 39-46.	2000	G	1: pilot biobarrier 2: pilot source area 3: full-scale source area	1: Dry cleaner site; 2: Industrial Site; 3: Dry cleaner site	1. New Jersey 2. New Jersey 3. Washington	1. Sand and silt aquifer 2. Unconsolidated aquifer 3. gravely sand aquifer	PCE 1: 0.3 mg/l 2: 4.6 mg/l 3: 0.5 - 0.6 mg/l	1: NA 2: Aerobic 3: NA	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection; passive slow release	no bioaugmentation	1: Pilot Biobarrier - results inconclusive after 72 days. No significant treatment. 2 and 3. Effectively enhanced dechlorination of PCE to cDCE, although mass balance conversion not measured (dilution not accounted for). Demonstrated feasibility of active dechlorination in source area, but system stalled at cDCE in pilot. Some VC observed in full-scale. No ethane reported.
21	Langenhoff, A.A.M., A.A.M. Nijphagen, C. Bakker, J. Krooneman, and G. Visscher. 2001. Monitoring Stimulated Reductive Dechlorination at the Rademarkt in Groningen, The Netherlands. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leeson (Eds.), Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 141-147.	2001	G	Field Pilot	Rademarkt site	Groningen, Netherlands	not identified	PCE: 1.28 mg/l TCE: 1.03 mg/l cDCE: 2.6 mg/l VC: 0.094 mg/l	Aerobic	methanol and compost extract	Bio-stimulation/ Groundwater recirculation	no bioaugmentation	35 weeks test period. Increasingly reducing conditions were monitored in the treatment zone. PCE and TCE decreased over time and ethane and ethane were formed. <i>Desulfotolacacetum</i> spp. increased over time.
22	Lough, D.P., C.D. Johnson, R.S. Steen, M.G. Butcher, L.A. Blenkowski, and S. Gramade. 2000. Enhanced Anaerobic In Situ Bioremediation of Chloroethenes at NNAS Point Mugu. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds.), Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 229-235.	2000	G	Field Pilot	Naval Air Station Point Mugu	Southern California	Sand and Gravel, Clay, and Sand $k = 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ gradient: 0.001	TCE: 1.7 mg/l cDCE: 0.15 mg/l VC: 0.001 mg/l Chloride: 5000 mg/l Sulfate: 700 mg/l	NA	lactate	Groundwater recirculation	no bioaugmentation	16 months test period. Following removal of sulfate, rapid dechlorination of TCE and DCE was observed. VC transformation was two orders of magnitude lower than expected. Ethene + ethane concentrations increasing, indicative of complete transformation. VC was being transformed at a rate of about $5.6 \times 10^{-4} \text{ } \mu\text{M}/\text{day}$ which was much lesser than expected based on laboratory studies.
23	Lundberg, J. P., Adrians, M., Barcelona, C. Lee Magjar, J. Tiedje, M. Dolnapp, F. Loeffler, B. Fatnagure, E. Petrosakis, M. Gabbard, G. Daniels, R. Hickey, R. Heine, and J. Shi. 2001. Preventing Contaminant Discharge to Surface Waters: Plume Control with Bioaugmentation. In: Leeson, A., B.C. Alleman, P.J. Alvarez, and V.S. Magar (Eds.), Bioaugmentation, Biobarriers, and Biogeochemistry. Battelle Press, Columbus, OH, pp. 19-26.	2001	G	Field Pilot	Bachman Road Residential Wells Site	Ozarda, Michigan	Sandy aquifer	PCE: 0.9 mg/l cDCE: 2.5 mg/l	Aerobic; Anaerobic	lactate (0.1 mM)	Groundwater recirculation	Bachman Road Culture, 210 l of microbial suspension at a concentration of $1.08 \times 10^8 \text{ cell/ml}$	140 days test period. Natural transformation of PCE at site had stalled at cDCE, with lesser amounts of TCE and VC. Indigenous Dehalococoides microorganisms possessed capability to transform PCE to ethene. Culture was enriched, injected, and fed lactate. PCE transformation to ethene complete within 50 d after injection. DNA fingerprinting used to detect growth of injected cultures.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
24	Lendvai, M., Löffler, F.E., Dellaport, M., Daniels, G., Fairburne, B.Z., Gebhard, M., Heine, R., Helton, R., Shi, L., Kojmalnik, Brown, R., Major, C.L., Barcatona, M.L., Petrovskis, E., Hickey, R., Tiedje, J.M., and Adrians, P. 2003. Bioreactive barriers: A comparison of bioaugmentation and biostimulation for chlorinated solvent remediation. <i>Environmental Science & Technology</i> 37: 1422-1431.	2003	S	Field (lab)	PCE plume derived from a former dry-cleaning operation	Bachman Road Residential Wells Site.	Fine to medium grained sand $k = 5 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-4}$ m/s	PCE: 1 mg/l	Aerobic	lactate	Two test cells each with recirculation of groundwater between two injection wells and to one extraction well	A Dehalo-cocoides containing PCE to-ethene dechlorinating inoculum enriched from the same aquifer, resulted in a near-stoichiometric dechlorination of PCE in the bioaugmentation plot, continuous lactate and nutrient injection resulted in dechlorination but only following a 3-month lag period. In the bioaugmentation plot, Dehalococoides populations increased 3-4 orders of magnitude throughout the test area. Dehalococoides populations also increased in the biostimulation plot but at a slower rate and immediately before the onset of rapid dechlorination. The test showed that significant savings are possible with the bioaugmentation approach.	
25	Lesage, L., Brown, S., Miller, K., Mower, C.S., Llewellyn, T., Forman, S., Peters, D., DeLong, G., Green, D.J., McIntosh, H. Post treatment biological attenuation at a site contaminated with mixed chlorinated solvents. Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio	2002	G	Pilot test	Graces Quarters, Aberdeen Proving Ground, Maryland	Graces Quarters, Aberdeen Proving Ground, Maryland	Sand, clay $k = 1 \times 10^{-7} - 4 \times 10^{-6}$ m/s $v = 1.5 - 6$ m/year	TCE, CT, TCE, PCE, CF Concentrations: TCE: 4 mg/l CF: 0.5 mg/l PCE: 0.1 mg/l	NA	No addition of electron donor	Groundwater recirculation.	no bioaugmentation	A former active groundwater recirculation system with periodic injections of electron donors have generated a biologically active zone capable of degrading a mixture of chlorinated solvents. In December 2000 the recirculation system was stopped. In August 2001 the recirculation system was restarted, but without electron addition. The author concluded that the project indicate that continuous treatment with vitamin B12 was not necessary. Alternating periods of active treatment (injections of electron donors) followed by recirculation alone can be a cost effective strategy for site remediation. Clooging prevents by addition of Tolcicide as a bacteriostatic agent.
26	Ulmerland, S.T., D.W. Anderson, and B.A. Dinwiddie. 1999. Full-Scale Bioremediation at a Chlorinated Solvents Site: Project Update. In: A. Lesion and B.C. Alleman (Eds.), <i>Engineered Approaches for In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvent Contamination</i> . Battelle, Columbus, Ohio. pp. 157-163	1999	G	Field, Full	Confidential Texas Golf Course Site	Houston, Texas	Silty Sand $k = 1 \times 10^{-7} - 4 \times 10^{-6}$ m/s $v = 1.5 - 6$ m/year	TCE: 2.88 mg/l (avg 22 mg/l) cDCE: avg. 1.9 mg/l	Aerobic	methanol (80-500 mg/l)	Nutrient Addition/ Groundwater Recirculation	no bioaugmentation	40 months operation. Methanol addition was found to increase the TCE biodegradation rate at the site. Increased biomass reduced flow rate following addition of methanol (not noted following nutrient addition). TCE still remained after 40 months of operation, although concentrations were reduced from 22 to 2.6 mg/L. System was not a big success.
27	Lodato, M., D. Graves, and J. Kean. 2000. Enhanced Biological Reductive Dechlorination at a Dry-Cleaning Facility. In: G.B. Wickramanayake, A.P. Gawsakar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds.), <i>Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds</i> . Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 205-211.	2000	G	Field Full	Dry Cleaner	Orlando, Florida	Sand and silt/sand $v = 1 - 5$ m/year	PCE: 9 mg/l	Probably aerobic (ORP: 250 mv)	Polylactate ester (HRC)	Batch injection passive slow release	no bioaugmentation	152 days monitoring period. Total CVOC mass was reduced effectively, but without transient increases in PCE degradation daughter products. Authors concluded that biodegradation was operative mechanism for mass loss. Total cost was 127,000 US\$.
28	Low, M., Madsen, E.L., Schindler, K., Smith, C., Emrich, S., Robb, F., and Halden, R.U. 2002. Geochemistry and microbial diversity of a trichloroethene-contaminated superfund site undergoing intrinsic in situ reductive dechlorination. <i>Fems Microbiology Ecology</i> 40: 123-134.	2002	S	Field (lab)	Superfund site	San Francisco, USA	Sand/gravel underlain by bedrock	TCE: 36 mg/l +/- 13 mg/l cDCE: 16 mg/l +/- 11 mg/l tetra Hs(2-ethylbutyl)silane	Anaerobic	no stimulation tetra Hs(2-ethylbutyl)silane contaminant		no bioaugmentation	Geochemical analysis of contaminated groundwater indicated subsurface anaerobiosis, reductive dechlorination of TCE to predominantly cis-1,2-dichloroethene. Microbial analysis revealed that the contaminated groundwater featured (i) a distinct microbial community, (ii) reduced species diversity, (iii) various anaerobes, and (iv) bacteria closely related to the TCE-dechlorinating, dichloroethene-accumulating genus Dehalobacter, whereas (v) the TCE-dechlorinating, ethene-producing species Dehalococoides ethenogenus was not detectable.
29	Malerla, M.S. and J.L. Cota. 2001. Complete PCE Degradation and Site Closure Using Enhanced Reductive Dechlorination. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Lesion (Eds.), <i>Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents</i> . Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 149-156.	2001	G	Full	Former dry cleaner in shopping mall	Germentown, Wisconsin	Silt and Sand $v = 7$ m/year	PCE and daughter products PCE: 15 - 4 mg/l	NA	molasses	Source Removal (Excavation) followed by periodic direct injection (5 injection events)	no bioaugmentation	The total molasses solution injected was approximately 2% of the total volume of groundwater in the target area. Plume concentrations of PCE were reduced from ~1.5 to 4 mg/L to non-detect levels in 20 months. Based on stoichiometric relationships, 90% of PCE waste degraded to ethene and ethane in 20 months. Regulatory approval for site closure was received about 2% year after initiating the ERD process.
30	Major, D.W., M.L. McMaster, E.E. Cox, B.J. Lee, E.E. Gentry, E. Hendrickson, E. Edwards, and S. Dvoratzek. 2001. Successful Field Demonstration of Bioaugmentation to Degrade PCE and TCE to Ethene. In: Lesion, A., B.C. Alleman, P.J. Alvarez, and V.S. Magar (Eds.), <i>Bioaugmentation, Bio Barriers, and Biogeochemistry</i> . Battelle Press, Columbus, OH. pp. 27-33.	2001	G	Microcosms and Field Pilot	Kelly Air Force Base	San Antonio, Texas	Sand and gravel aquifer $v = 365$ m/year	TCE: up to 80 mg/l	Mostly aerobic:	methanol, acetate	Groundwater recirculation: Continuous delivery	K8-113 culture added with approximately 10^6 Dehalococoides cells/ml (0.02 % of (treated volume))	Indigenous microorganisms at site convert PCE to cDCE in presence of electron donor. Complete conversion to ethene was only achieved when K8-113 consortium (containing Dehalococoides microorganisms) was introduced to microcosm or aquifer. In field pilot, ethene was detected 52 d after bioaugmentation; by day 142, ethene was the predominant product in pilot test wells. Average half life of cVOCs to ethene was approximately 4 hours. Validation of bioaugmentation verified through DNA fingerprinting, TCE/13C isotope analysis, and mass balances on chloroethenes.

Publication Identifier	Authors	Year	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugment. Culture	Key Findings
31	Major, D.W., McMaster, M.L., Cox, E.E., Edwards, E.A., Dvoratzki, S.M., Hendrickson, E.R., Starr, M.G., Payne, J.A., and Buonanni, L.W. 2002. Field demonstration of successful bioaugmentation to achieve dechlorination of tetrachloroethene to ethene. <i>Environmental Science & Technology</i> 36: 5106-5116.	2002	S Pilot field scale (lab)	Kelly Air force Base	Texas, USA	Sand and gravel aquifer v = 365 m/year	TCE: up to 80 mg/l	Mostly aerobic	Methanol and acetate	Closed loop recirculation cell	KB-1. 13 l culture added with approximately 10 ⁷ <i>Dehalococcoides</i> cells/ml (0.02 % of treated volume)	The pilot test area (PTA) groundwater was first amended with methanol and acetate to establish reducing conditions. Under these conditions, dechlorination of PCE to cDCE was observed. Thirteen liters of the KB-1 culture were then injected into the subsurface. Within 200 days, the concentrations of PCE, TCE, and dC1, 2-DCE within the PTA were all below 5 ug/L, and ethene production accounted for the observed mass loss.
32	Marnette, E.C.L., H. Tomare, A. Alphanan, and G.J. Groenendijk-Linier. A new concept for the stimulation of reductive dechlorination	2001	G Field Pilot		The Netherlands	NA	PCE: 60 mg/l TCE: 2.5 mg/l cDCE: 5 mg/l	Probably anaerobic	Methanol for first 12 weeks, then mixture of ethyl lactate and methanol	Injection of substrate into soil - substrate is nebulized in a nitrogen carrier gas. Injection wells installed at a depth of 40 m below grade	no bioaugmentation	During the first 12 weeks no shift in the relative concentrations of the CAHs or their degradation products was observed in either well and therefore no significant biodegradation occurred. After 12 weeks, a different substrate was used, and biodegradation clearly started. It is not clear whether the enhanced biodegradation is a result of switching substrates, or whether the end of a lag in microbial growth was reached. In one well, the degradation seemed to stagnate at cDCE. In the second well, some ethane was observed.
33	Martin, J.P., Sorenson, K.S., Peterson, L.N., Brennan, R.A., Wirth, C.J., Sanford, R.A., Bures, G.H., Taylor, C.J., 2002. Enhanced GAH dechlorination in low permeability, variable-saturated medium. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio	2002	G Pilot test + lab	Disiler Brickyard site	Louisville, KY, US	Silty clay k = 1.2 x 10 ⁻⁷ m/s (pre tracking) K = 0.11 x 10 ⁻⁶ m/s (post tracking)	TCE and daughter products Total CAH 1 mg/l	Anaerobic	Chitin (natural polymer)	Batch injection combined with hydraulic fracturing technique (Source area)	No bioaugmentation	Fracting appeared to increase hydraulic conductivity. The pilot test indicated that chitin, when present, was able to affect the redox conditions and support reductive dechlorination. Conclusions: Electron donor can be delivered to the subsurface using the tracking technique to distances at least 4 m in silts and clay. Chitin may be an effective slow release electron donor. The degradation of TCE was not complete (accumulation of cDCE in one of the monitoring wells)
34	Miller, K. S., Lesage, S., Brown, C.S., Mowder, T., Lewallen, S., Ferrara, D., Pates, C., DeLong, D.J., Green, and H. Michrosh 2001. Bioelectrochemical Remediation of Chemical Injection/Recirculation Well. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leison (Eds), Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 333-340.	2001	G Field Pilot	Grass Quarters Aberdeen Proving Ground Maryland	Grass Quarters Aberdeen Proving Ground Maryland	sand, clay	TCEa, CT, TCE, PCE, Cl	NA	Concentrated mixtures of B12, Ti(III)-citrate, and alpha-D-glucose/fructose syrup	Groundwater recirculation. Periodic injections	no bioaugmentation	Results of initial phase were complete degradation of CT and 50-80% removal of TCEa. Excessive bacterial growth shut the system down after 14 weeks. Modified the system to use a non-oxidizing biocide. Toxicity was effective for the prevention of biological fouling over a 12-week remediation treatment.
35	Morie, C.S.J., Greene, G.B., Papp, and B. Ilgner. 2002. Tetrachloroethylene and Uranium remediation Using IRZ. In: A.R. Gawaskar and A.S.C. Chen (Eds), 864.	2002	G Field Pilot	Manufacturing facility	Oak Ridge, Tennessee	Unconsolidated aluminum	PCE: 12 mg/l TCE: 1.1 mg/l cDCE: 0.66 mg/l VC: 0.13 mg/l	Aerobic	Molasses	Batch injection	no bioaugmentation	15-month pilot test. PCE concentrations were reduced by 88% in the pilot test area after six months of IRZ operation. PCE concentrations have continued reduction to <0.500 milligrams per liter (mg/L) in November 2001. cDCE accumulated significantly in some wells. VC and ETH but no mass balance conversion to ethane was achieved - most of the chloroethane remained as cDCE
36	Murray, W., M. Dooley, and S. Koenigsberg. 2001. Enhanced Bioremediation of Chlorinated Solvents: Two Novel Methods for Enhancing Source Zone Bioremediation. Direct Hydrogen Addition and Electron Acceptor Diversions. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Alleman, and A. Leison (Eds), Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 197-204.	2001	G Field pilot	Three sites	1. Watertown, MA. 2. Michigan 3. Kansas	1. Sand, gravel, 2. Silty sand k = 9 x 10 ⁻⁵ m/s - 2 x 10 ⁻⁴ m/s 3. clays, silts, and silty clays k = 1.7 x 10 ⁻⁵	PCE: 0.7 mg/l TCE: 9 mg/l cDCE: 2.5 mg/l VC: 2 mg/l 3. PCE: 6.4 mg/l	NA	Poly lactate ester (HRC)	1. recirculation with HRC delivered with inwell 2. cDCE: 2.5 mg/l VC: 2 mg/l 3. PCE: 6.4 mg/l	no bioaugmentation	1. 300 days test period. Effective dechlorination of PCE. TCE within 200 days: ethane reported, but no ETH data were shown. CVOCS rebounded somewhat after pump was turned off and canisters were removed. Estimated biodegradation rates are: PCE 0.021 day ⁻¹ , TCE 0.018 day ⁻¹ , DCE 0.042 day ⁻¹ , VC 0.044 day ⁻¹ . Estimated half lives: PCE: 3.3 days, TCE: 39 days, DCE: 17 days, VC: 16 days. 2. 300 days test period. Dechlorination of cDCE to VC observed. Degradation of VC not successful. No data shown for ETH. Estimated half lives: DCE 80 days. 3. PCE dechlorination to cDCE (no VC or ETH 115 d)
37	Murt, V., T. Huscher, and D. Gasley. 2000. A Reductive Dechlorination Treatability Study of a Shallow Alluvial Aquifer. In: G.B. Wickramanayake, A.R. Gawaskar, B.C. Alleman, and V.S. Magar (Eds), Bioremediation and Phyto remediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 245-253.	2000	G Field pilot	Tip Top Dry Cleaners	Opalala, Nebraska	Shallow alluvial aquifer. Fine to medium grained sand k = 1.6 x 10 ⁻⁶ m/s v = 365 m/year ? Gradient = 0.002 (data not consistent)	PCE: 1.4 mg/l	Aerobic	lactate	Semi-passive extraction/injection recirculation	no bioaugmentation	No evidence of reductive dechlorination was observed after 8 months operation. Supply of e donor may be insufficient to satisfy demand by competing e accepting processes.
38	Nakashima, M., Nishigaki, M. Enhanced bioremediation of a site in Japan contaminated with chlorinated solvents using HRC injections. Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	G Pilot test	Electrical Plant	Japan	Gravel mixed with boulders k = 1 x 10 ⁻⁵ m/s	PCE: 0.28 mg/l TCE: 0.1 mg/l cDCE: 0.37 mg/l	Aerobic	Poly lactate ester (HRC)	Biobarrier (passive with 2 periodic injections)	no bioaugmentation	450 days test period. The attenuation ratio of the PCE concentration reached 97.99 % (280 ug/l to 10 ug/l) and TCE reached 80.93 %. cDCE decreased from 370 ug/l to approximately 100 ug/l (day 379). No ethane and ethane reported. After 379 days no form for organic acid was left. The calculated half lives at day 379 showed that first order biodegradation coefficients of PCE, TCE and DCE are 367 times, 94 times and 100 times, respectively, compared to the original natural degradation. Calculated half lives at day 379: PCE 4.6 days, TCE 3.4 days, DCE 12.6 days, VC 1.3 days. Calculated first order degradation coefficient: PCE 55 year ⁻¹ , TCE 75 year ⁻¹ , DCE 20 year ⁻¹ , VC 200 year ⁻¹ .

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial Max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
39	Newell, C.J., C.E. Aziz, P.E. Haas, J.B. Hughes, and T.A. Khan. 2001. Two Novel Methods for Enhancing Source Zone Bioremediation: Direct Hydrogen Addition and Electron Acceptor Diversion. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenman, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 19-26.	2001	G	Field Pilot	Cape Canaveral Air Station	Cape Canaveral, Florida	Sandy Aquifer	Chlorinated Ethenes, mainly TCE and cDCE. Total concentrations of CAH is 300 mg/l (DNAPL)	NA	Hydrogen Gas	Low Volume pulsed Hydrogen gas biosparging in source zone	no bioaugmentation	Source area remediation. Greater reduction in chlorinated ethene concentrations were observed compared to a nitrogen control area and a natural attenuation control area. Increased concentrations of VC were observed in the biosparging test zone after 18 months. Decreased concentrations of ethene in some test area wells after one year.
40	Newell, C.J., P.E. Haas, J.B. Hughes, and T. Khan. 2000. Results from Two Direct Hydrogen Delivery Field Tests for Enhanced Dechlorination. In: G. B. Wickramanayake, A.R. Gawsakar, B.C. Allenman, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phyoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 31-37.	2000	G	Field Pilot	Offutt Air Force Base: Cape Canaveral Air Station	Nebraska and Florida, USA	Sandy aquifers	TCE: 16 mg/l cDCE: 37 mg/l VC: 5.4 mg/l/VC	NA	Hydrogen Gas	Push-pull test, and low-volume pulsed biosparging	No bioaugmentation	4 months test period. Push-pull test: some volatilization loss of cDCE acknowledged; no change in VC or ETH concentrations. Biosparging: Significant loss of TCE, cDCE and VC, but loss could not be definitively linked to biodegradation (no VC or ETH accumulation; volatilization likely significant).
41	North, R.W., S.E. Burkett, and M.J. Simcock. 2001. Effective Enhancement of Biological Degradation of Tetrachloroethene (PCE) in Ground Water. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenman, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 189-196.	2001	G	Full	Former dry cleaner	Central New Jersey	Fine to medium silty sand and gravel. k = 5 x 10 ⁻⁵ m/s	PCE: 4 mg/l cDCE: 0.27 mg/l	Aerobic	Polylactate ester	Batch Injection; passive slow release	No bioaugmentation	Anaerobic conditions were established in the treatment area. PCE concentrations decreased. VC was not observed. Still high concentrations of cDCE after 12 months. Ferrous iron 10 mg/l, lactate 200-400 mg/l. Fresh water influx along the margins of the plume limited the effectiveness of the HRC in creating favorable conditions.
42	Peoples, J.A., J.M. Warburton, I. Al-Fayomi, and J. Haft. 2001. Enhanced Reductive Dechlorination of Ethenes: Large-Scale Pilot Testing. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenman, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 165-171.	2001	G	Field Pilot	Industrial Site	Central Ohio	Sand and Gravel k = 4 x 10 ⁻⁴ m/s	cDCE: 0.45 mg/l VC: 0.2 mg/l	NA	mlasses	Nutrient Addition/ Groundwater Recirculation/Direct Injection	No bioaugmentation	Removal of cDCE and VC to levels at or near the MCL was possible by biostimulation at this site. Mass balance conversion of cDCE to ethene + ethane in pilot. Efficiency at this site could be optimized by using a two-well injection system, batching nutrients, and obtaining injection water from outside the treatment area. Native bacteria generated ethane.
43	Raisback, R., G. S. Hardy, and R. Gillespie. 2002. Enhanced Reductive Dechlorination Results in Conditional Closure at Texas Dry Cleaner Facility. In: A.R. Gawsakar and A.S.C. Chen (Eds). Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus, OH.	2002	G	Field Full	Dry cleaner	Texas	saprotite (moist clay)	PCE: 4.5 mg/l TCE: 1 mg/l cDCE: 7.3 mg/l VC: 0.87 mg/l	Anaerobic (ORP: -39 -97 mv)	Polylactate ester (HRC)	Batch Injection; passive slow release	No bioaugmentation	18 months of operation. Excavation of contaminated sediments in source area preceded application of HRC. From data presented, impossible to separate effects of excavation and HRC on VOC imeseries. VOCs concs eventually fell below cleanup standards, but this may largely be due to excavation alone. No direct evidence of dechlorination was provided (no increase in cDCE or VC after HRC injection). Cost estimate: 31,200 US\$. Site closure.
44	Sandfar, C. A., Parrett, K., Lapus, K.A. Bioremediation of a PCE plume at a dry cleaner site. Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	G	Pilot test	Dry cleaner site	Portland, Oregon	sand/silty clay	PCE: 7 mg/l/DNAPL area: 120 mg/l	NA	Polylactate ester (HRC) Plume: regular HRC DNAPL area: Extended-release HRC	Batch Injection; passive slow release.	No bioaugmentation	Plume: PCE concentrations have decreased from 7000 ug/l to 92 ug/l at day 565. VC and ethene present at day 565 (145 ug/l and 101 ug/l respectively). Presence of VOC after 565 days. DNAPL-area: VC and ethene present at day 565 (9510 ug/l and 318 ug/l, respectively. cDCE concentrations were still high at day 565 (43,900 ug/l).
45	Scharfner, I.R., A.T. Doherty, J.M. Wieck, and S.R. Lamb. 2001. Enhanced CAH Reductive Dehalogenation at a Former Wastewater Treatment Facility. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenman, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio, pp. 165-171.	2001	G	Full	Former wastewater treatment facility	New Hampshire	Overburden	PCE, TCE, 1,1,1-TCA (total CAH < 10 mg/l)	Center of plume: Anaerobic Periphery of plume: aerobic	lactose and yeast extract	Open loop recirculation	No bioaugmentation	CAH reductions of up to 85%, elevated COD by up to 3 orders of magnitude, and depressed DO and ORP values observed
46	Schanweiler, S.S., A.M. Lorenz. 2002. Enhanced Reductive Dechlorination in High-Flow Aquifers Using HRC. In: A.R. Gawsakar and A.S.C. Chen (Eds). Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus, OH.	2002	G	Field Pilot	Pueblo Chemical Depot	Northglenn, Colorado	Alluvial aquifer of sand and gravel v = 2000 m/year	TCE 0.06 - 0.6 mg/l	Aerobic	Polylactate ester (HRC) + primer	Batch Injection; bio-barrier configuration	No bioaugmentation	HRC effectively reduced conditions and biological activity increased. Anaerobic conditions downgradient of the bio-barrier extend further downgradient in the areas of higher flow. TCE concentrations were reduced significantly in some areas over a 1-year monitoring period, but no data were presented for cDCE, VC, or ETH. The system could have failed with respect to remediating cDCE and VC - data not shown.

Publication Identifier	Authors	Year	Gray or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max. Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
47	Schumacher, T.T., W.A. Bow, and J.P. Chiodo. 2000. A Field Demonstration Showing Enhanced Reductive Dechlorination Using Polymer Injection. In: G.B. Wickamanayake, A.R. Gavsakar, B.C. Allenan, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 15-22.	2000	G	Field pilot	Manufacturing facility, UST release	Southern Illinois	Silty sand to coarse sand $v = 6$ m/year	PCE: 9.5 mg/l TCE: 3.4 mg/l dDCE: 14 mg/l VC: 2.27 mg/l	Anaerobic: iron reducing	Poly lactate ester	Batch injection: passive slow release	No bioaugmentation	Suggested that high sulfate (300 to 500 ppm) inhibited progress. Incomplete transformation of PCE and TCE after 175 days. System stalled at dDCE. No VC or ethene reported.
48	Samer, R. and P. Benjerjee. 2001. Anaerobic Bioremediation of Trichloroethene Near Duluth International Airport. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenan, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 157-164.	2001	G	Field Pilot	Former landfill site	Duluth, Minnesota	Unconsolidated materials $v = 6$ m/year	TCE: 0.4 mg/l dDCE: 0.05 mg/l VC: 0.01 mg/l	Anaerobic: iron reducing	Poly lactate ester	Batch injection: passive slow release	No bioaugmentation	TCE concentrations decreased and DCE and VC accumulated. DCE levels suggested that TCE desorption from contaminated soils was occurring. Insufficient monitoring network to determine fate of DCE and VC. Estimated half life of TCE 26 days. Elevated content of dissolved iron (40 mg/l). Estimated cost 20,000 US\$.
49	Skidaway, G.J., D. Brown, D.A. Burns, M. Bell, and M.D. Lee. Biologically Enhanced Reductive Dechlorination. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenan, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 213-220.	2001	G	Bench and Pilot tests	Former zipper manufacturer	Newport News, Virginia	Coastal Plain Aquifer (sand) $k = 4$ $v = 10.6$ m/s 1.2×10^{-7} m/s	PCE: 120 mg/l TCE: 8 mg/l dDCE: 44 mg/l 26 mg/l	Anaerobic	Soybean Oil	Bioaugmentation (Bench Scale only)/ Direct Injection	Pinellas	7 months of monitoring. Bench- and Pilot-scale tests were used to show that indigenous microorganisms could be stimulated by addition of soybean oil and inorganic nutrients to successfully dechlorinate PCE and daughter products. Up to 19 mg/l of methane before injection of electron donor. After injection only minor increase in methane concentrations. Concern of methane migration - but no methane detected within the buildings.
50	Skoff, D.E., Holmes, J.S., Peterson, D. Time release electron donor application in a low permeability PCE-contaminated aquifer. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Proceedings of the Third International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio	2002	G	Pilot test	Former electronics control manufacturing site	Connecticut, US	Red outwash (silty sand and silt) $k = 4$ $v = 10.6$ m/s 1.2×10^{-7} m/s	PCE: 0.5 - 22.9 mg/l dDCE: 0.05 mg/l VC: 0.1 mg/l	Aerobic	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection: passive slow release.	No bioaugmentation	The injection of HRC has resulted in aggressive degradation of PCE (mass reduction by 80 %). Accumulation of dDCE. No reduction past dDCE found after 15 months. Ethene and ethane was not measured. Injection of HRC in the low permeability soil seems to be successful. The electron donor was still present 15 months after injection.
51	Skutubi, K.L., Barcelona, M.I., and Adriaens, P. 2001. An assessment of natural biotransformation of petroleum hydrocarbons and chlorinated solvents at an aquifer plume transect. <i>Journal of Contaminant Hydrology</i> 49: 151-169.	2001	S	Field (lab)	Wurtsmith Air Force Base, former fire training facility	Oscoda, Michigan, USA	Glacial fluvial sand and gravel $k = 3.47 - 5.32 \times 10^{-4}$ m/s $v = 10 - 75$ m/year	TCE: 0.057 mg/l dDCE: 0.4 mg/l VC: 0.1 mg/l BTEX: 5 mg/l	Anaerobic: highly reduced	no stimulation toluene (present as co-contaminant)	No injection of donor (Natural attenuation)	no bioaugmentation	It appears likely that spatially and temporally dynamic redox zonation at the plume transect will prevent future sustained reductive dehalogenation of highly chlorinated solvents, for during the course of a year, the predominant TEAP at the highly contaminated water table shifted from methanogenesis to iron- and sulfate-reduction.
52	Song, D.L., Conrad, M.E., Sorenson, K.S., and Alvarez-Cohen, L. 2002. Stable carbon isotope fractionation during enhanced in situ bioremediation of trichloroethene. <i>Environmental Science & Technology</i> 36: 2262-2268.	2002	S	Pilot field scale	Idaho National Engineering and Environmental Laboratory's field site (TAN)	Idaho, USA	Fractured basalt aquifer	TCE: 0.3 mg/l	NA	lactate	Injection, extraction, treatment and reinjection	no bioaugmentation	Compound-specific stable isotope monitoring of chlorinated solvents clearly differentiated between the effects of groundwater transport, dissolution of DNAPL at the source, and enhanced bioremediation. Isotope data from all wells within the zone of lactate influence exhibited large kinetic isotope effects during the reduction of c-DCE to VC and VC to ethene. Despite these large effects, the carbon isotope ratio of ethene in all these wells reached the carbon isotope ratios of the initial dissolved TCE, confirming the complete conversion of dissolved TCE to ethene (450 days). Conversely, the carbon isotope ratios of t-DCE were only marginally affected during the study, indicating that minimal biologic degradation of t-DCE was occurring
53	South, D., J. Seracuse, K. Garrett, and D. Li. Accelerating the Reductive Dechlorination Process in Groundwater. In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenan, and A. Leeson (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 205-212.	2001	G	Field Pilot	Closed industrial facility	Not identified	Silt and clay with thin lenses of sand $k = 9 \times 10^{-6}$ m/s $v = 60$ m/year	PCE: 35 mg/l	Mostly anaerobic	Poly lactate ester (HRC)	Direct Injection	No bioaugmentation	12 months of operation. Reductive dechlorination process was accelerated by the addition of HRC. Reductive dechlorination was continuing at the conclusion of the pilot test. Addition of HRC also promoted and enhanced dechlorination of vinyl chloride to ethene.
54	Tauer, M.J., C.D. Johnson, D.P. Leigh, and S. Granada. 2002. Pulsed Injection Flow Strategy for Aerobic Co-Metabolism of Vinyl Chloride. In: A.R. Gavsakar and A.S.C. Chen (Eds). Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds - 2002. Battelle Press, Columbus Ohio.	2002	G	Field Pilot	UST Site 23 portion of RFP Site 24	Naval Base Ventura County, Point Mugu Facility, California	Sandy, highly permeable aquifer	Chloroethenes, predominantly TCE, DCE		lactic acid	pulsed injection flow using a two-well recirculation system	No bioaugmentation	Use of a pulsed flow design may help the performance of in situ bioremediation using co-metabolic dechlorination. Complete reduction of the sulfate in the treatment area occurred within the first 60 days. Upon removal of the sulfate, TCE and DCE were rapidly dechlorinated to VC. VC degradation to ethene was very slow. Aerobic in situ bioremediation is being applied in the next phase of the test to more quickly remediate the remaining VC.

Publication Identifier	Authors	Year	Gov or Scientific Literature	Scale	Site Description	Site Location	Hydrogeology	Contaminants and Initial max Concentrations	Redox conditions	Electron Donor	Approach System Design	Bioaugmentation Culture	Key Findings
55	U.S. EPA. 2000. Case Study #4. Full-Scale Enhanced Bioremediation at the Texas Gulf Coast Site, Houston, Texas. In: Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. EPA 542-R-00-008. pp. A-35A-41.	2000	G	Field, Full	Confidential Texas Gulf Coast Site	Houston, Texas	Silty Sand k = 1 x 10 ⁻⁵ - 4 x 10 ⁻⁶ m/s v = 1.5 - 6 m/year	TCE: 2-88 mg/l (avg 22 mg/l) cDCE: 0.9 mg/l Cr ⁶⁺ : 1.9 mg/l	Aerobic	Methanol (80-500 mg/l)	Nutrient Addition/ Groundwater Recirculation	No bioaugmentation	40 months operation. Methanol addition was found to increase the TCE biodegradation rate at the site. Increased biomass reduced flow rate following addition of methanol (not noted following nutrient addition). TCE still remained after 40 months of operation, although concentrations were reduced from 22 to 2.6 mg/L. System was not a big success. Ethane concentrations were not reported. Capital cost for construction of the extraction/injection trenches and control building was approximately 600,000 US\$. Annual cost for operation, maintenance and monitoring was approximately 100,000 US\$.
56	U.S. EPA. 2000. Case Study #5. Pilot and Full-Scale Anaerobic Injection at the Avco Lycoming Superfund Site, Williamsport, Pennsylvania. In: Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. EPA 542-R-00-008. pp. A-42A-48	2000	G	Field Pilot, and Full	Avco Lycoming Superfund Site	Williamsport, Pennsylvania	Sandy Silt k = 7.5 x 10 ⁻⁷ m/s, 8.5 x 10 ⁻⁸ m/s v = 2.5 - 250 m/year	TCE: 0.7 mg/l Cr ⁶⁺ : < 7 mg/l	Aerobic	molasses	Direct injection. Full scale: molasses added 2 times, each day.	No bioaugmentation	18 months test period. Molasses injection was shown to create and anaerobic reactive zone within an 18 month period. Reduced concentrations of CAHs and hexavalent chromium were identified. In pilot test hexavalent chromium concentrations were reduced from 7 mg/l to less than 0.05 mg/l. Redox conditions were strongly reduced (ORP < -300 mv). In full scale the concentrations of hexavalent chromium was reduced from 195 mg/l to less than 0.01 mg/l. Cost of pilot test was 148,000 US\$. Cost of full scale remediation was 220,000 US\$ for construction and \$ 50,000 per year for operation.
57	U.S. EPA. 2000. Case Study #6. Pilot and Full-Scale Anaerobic In-Situ Reactive Zone at an Abandoned Manufacturing Facility, Emeryville, California. In: Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. EPA 542-R-00-008. pp. A-49A-55.	2000	G	Field Pilot and Full	Abandoned Manufacturing Facility	Emeryville, California	Interbedded sand and clay units. v = 20 m/year	TCE: 17 mg/l cDCE: 0.9 mg/l Cr ⁶⁺ : 100 mg/l	NA	molasses	Periodic direct injection (2 injections).	Supernatant from anaerobic treatment system (local municipally authority)	18 month full scale operation. Molasses injection was shown to create and anaerobic reactive zone within an 18 month period. Reduced concentrations of CAHs and hexavalent chromium were identified. Average concentrations of TCE was reduced by 99 % and average concentrations of hexavalent chromium was reduced by 99 %. The overall cost is approximately 400,000 US\$.
58	U.S. EPA. 2000. Case Study #6. Bioaugmentation (Accelerated Anaerobic Bioremediation) Field Demonstration at Area 6 of the Dover Air Force Base, Dover, Delaware. In: Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. EPA 542-R-00-008. pp. A-42A-48	2000	G	Field Pilot	Dover AFB Area 6	Dover, Delaware	Sand with varying clay, silt and gravel k = 2.3 x 10 ⁻⁴ m/s v = 20 m/year gradient: 0.001	TCE: 7.5 mg/l cDCE: 1.2 mg/l VC: 0.034 mg/l	NA	lactate	Bioaugmentation/ Nutrient Addition/ Groundwater Recirculation	Pinellas	18 months test period. First successful bioaugmentation project using live bacteria from another site for TCE reductive dechlorination. A extended pilot period was noted before functional dechlorination was observed. Complete mass balance conversion of TCE and cDCE to ETH was achieved. Cyclic injections to prevent biofouling. Routine brushing of screens, and hydrogen peroxide treatments were implemented to keep the wells open. Total capital costs for the pilot test were 268,563 US\$. Total operating cost for 18 months were 522,622 US\$.
59	Watts, J.I., M.O. Jaynes, J.A. Farrell, and R. Gillespie. 2002. Remedial Action Using HRC Under A State Dry Cleaning Program. In: A.R. Gawaskar and A.S.C. Chen (Eds), B7	2002	G	Full	Dry Cleaner	Jacksonville, Florida	Sand grading to Clayey Sand k = 1.2 x 10 ⁻⁶ m/s (shallow zone) 8.8 x 10 ⁻⁷ m/s (deeper zone)	PCE: 0.938 mg/l TCE: 12.7 mg/l cDCE: 22.4 mg/l VC: 4.56 mg/l	NA	Poly lactate ester	Batch injection, passive slow release	No bioaugmentation	PCE and TCE reductions have been significant. DCE and VC in the intermediate zone remained high but decreased since the remedial action was taken. Within the time period monitored (15 months), no significant treatment of cDCE and VC. ETH data not shown. System apparently not successful with respect to cDCE and VC.
60	Yager, R.M., Bilitzi, S.E., Mirm, C.L., and Madsen, E.L. 1997. Microbial adaptation and in situ attenuation of chlorinated ethylene aquifer near Niagara Falls, New York. <i>Environmental Science & Technology</i> 31: 3138-3147.	1997	S	Field (db)	Manufacturing facility	Western New York, USA	Petrochlorous dolomite. Hydraulic properties is related to secondary permeability (fractures and vugs) k = 1.2 x 10 ⁻⁵ m/s v = 73 - 330 m/year	TCE: 55 mg/l cDCE: 12 mg/l VC: 0.25 mg/l	Anaerobic	no stimulation		no bioaugmentation	A combination of hydrogeological, geochemical, and microbiological methods was used to document the biotransformation of trichloroethene (TCE) to ethene, a completely dechlorinated and environmentally benign compound, by naturally occurring microorganisms within a fractured dolomite aquifer. Microcosm assays also revealed that reductive dechlorination activity was present in waters from the center but not from the periphery of the contaminant plume. This dechlorination activity indicated that naturally occurring microorganisms have adapted to utilize chlorinated ethanes and suggested that dehalorespiring rather than cometabolic, microbial processes were the cause of the dechlorination. The addition of pulverized dolomite to microcosms enhanced the rate of reductive dechlorination, suggesting that hydrocarbons in the dolomite aquifer may serve as electron donors to drive microbially mediated reductive dechlorination reactions.
61	Zahraei-Samizadeh, Z.M., and J.C. Bensch. 2000. Enhanced Bioremediation Using Hydrogen Release Compound (HRC) in Clay Soils. In: G.B. Wijekramnayake, A.R. Gawaskar, B.C. Allenam, and V.S. Magar (Eds). Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated Recalcitrant Compounds. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 237-244. Also In: V.S. Magar, D.E. Fennell, J.J. Morse, B.C. Allenam, and A. Lescom (Eds). Anaerobic Degradation of Chlorinated Solvents. Battelle Press, Columbus Ohio. pp. 221-228.	2000	G	Pilot scale	Industrial Site	California	Silty Clay v = 3 m/year	TCE: 5 mg/l cDCE: 0.45 mg/l VC: 0.05 mg/l	Anaerobic	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection, passive slow release	No bioaugmentation	6 months of monitoring. TCE dechlorination to cDCE occurred in some areas, but not others. Wells in the highest density of HRC injection points exhibited the greatest evidence of biodechlorination. VC accumulation was observed in 2 of 6 monitoring points. Top-down and Bottom-up injections methods used (Geoprobe). The top-down method is preferred. The Bottom-up approach has the potential to apply a majority of the HRC in the bottom of the injection interval.
62	Zahraei-Samizadeh, Z.M., and J.C. Bensch. 2001. Enhanced Bioremediation in clay soils. Bioremediation field case stories.	2001	G	Full scale	Industrial Site	California	Silty Clay v = 3 m/year	TCE: 5 mg/l	Anaerobic - iron reducing	Poly lactate ester (HRC)	Batch injection, passive slow release. Top-down direct injection with Geoprobe.	No bioaugmentation	Remediation in clay soil. After 12 months of monitoring, the TCE is degrading to VC and ethylene. Sulfate concentrations dropped from 130 - 320 mg/l to less than 10 mg/l. Accumulation of cDCE and VC. VC concentrations up to 2000 ug/l. Uncertain if VC and cDCE will biodegrade.

Appendiks B Udvalgte case studier med bioaugmentation

Dover Air Force Base, Dover Delaware

Ellis et al. (2000) presented a field-scale demonstration of *in situ* bioaugmentation for treating dissolved phase TCE at Dover Air Force Base. Comprehensive microcosm studies were performed prior to system design to assess the need for bioaugmentation. The microcosm studies described by Lee et al. (2000). used site soil and groundwater amended with various electron donors including: organic acids such as acetate, benzoate, butyrate, formate, lactate, and propionate; alcohols such as ethanol and methanol; sugars, including sucrose, glucose, and fructose; complex organics such as molasses or yeast extract; other compounds including vitamin B₁₂; ethylene glycol and glutamic acid. Sulfate and bicarbonate were added as electron acceptors in addition to the nitrate, sulfate, iron, and bicarbonate already present in the groundwater and soil. Many treatments were amended with nutrients, vitamins, or trace elements and/or yeast extract. In all, over 1000 individual microcosms were tested during this phase of the study. TCE was reduced to vinyl chloride in only a few microcosm bottles after incubation of up to 500 days. Ethene was not produced in any bottles, even under methanogenic conditions. If *Dehalococcoides* spp. were more widely distributed at this site, then a greater percentage of these microcosms should have converted TCE beyond *cis*-DCE. Additional treatability studies were performed using Dover soil and groundwater to assess biostimulation performance in aquifer columns (Harkness et al. 1999). TCE was not reduced beyond *cis*-DCE in columns that had been fed electron donors for up to 371 days. However, injection into one column of a small volume of the Pinellas culture, which contains close relatives of *Dehalococcoides ethenogenes*, stimulated complete dechlorination of *cis*-DCE to ethene within 20 days. This effect was repeated in a second column injected with the same culture. Furthermore, VC production was transient in both bioaugmented columns, with rapid conversion to ethene.

The bioaugmentation field pilot test at Dover AFB involved a recirculation design and the addition of lactate (Ellis et al. 2000). The well layout of the pilot test area (PTA) is illustrated in Figure B-1. The layout of the PTA and the pumping rates were designed with the aid of groundwater flow modeling and subsequent tracer tests with bromide. The treatment well network consisted of one row of three extraction wells and another row of three injection wells, with each row oriented perpendicular to the prevailing hydraulic gradient. The two rows were 6 m apart. Based on the results of modeling and tracer testing, a combined extraction rate of 11.6 L/min was chosen as the design flow that would achieve sufficient capture. This pumping rate resulted in an estimated residence time of 60 days.

The system was operated in biostimulation mode for the first 269 days, with TCE being stoichiometrically dechlorinated to *cis*-DCE, but not to VC or ethene. Lactate was delivered on a 7-day, pulsed feeding schedule to minimize biofouling at the injection wells. The PTA was augmented with the Pinellas culture on days 260 and 284 (180L, and 171 L, respectively), and VC and ethene was detected within 90 days of bioaugmentation. A complete

mass balance conversion of TCE and *cis*-DCE to ethene was achieved within 8 months after bioaugmentation.

After completion of the pilot test, Hendrickson et al. (2001) used 16S rDNA-based PCR methods to screen for the presence of *Dehalococcoides ethenogenes*-like bacteria within the PTA. One year after the completion of the pilot, close relatives of *Dehalococcoides ethenogenes* were detected throughout the test plot, but were not detected outside the PTA, which provided additional evidence that the attainment of complete dechlorination within the test plot was linked to the presence of *Dehalococcoides*. Additional sampling performed 2 and 3 years after the completion of the pilot test detected the continued presence of *Dehalococcoides ethenogenes*-like bacteria within the PTA, but again not in the upgradient background wells. These data indicate that the *Dehalococcoides* strains injected into the subsurface can survive for long periods, and continue to dechlorinate as long as an anaerobic environment is maintained.

Kelly Air Force Base, San Antonio, Texas

Major et al (2002) conducted a demonstration of bioaugmentation for treating dissolved-phase PCE, TCE and *cis*-DCE at Kelly AFB in San Antonio, Texas. Prior to the demonstration, the site groundwater contained about 1 mg/L of PCE and lower amounts of TCE and *cis*-DCE, without any detectable VC or ethene. Analysis with 16S rDNA-based PCR methods did not detect *Dehalococcoides* in any groundwater or sediment samples from the PTA. Laboratory microcosm studies showed that non-bioaugmented treatments containing lactate or methanol resulted in stoichiometric conversion of TCE and *cis*-DCE, without further dechlorination of *cis*-DCE to VC or ethene. Microcosms bioaugmented with KB-1, a halo-respiring culture that contains various strains of *Dehalococcoides*, and methanol stoichiometrically converted all of the TCE to ethene. The field test consisted of three recirculation plots, two that served as control plots, and one that was bioaugmented with KB-1.

Figure B-2 illustrates the example performance monitoring results for the bioaugmentation test plot. The test plot was recirculated for 89 days to equilibrate the system and to conduct the bromide tracer test. From day 90 to day 175, methanol and acetate were added as electron donors to establish reduced conditions and to stimulate reductive dechlorination by the indigenous bacteria. Bioaugmentation with 13L of KB-1 occurred on day 176. Performance monitoring of the control and test plots showed that in the presence of methanol and acetate, the indigenous bacteria could be stimulated to dechlorinate PCE to *cis*-DCE. However, no dechlorination past *cis*-DCE was observed in the control plots for the remainder of the test. In contrast, VC was detected 52 days after bioaugmentation with KB-1 in the test plot, and by day 318 ethene was the dominant product. Calculated half-lives for degradation were on the order of minutes to hours. 16S rDNA-based PCR methods were used to monitor the migration and growth of KB-1 culture after injection. Molecular monitoring showed that the culture had completely colonized the 9.1 meter-long aquifer test plot within 115 days after the one-time injection of KB-1. The two control plots were installed and operated in the same manner as the test plot, but were never amended with KB-1. In these control plots dechlorination stalled at *cis*-DCE, with no VC observed during 216 days of operation. Molecular analysis confirmed that *Dehalococcoides* was not present in the control plots.

Bachman Road Residential Wells Site, Oscoda Michigan

Lendvay et al. (2003) conducted a field demonstration of the relative performance of bioaugmentation and biostimulation through side-by-side closed-loop, recirculatory remediation test plots at the Bachman Road

Residential Wells Site in Michigan. Molecular analysis indicated that indigenous *Dehalococcoides* populations existed at the site, and this population was enriched (the Bachman Road Culture) and used for the bioaugmentation plot. Two test plots (4.6 x 5.5 m) were constructed perpendicular to groundwater flow, separated by one plot of the same size. Each plot consisted of an extraction well, two injection wells, and a series of performance monitoring points. A bromide tracer study was performed to quantify the hydraulics of each test plot, and a design recirculation flow rate of 7 gpm was selected for each plot. Both the biostimulation and bioaugmentation plots received lactate as an electron donor. The bioaugmentation test plot was preconditioned with a lactate (0.5 to 1.0 mM) and nutrient feed prior to bioaugmentation. On day 29, 200 L (10^8 cell/mL) of the Bachman Road Culture was introduced into the bioaugmentation plot.

Relative to the control (biostimulation) plot, bioaugmentation resulted in a significant reduction in the time to achieve complete dechlorination to ethene. Complete dechlorination of PCE to ethene was achieved within 6 weeks after inoculation in the bioaugmentation plot, whereas, after 4 months of operation nearly 76% of the PCE was converted to ethene in the biostimulation plot. Important findings of this work include: (1) dechlorination in the bioaugmentation plot was demonstratively linked to the presence of *Dehalococcoides*; (2) *Dehalococcoides* populations grew (measurable numbers increased) as system operation proceeded; (3) addition of *Dehalococcoides* can significantly shorten lag times to the onset of dechlorination; and (4) biostimulation approaches can achieve complete dechlorination to ethene at sites where certain *Dehalococcoides* populations occur naturally.

Industrial Site, Boston, Massachusetts

GeoSyntec and ERM are performing a bioaugmentation pilot test at an industrial facility in Boston (Chang et al. 2002; 2003). Spent organic solvents, primarily TCE, were released to unconsolidated soils through a dry well located interior to the main manufacturing building. The TCE is suspected to have traveled along building pilings downward to the basal unit of fractured bedrock. The pilot test area (PTA) is located directly downgradient from the dry well. Concentrations of TCE in the pilot test area range from 30 to 120 mg/L. Due to the proximity to salt water, sulfate and chloride concentrations in shallow bedrock were approximately 400 and 5,500 mg/L, respectively. Pre-design laboratory studies using PCR and 16S rDNA-based methods detected the presence of an indigenous *Dehalococcoides* population. Microcosms studies confirmed that when supplied with an exogenous electron donor, the indigenous microorganisms could be stimulated to convert TCE to ethene. However, compared to microcosms amended with the KB-1TM culture, the rate of ethene production achieved by the native bacteria was much slower, even after a six month incubation period. Based on the results of the laboratory trials, bioaugmentation was selected for the field pilot test.

A recirculatory, forced-gradient pilot test system was designed based on the demonstrated success of achieving effective reagent delivery and maximum mass balances with these types of pilot-scale systems for bioremediation applications at other sites (e.g., Hopkins and McCarty 1995; McCarty et al. 1998; Ellis et al. 2000). The PTA is comprised of an injection well, extraction well, and three monitoring wells. The PTA layout was oriented such that the induced gradient was parallel with the prevailing ambient flow direction and hydraulic gradient to minimize leakage from the pilot test area. Prior to performing any biological treatments, the hydraulics of the PTA (i.e., flow rates, residence time, capture, mass recovery) were quantified via tracer testing with iodide. The tracer test demonstrated hydraulic connectivity across the PTA, but only 15% of the iodide delivered to

the injection well was recovered at the extraction well. These results indicated a high degree of mixing between the recirculation cell and ambient groundwater. Subsequent observation in the vicinity of the Site revealed that dewatering activities at a neighboring property caused periodic 90-degree changes in the hydraulic gradient in the PTA.

Example results for the pilot system are illustrated in Figure B-3. The PTA was fed acetate for the first 3 months of operation for the purpose of establishing reducing conditions in the test zone, prior to bioaugmentation. During this preconditioning period, sulfate concentrations and oxidation/reduction potential (ORP) decreased linearly, and TCE was dechlorinated to *cis*-DCE. Dechlorination did not proceed beyond *cis*-DCE prior to bioaugmentation. During the fourth month of operation (June 2002), the PTA was augmented with KB-1™ and methanol was added as a supplemental electron donor. Acetate addition was discontinued in October 2002 due to site-specific reasons. Bioaugmentation was achieved by transferring 40L of KB-1™ culture from the stainless steel culture containers into the injection well. Argon gas was used to displace the culture from the containers and push it into the well. The bioaugmentation culture volume was calculated based upon a design target of 0.01% of the pore volume in the PTA.

As shown in Figure B-3, TCE and *cis*-DCE have been degraded to below their respective State remediation standards throughout the PTA. Transient accumulations of *cis*-DCE and VC appeared at peak concentrations that were approximately equivalent to the initial micromolar concentration of TCE. Detectable conversion of VC to ethene began in the latter half of 2002, a few months after bioaugmentation. In 2003, production of ethene has continued to increase; however, VC losses have not been balanced by ethene increases. The cause for this gap is not known, but is likely related, in large part, to dilution of the plume in the PTA as a result of the shifting hydraulic gradients at the Site. Molecular assays (PCR and genetic analyses) of groundwater samples collected from the PTA after bioaugmentation indicate that the density of *Dehalococcoides* populations in the PTA has increased significantly since bioaugmentation.

Caldwell Trucking NPL Site, New Jersey

Golder Associates and GeoSyntec are operating a bioaugmentation/biostimulation system to treat a PCE/TCE DNAPL source area in fractured bedrock groundwater at the Caldwell Trucking Superfund Site in New Jersey. The system is treating a source area in fractured basaltic bedrock in a test area measuring approximately 120 feet wide, and 40 feet long. The source area was bioaugmented (February 2001) with the KB-1™ culture, and electron donors (methanol, lactate and acetate) are added periodically in a batch mode via multiple injection wells. Groundwater circulation is not a component of this design. Initially, electron donor was added on a weekly basis. After monitoring results showed relatively slow treatment performance, the frequency of donor addition was increased to a daily basis. Example performance monitoring results are provided in Figure B-4. As of Fall 2002, results indicated an order of magnitude decline in PCE/TCE concentrations, with an accompanied increase in the concentration of *cis*-DCE and VC. There is evidence that *cis*-DCE production has peaked and concentrations are starting to decline. TCE concentrations in the well containing the highest TCE concentration (680 mg/L) have declined by 90 percent. Furthermore, the use of molecular probes has demonstrated that the *Dehalococcoides* microorganisms that were injected in the KB-1™ culture have become distributed throughout the test area.

Compared to the other bioaugmentation projects described above, the rate of treatment at Caldwell has been somewhat slower. One primary reason for this observation is that the Caldwell system is treating a DNAPL source area, while the other projects (except for the Boston site) are treating dissolved phase plumes. Other key factors affecting the rate of treatment performance at Caldwell include electron donor delivery design and a presence of chloromethanes and chloroethane co-contaminants. While the Dover AFB, Kelly AFB, Bachman Road, and Aerojet bioaugmentation systems used forced gradient, groundwater circulation to deliver electron donor, the Caldwell system uses batch injection. High concentrations of chloroform (CF) and 1,1,1-trichloroethane at Caldwell also likely compete for electron donor, and slow the relative rate of *cis*-DCE and VC conversion to ethene.

Aerojet General Corporation, Sacramento, California

A field demonstration was initiated to assess TCE dechlorination in a deep aquifer at the Aerojet Superfund site in California (Cox et al., 2000; 2002). Previous laboratory microcosm studies for the Aerojet site had shown that TCE dechlorination consistently stalled at *cis*-DCE, unless bioaugmented with dehalorespiring bacteria. The addition of lactate alone to the pilot test area (PTA) groundwater failed to promote significant TCE dechlorination past *cis*-1,2-DCE (VC and ethene were not produced). Bioaugmentation of the PTA with KB-1 immediately accelerated the rate of TCE and *cis*-DCE dechlorination, and VC and ethene production from *cis*-1,2-DCE were observed within 8 days following bioaugmentation. Within 125 days, the concentrations of TCE (starting from 2 mg/L), *cis*-DCE, 1,1-DCE and VC were below respective MCLs in the PTA. Molecular characterization techniques (16S rRNA screening using PCR) were used to evaluate the presence of *Dehalococcoides*: i) prior to bioaugmentation, to assess the effects of electron donor addition alone; and ii) following bioaugmentation to track the success of KB-1 addition, and to assess its transport and survival in the PTA groundwater. Initial sample analyses were negative, suggesting that *Dehalococcoides* was not present in the PTA groundwater. A few days after bioaugmentation, a strong signal representative of the *Dehalococcoides* strain in KB-1 was detected in the PTA well where KB-1 was introduced to the aquifer. A final sample round for *Dehalococcoides* was collected 75 days after bioaugmentation, and all wells in the PTA, to a distance of 50 feet from the point of introduction, indicated moderate to strong DHE signal suggesting transport of KB-1 through the PTA.

Table B-1. Selected Field Demonstrations.

Site Name, Location	VOC	Contaminant Concentration	Geology	Culture	Culture Volume Used (L)	System Scale	Reference
Dover Air Force Base, Dover, DE	TCE	5 mg/L	Silty sands	Pinellas	350	Pilot	Ellis et al. 2000
Kelly AFB, San Antonio, TX	PCE	2 mg/L	Shallow silty gravel	KB-1	13	Pilot	Major et al. 2002
Bachman Road, Lake Huron, MI	PCE		Fine to medium grained sand	Bachman Road	200	Pilot	Lendvay et al. 2003
Aerojet, Sacramento, CA	TCE	2 mg/L	Deep alluvium	KB-1	50	Pilot + Full	Cox et al. 2000; 2002
Caldwell Trucking NPL, NJ	TCE	200 mg/L	Fractured Basalt	KB-1	160	Full	Finn et al. 2003
Industrial Site, MA	TCE	80 mg/L	Fractured Bedrock	KB-1	40	Pilot	Chang et al. 2002; 2003

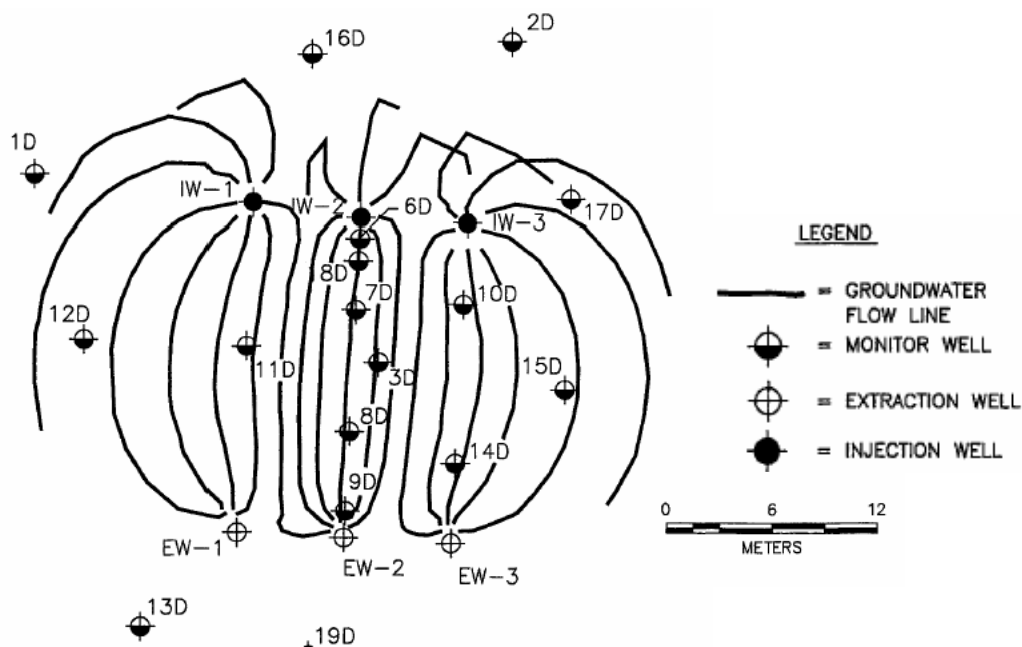


Figure B-1. Pilot test well layout and inferred groundwater flow lines for Dover AFB bioaugmentation demonstration (from Ellis et al. 2000). (EW = extraction well; IW = injection well).

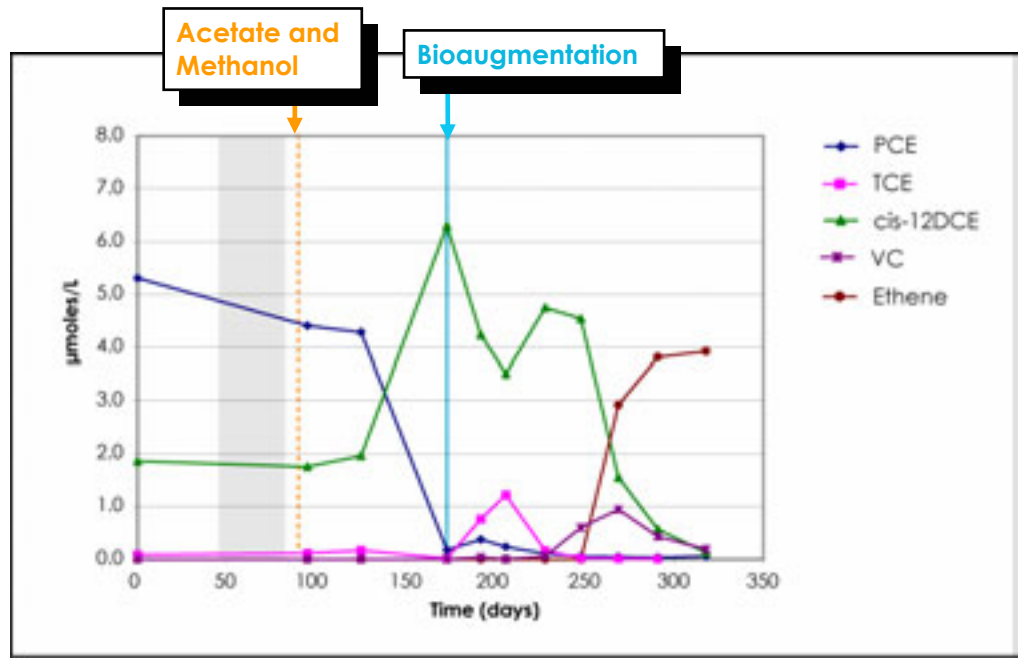


Figure B-2. Performance monitoring results for bioaugmentation test plot at Kelly AFB (Major et al. 2002)

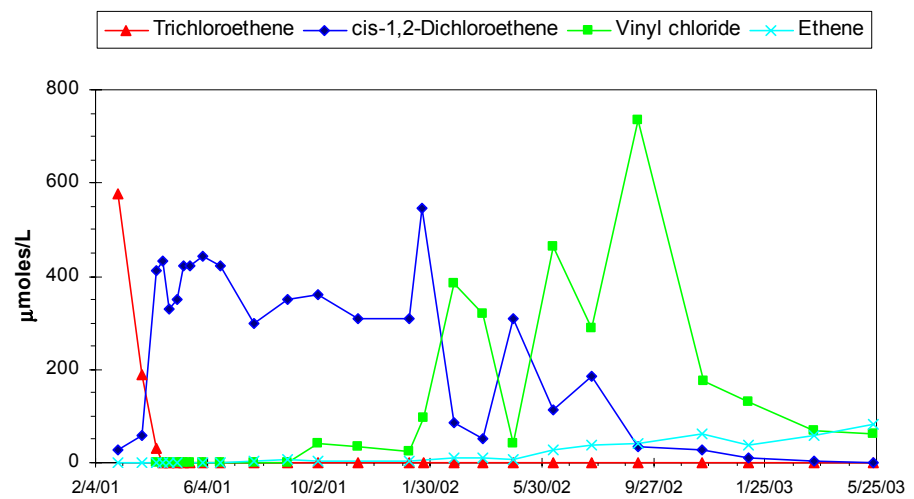


Figure B-3. Performance monitoring results (MW-1004B) for bioaugmentation demonstration in fractured bedrock, Boston, Massachusetts.

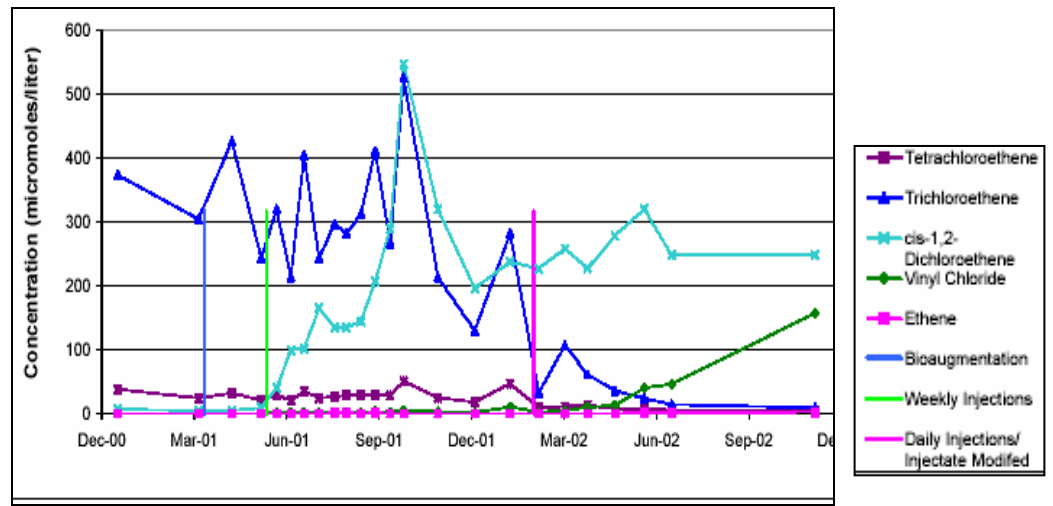


Figure B-4. Example performance monitoring results (MW-C14) for bioremediation system at Caldwell Trucking NPL site.

SUMMARY

The successful application of bioaugmentation for *in situ* remediation of chlorinated solvents in groundwater has been demonstrated by multiple research teams at multiple sites. These technology demonstrations have been validated through critical evaluations, expert peer-review, and publication in leading scientific journals. As shown by these demonstrations, bioaugmentation with certain *Dehalococcoides* cultures can achieve *in situ* dechlorination half lives on the order of hours for chloroethenes, and thereby dramatically shorten the timeframe for attaining compliance with cleanup criteria. In addition, each of the case studies demonstrated the benefits of applying molecular assays (i.e., 16S rDNA-based PCR) for tracking the growth and transport of bioaugmentation cultures. From these works, it is evident that exogenous cultures can survive, proliferate, and potentially migrate significant distances in the subsurface.

The projects reviewed here all have several recommended design elements in common, including (1) pre-design studies to identify appropriate electron donors and identify the need for bioaugmentation; (2) simple groundwater flow modeling to quantify system hydraulics of treatment areas; (3) tracer testing to calibrate system flow models and confirm connectivity between injection and monitoring points within a treatment area; (4) execution of pilot test to verify feasibility and quantify performance prior to design of a full-scale system; and (5) confirmation of treatment performance through mass balance analysis, geochemical monitoring, and molecular monitoring. It should be recognized that the intensive monitoring programs used in most of these cases studies (i.e., extensive sampling requirements) was only appropriate because these projects were technology demonstrations. The resource requirements for routine pilot- and full-scale bioaugmentation applications are typically less than the examples described here.

Appendiks C Lokalitets- og feltundersøgelser

Dette afsnit giver en opsummering af den information der er nødvendig for at udvikle et koncept der er tilstrækkeligt til at bestemme metodens anvendelse (Morse et al., 1998).

Historik

- Kemikaliehåndtering og opbevaring
- Tidligere arealanvendelser
- Klimatologisk historik
- Tidligere afværgeaktiviteter
- Topografiske kort
- Underjordiske installationer

Forureningsdata

- Opgørelse af forureningskomponenter
- Kildeopsporing
- Den 3 dimensionale udbredelse
- Fasefordeling (opløst, sorberet, luft, fri fase)
- Udførte analyser

Geologi og hydrogeologi

- Magasinopbygning, stratigrafi, dybde, heterogenitet
- Hydraulisk ledningsevne
- Hydraulisk gradient
- Grundvandshastighed
- Grundvandsboringer eller brønde og afløbspunkter

Geokemi

- Opløste gasser (ilt, methan, hydrogen sulfid)
- Opløst og fast fase elektron accepterende forbindelser (NO_3^- , Fe(III), Mn(IV), SO_4^{2-})
- Opløst organisk kulstof
- Grundvandets pH, alkalinitet, redox potentiale and temperatur

Forureningsdata

Afgrænsning og karakterisering af kildeområdet er et kritisk krav for alle typer *in situ* teknikker, ligesom størrelse, sammensætning og koncentration af forureningskilden vil afgøre massefluxen af forureningen, den nødvendige koncentration/masse af elektrondonor og eventuelle processer der kan hæmme dekloreringen. Forureningen i gas-, jord og vandfase bør så vidt muligt afgrænses både vertikalt og horisontalt. Tilstedeværelsen af andre forureningstyper kan både være fordelagtig eller ugunstig, fx vil høje koncentrationer af tungmetaller eller lavt pH hæmme mibiologisk aktivitet og dermed reducere metodens virkningsgrad. Derimod kan forekomst af en kulbrinte-forurening være fordelagtigt idet kulbrinterne kan bruges som elektrondonor.

Bestemmelse af nedbrydningsprodukter (*cis*-DCE, VC, ETH) er et vigtigt grundlag for bestemmelse af designet. Hvis *cis*-DCE, VC, og/eller ETH er tilstede i markante koncentrationer, indikerer dette at elektrondonorer allerede er tilstede, og at der er oprindelige dehalospirerende bakterier på lokaliteten. Tilstedeværelsen af forhøjede koncentrationer af ethen kan give en tidlig indikation på om bioaugmentation med en *Dehalococcoides* kultur er nødvendigt. Type og udbredelse af elektrondonorer (fx oliekomponenter eller naturligt organisk stof) bør kvantificeres for at opnå forståelse af hvor den egentlige deklorering foregår mest aktivt, og hvilke donorer der bidrager til denne deklorering.

Geologi og hydrogeologi

De geologiske- og hydrogeologiske forhold er vigtige, herunder geologiske lagfølge og heterogenitet, magasinets ydelse, magasinets sammenhænge, vandstandsvariationer over over året, potentialeforhold, den hydrauliske ledningsevne, grundvandets strømningshastighed og retning, massefylde og porøsitet. Den hydrauliske ledningsevne (k) er speciel vigtig siden akviferen skal være permeabel nok til at kunne transportere elektrondonorerne (og exogene kulturer hvis nødvendigt) gennem behandlingsområdet. Kendskab til k-værdier i flere forskellige punkter er typisk nødvendigt på grund af akviferens heterogenitet.

Geokemi

Geokemien har stor betydning for redoxforholdene, herunder forbrug af elektrondonorer. Derfor er målinger af redoxparametre (opløst ilt, nitrat, jern (II), sulfat, sulfid og methan) nøgleparametre for at vurdere metodens anvendelighed. Der bør gøres forsøg på at afgrænse redoxzoner både vertikalt og horisontalt. På mange lokaliteter er uorganiske elektronacceptorer (fx sulfat eller jern (III) tilstede i langt højere koncentrationer end de klorerede opløsningsmidler (Schumacher et al. 2000; Leigh et al. 2000; Evans and Koenigsberg 2001; Findlay et al. 2002; Kean et al. 2002; Nakashima et al. 2002), og tilstedeværelsen af disse eller andre elektronacceptorer vil hovedsageligt kontrollere det valg af elektrondonor type, mængde og injektionsstrategi der er nødvendigt for at opnå tilstrækkelig oprensningseffekt. Ydermere bør bestemmelsen af de geokemiske forhold inkludere pH, alkalinitet, opløst organisk stof og redoxpotentiale (Morse et al. 1998).

Appendiks D Feltmetoder

Push-pull tests

Push-pull testen er en slug test der udføres i en enkelt boring for at angive størrelsen af forskellige fysiske, kemiske og biologiske forhold i akviferen. Metoden var oprindeligt udviklet til at måle grundvandshastighed, effektiv porøsitet og dispersivitet (Gelhar and Collins 1971; Bachmat et al. 1988; Hall et al. 1991). Nylige modifikationer af metoden tillader analyser af akviferens evne til biologisk nedbrydning og kvantificering af forureningsnedbrydningsrater ved tilstedeværelse af forskellige elektrondonorer og/eller bakteriekulturer (Istok et al. 1997; Reinhard et al. 1997; Hageman et al. 2001). En detaljeret liste over referencer mht. til dette emne kan findes på <http://ccee.oregonstate.edu/research/grl/push-pull/literature.htm>.

Push-pull testen udgøres af 3 faser:

- I den første fase pumpes en mængde forurenede grundvand op af en enkelt boring, og tilsættes derefter relevante elektrondonorer mm. til vurdering af biologisk nedbrydning. Herudover tilsættes en konservativ tracer.
- I den anden fase bliver grundvandet reinjiceret (pushed) ned i boringen og optager derved et "testvolumen" i grundvandsmagasinet omkring den filtersatte del af boringen. Såfremt den injicerede sammensætning af tilsætningsstoffer er effektiv, bør der kunne observeres fermentering af elektrondonorerne og deklorering af de klorerede forbindelser inden for få dage efter injektionen.
- I den tredje fase udtrækkes (pulled) den injicerede væske langsomt ved pumpning i den samme boring. Koncentrationerne af traceren, reaktanter og eventuelle omdannede stoffer måles periodisk for at bestemme gennembrydningskurver for hvert opløst stof. Traceren giver et billede af fortyndingseffekt. Snodgrass og Kitanidis (1998) samt Haggerty et al. (1998) forelægger en simpel fremgangsmåde til at estimere forureningsnedbrydningsrater direkte fra koncentrationsmålinger og uden brug af numerisk modellering.

In situ mikrokosmos

In situ mikrokosmos (ISM) er en metode til at frembringe feltmålinger af det biologiske nedbrydningspotentiale, biologiske nedbrydningsrater og sorptionsparametre. Gillham et al. (1990) udviklede ISM for at fremskaffe en metode der sammenlignet med laboratorie mikrokosmosforsøg var mere repræsentativ for de aktuelle forhold i forureningsfanen. ISM har været benyttet til bestemmelse af biologiske nedbrydningsrater for mange forskellige slags organiske kemikalier (Acton and Barker 1992; Nielsen et al. 1996).

En typisk ISM er konstrueret som et modificeret rustfrit stål rør der benyttes til at isolere ca. 2 liter mættet akvifermateriale. ISM enheden er udstyret med mindre rør (slanger) i rustfrit stål der tillader at pumpe vand ind eller ud af den

isolerede del af akviferen. ISM enheden bliver installeret ved at presse den ned i en boring der er udført til grundvandsspejlet. ISM enheder er installeret ved både hulsneglsboringer og gennem forede håndboringer (Gillham et al. 1990; Nielsen et al. 1996b), og de har været brugt i dybder til ca. 6 m u.t.

Måden at gribe en ISM test an på kan sammenlignes med en push-pull test. Grundvand bliver først oppumpet fra en boring eller et piezometer der støder op til ISM enheden, og dernæst bliver grundvandet tilført bionedbrydnings tilsætningsstofferne og en konservativ tracer inden grundvandet langsomt bliver pumpet ind i ISM enheden. ISM enheden er dernæst analyseret over dage, uger eller måneder for at bestemme redueringen af forureningsmassen relativt til traceren. Nedbrydningsraten kan bestemmes ved en 1-D strømningmodel der inkluderer både sorption og 1. ordens biologisk nedbrydning. Yderligere vejledning i modelleringen af nedbrydningsrater fra en ISM enhed er givet i Nielsen et al. (1996).

Pilotforsøg

Et udkast til en vejledning fra U.S. Department of Defense og the U.S. Environmental Protection Agency (Morse et al. 1998), anbefaler at pilotprojekter for anaerob biologisk nedbrydning af klorerede opløsningsmidler benytter tre injektionsboringer, to pumpeboringer og en serie monitoringsboringer placeret mellem injektions- og pumpeboringer (se figur 4-1). Pilotprojekter der er udført i overensstemmelse med vejledningen varer normalt 6 måneder.

Vejledningen anbefaler følgende udformning vedr. pilotprojekter:

1. At fordele og lede strømmen af elektrondonorer/ næringsstoffer gennem behandlingsområdet uden at fortrænge forurenede grundvand med 'rent' vand eller opløsninger af elektrondonorer.
2. Opnå en hydraulisk opholdstid der er kort nok til at sikre at elektrondonorerne udtyndes og dekloreringen begynder, men lang nok til at observere ændringer i koncentrationerne af forurening og elektrondonor.
3. Optimere den hydrauliske kontrol mht. til opnåelse af det minimale krav til oppumpning af forurenede grundvand.
4. Muliggøre præcis og pålidelig prøvetagning af grundvandet fra behandlingsområdet.
5. Forhindre tilgroning eller tilstopning fra biologiske og kemiske processer grundet tilsætningen, herunder uorganisk udfældninger og opbygning af gaslommer (fx methan gas).

Pilotforsøget kan afgøre, om der skal forsættes med fuldskala implementering. Metodens anvendelighed bør evalueres ud fra hvor fuldendt stimuleret *in situ* reduktiv deklorering har været, og om resultaterne er i overensstemmelse med de regulative krav samt tekniske og administrative mål med projektet (Morse et al. 1998). Hvis nedbrydningseffektiviteten eller nedbrydningsraterne i pilotforsøget ikke lever op til projektets mål, samt hvis der ikke er stærke beviser for at behandlingseffektiviteten eller nedbrydningsraterne forbedres med tiden (evt. i kombination med andre nedbrydningsteknikker) vil det være mest hensigtsmæssigt at udelukke stimuleret reduktiv deklorering som nedbrydningsteknik i behandlingsområdet. I tilfælde hvor pilotforsøg er udført uden tilsætning af bakteriekulturer (bioaugmentation) af fx *Dehalococcoides* kulturer, samt at DCE or VC er ophobet og stadig eksisterer seks måneder,

kan det være hensigtsmæssig at tilsætte bakteriekulturer og udføre pilotforsøget endnu engang.

Appendiks E Risikoforhold

Forhold i Nordamerika

Tilsætning af elektrondonorer til grundvand

Stimuleret *in situ* reductive deklorering skaber midlertidig og lokal forandring af grundvandskvaliteten ved tilsætning af elektrondonorer. Specielt elektrondonorer der skaber reducerende forhold øger BOD, optager ilt og fremkalder opløsning af metaller (fx Fe^{II} , Mn^{II}), sulfid og methan. Disse forhold skaber bekymring hos myndighederne, specielt når der er tale om grundvandsmagasiner.

I USA er midlertidig og lokal forandring af grundvandskvaliteten ved tilsætning af fermenterede substrater (mange er fødevarerforbindelser) tilladt, da disse substrater benyttes til at fjerne organiske forureninger fra grundvandet. Generelt er processen accepteret fordi den skaber en netto reduktion af toksicitet og risikoforhold, også selvom udledning af elektrondonorer i grundvandet skaber nye - men midlertidige - påvirkninger af grundvandet.

Direkte injektion af elektrondonorer til grundvandsmagasiner forurenede med klorerede opløsningsmidler bliver administreret forskelligt af de forskellige myndigheder i USA. I nogle stater er tilladelser i henhold til "Underground Injection Control" (UIC) eller "Waste Discharge Requirement" (WDR) nødvendige for afværgeforanstaltninger der involverer tilsætning af elektrondonorer. UIC og WDR retningslinierne er begge udformet til at kontrollere bevidst udledning af stoffer der kan påvirke grundvandskvaliteten. I begge disse retningslinier er kravene til tilladelser for drikkevandsmagasiner generelt strengere end til grundvandsmagasiner der ikke bruges til drikkevand (fx pga. højt saltindhold).

Florida og Californien har etableret detaljerede regulative retningslinier m.h.t. injektion af fermenterbare elektrondonorer og andre *in situ* tilsætningsstoffer. UIC krav i Florida forbyder udledning af stoffer til drikkevandsmagasiner, da det kan forårsage overskridelse af primære og sekundære grænseværdier. Dog har miljømyndighederne i Florida, Florida Department of Environmental Protection (FDEP), udviklet et program der giver grundejere tilladelse til at ansøge om en variant af UIC kravene, hvilken tillader at der bliver skabt en midlertidig påvirkning af grundvandsmagasinet i behandlingsområdet. Generelt skal ansøgeren kunne garantere, at enhver negativ påvirkning af grundvandskvaliteten på grund af tilsætning af behandlingsmidlerne vil være væk efter 365 dage. Ansøgerne skal acceptere at foretage undersøgelser af grundvandskvaliteten før, under og efter injektion af tilsætningsstoffer, for at vurdere påvirkningerne og måle behandlingseffekten. Ansøgeren skal også specificere størrelsen af den forventede rumlige påvirkning af akviferen, og garantere at der ikke vil ske påvirkninger uden for dette område. Et eksempel på en sådan ansøgning kan ses på http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/pss/pcp/innovative/oth_446i.doc.

FDEP har udstedt mange varianter af UIC vejledninger for *in situ* teknikker inkl. stimuleret reduktiv deklorerings og kemisk oxidation af klorerede opløsningsmidler. En liste over ansøgninger, hvilke er kategoriseret ved produkt eller substans findes på <http://www.dep.state.fl.us/waste/categories/pcp/pages/list.htm>. Et eksempel på en ansøgning for brugen af laktat i et recirkulationssystem kan ses på http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/pss/pcp/innovative/variances/va_0029.doc.

I Californien er det "California Regional Water Quality Control Board", CARWQCB, der administrerer WDR tilladelser i hele staten. Der stilles krav om, at enhver person der udleder eller påtænker at udlede stoffer til andet end det kommunale kloakanlæg, således at vandkvaliteten i staten kan påvirkes, skal indsende en ansøgning om udledningen til de regionale myndigheder. De regionale myndigheder fastsætter derefter kravene til udledningen eller den foreslåede udledning. WDR tilladelser er nødvendige til enhver aktivitet der involverer udledning af spildevand eller kemisk påvirket vand til overflade- eller grundvand, inkl. injektion af elektrondonorer til *in situ* nedbrydning af *klorerede* opløsningsmidler.

Generelle WDR tilladelser skal være udstedt før grundejeren må injicere elektrondonorer til grundvandet, både for pilot- og fuldskala projekter. Baggrunden for og fremgangsmåden til ansøgning og vurdering af WDR tilladelser kan ses på http://www.swrcb.ca.gov/rwqcb4/html/permits/gen_orders/WDR-R4-2002-0030.pdf. Ansøgningen om WRD tilladelse skal indeholde en kopi af arbejdsplanen for afværgeprojektet. WDR programmet kræver også monitoring af grundvandskvaliteten før, under og efter *in situ* injektion af tilsætningsstoffer. Resultater af laboratorieforsøg kan mindske forsinkelser i vurdering og accept af ansøgninger. WDR tilladelser er ofte udvidet til at omfatte injektion af en eller flere specifikke elektrondonorer, inklusive HRC, acetat, laktat, propionat, benzoat, oleat, ethanol, propanol, methanol, glukose, mælasse og andre biprodukter fra fødevarerfremstilling såsom valle eller gær-ekstrakter. Hvis der i ansøgningen foreslås tilsætning af en anden slags elektrondonor eller en varemærkebeskyttet sammensætning, der ikke er dækket af kravene i den generelle WDR tilladelse, kan en områdespecifik WDR tilladelse blive nødvendig. Områdespecifikke WDR tilladelser er ofte nødvendige, fx når *Dehalococcoides* kulturer bruges til bioaugmentation.

Patogene stoffer og tilsætning af bakteriekulturer

I USA er der ingen føderative eller statslige forbud mod brugen af blandede, ikke-genetisk udviklede kulturer til oprensning af jord og grundvand. De seneste publikationer fra den amerikanske miljøstyrelse, USEPA, om brugen af UIC tilladelser tilkendegiver, at bioaugmentation kan overvejes som afværgeløsning (fx U.S. EPA 1999 <http://www.epa.gov/safewater/uic/classv/pdfs/volume16.pdf>). Imidlertid kan statslige myndigheder kræve specielle tilladelser for at bruge bakteriekulturer til afværge. For eksempel har Florida Department of Environmental Protection (FDEP) tilladt brug af KB-1 kulturer til biologisk stimulering af områder forurenet med klorerede opløsningsmidler. FDEP administrerer godkendelser af kulturerne gennem det såkaldte "Aquifer Remediation Zone of Discharge" program. Vejledning fra FDEP anbefaler, at kulturerne skal leve op til helbredskriterierne for mikroorganismer "Biosafety Level (BSL-1)", der er oprettet af den amerikanske sundhedsstyrelse gennem center for sygdomsforebyggelse og kontrol, "Centers for Disease Control and Prevention (CDC)". BSL-1 stoffer er defineret som stoffer, der ikke er kendt for

konsekvent at forårsage sygdom hos sunde voksne mennesker. Yderligere information om risikogrupper og BSL-1 kan findes i CDC/NIH manualen Biosafety in Microbiological and Biomedical Laboratories (BMBL) 4th edition, på CDC websiden www.cdc.gov/od/ohs/. FDEP vejledning om dette emne findes på http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/pss/pcp/innovative/oth_446c.doc.

I Californien er der krav om områdespecifikke udledningstilladelser ved brug af bakteriekulturer til *in situ* afværge. Godkendelse fra landets sundhedsstyrelse kan også være et krav i nogle stater. Indtil dato er der godkendt injektion af *Dehalococcoides* kulturer (e.g., KB-1, Bachman Road, Pinellas) i 10 amerikanske stater (Alaska, Californien, Delaware, Florida, Massachusetts, Michigan, New Jersey, Pennsylvania, South Carolina og Texas). Selvom den amerikanske miljøstyrelse ikke regulerer brugen af bakteriekulturer til *in situ* afværge med stimuleret biologisk nedbrydning, er det sikkert at visse kulturer berettiger nøjere undersøgelse mht. deres patogene egenskaber. Historisk set har fx *Burkholderia Cepacia* været brugt til bioaugmentation for aerob cometabolsk *in situ* biologisk nedbrydning (Bourquin et al. 1997), og kulturen blev for nylig identificeret som mulig patogen i forbindelse med cystisk fibrose (Holmes et al. 1997; Vandamme et al. 1997).

I Canada er brugen af mikroorganismer til biologisk nedbrydning reguleret af den canadiske miljøstyrelse, Environment Canada, under de gældende miljølove (Canadian Environmental Protection Act (CEPA)). Både naturligt forekommende og genetisk forarbejdede mikroorganismer er strengt reguleret i henhold til miljøloven. Environment Canada (2001) har udgivet retningslinier for bekendtgørelse og undersøgelse af nye organismer, se <http://www.ec.gc.ca/substances/nsb/download/Bioge1201.PDF>. Disse retningslinier opstiller krav for hvorledes kulturer, der skal benyttes til bioaugmentation, skal undersøges mht. deres patogene egenskaber. KB-1 kulturer, der indeholder *Dehalococcoides*, blev som en del produktudviklingen undersøgt for patogene egenskaber i overensstemmelse med de angivne retningslinier. Der blev ikke fundet sygdomsfremkaldende egenskaber i KB-1 kulturen (se forsøgsresultaterne for KB-1 i tabel 5.1).

Tabel 5.1: Resultater af patogen screening af KB-1™

Organisme	Relaterede sygdomme	Undersøgelsesresultat
<i>Salmonella sp.</i>	Tyfus, gastroenteritis	Negativ
<i>Listeria monocytogenes</i>	Listerioses	Negativ
<i>Vibrio sp.,</i>	Kolera, gastroenteritis	Negativ
<i>Campylobacter sp.,</i>	Diarré	Negativ
<i>Hemolytic Clostridia sp.</i>	Botulisme, stivkrampe, koldbrand	Negativ
<i>Bacillus anthracis</i>	Miltbrand	Negativ
<i>Pseudomonas aeruginos</i>	Infektion af sår	Negativ
<i>Yersinia sp.,</i>	Byldepest, indvoldsinfektion	Negativ
<i>Pathogenic Yeast and Mold</i>	candidiasis (monilliasis), gær-infektion osv..	Negativ
<i>Fecal coliforms</i>	Indikator for humane patogener, diarré, urinvejsinfektion	Negativ
<i>Enterococci</i>	Forskellige opportunistiske infektioner	Negativ

Reinjektion af forurenede grundvand

I Californien og Florida kan tilladelser for recirkulation af forurenede grundvand for *in situ* biologisk nedbrydning gives af henholdsvis WDR og UIC, så længe at andre regulative forhold overholdes. Injektion af forurenede grundvand, der er tilsat behandlingsmidler, betragtes med bekymring af de amerikanske myndigheder. Indtil for nylig var det svært for den godkendende myndighed at tillade injektion af forurenede grundvand ved *in situ* afværgeforanstaltninger, på grund af de gældende UIC love og bestemmelser. I december 2000 udsendte den amerikanske miljøstyrelse dog en erklæring, der udtrykkeligt tillader injektion og/eller recirkulering af forurenede grundvand til *in situ* biologiske nedbrydningsformål (U.S. EPA 2000 - <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/ca/resource/guidance/remwaste/refrces/pol-mem3.pdf>).

Retningslinjen fra USEPA tydeliggør at injektion af behandlet grundvand, for at fremme *in situ* behandling, er tilladt under loven for ressourcebevaring og genoprettelse (RCRA, specielt sektion 3020(b)), så længe visse betingelser overholdes. Det gælder at behandlingen skal foretages for at reducere sundhedsfarlige stoffer i grundvandet - enten før eller efter injektion; oprensningen skal virke beskyttende for det menneskelige helbred og naturen; og injektionen skal kunne henføres til at opfylde sektion 104 eller 106 i "The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA), mest kendt som Superfund (se <http://www.epa.gov/superfund/action/law/cercla.htm>) eller som et forbedrende tiltag for oprensning af forurening i henhold til RCRA.

Appendiks F Screening af lokaliteter

Appendiks F.1
Nørregade 4, Assens

Vurdering

Der er gennemført en grundig undersøgelse med kortlægning af jord- og grundvandsforureningen. Grundvandsforureningen er dog ikke fuldstændig afgrænset horisontalt i nedstrøms retning.

De geologiske og hydrogeologiske forhold er meget varierende i kildeområdet. Det øvre sekundære magasin, hvor den væsentligste forurening findes, veksler således med sand, silt og moræneler.

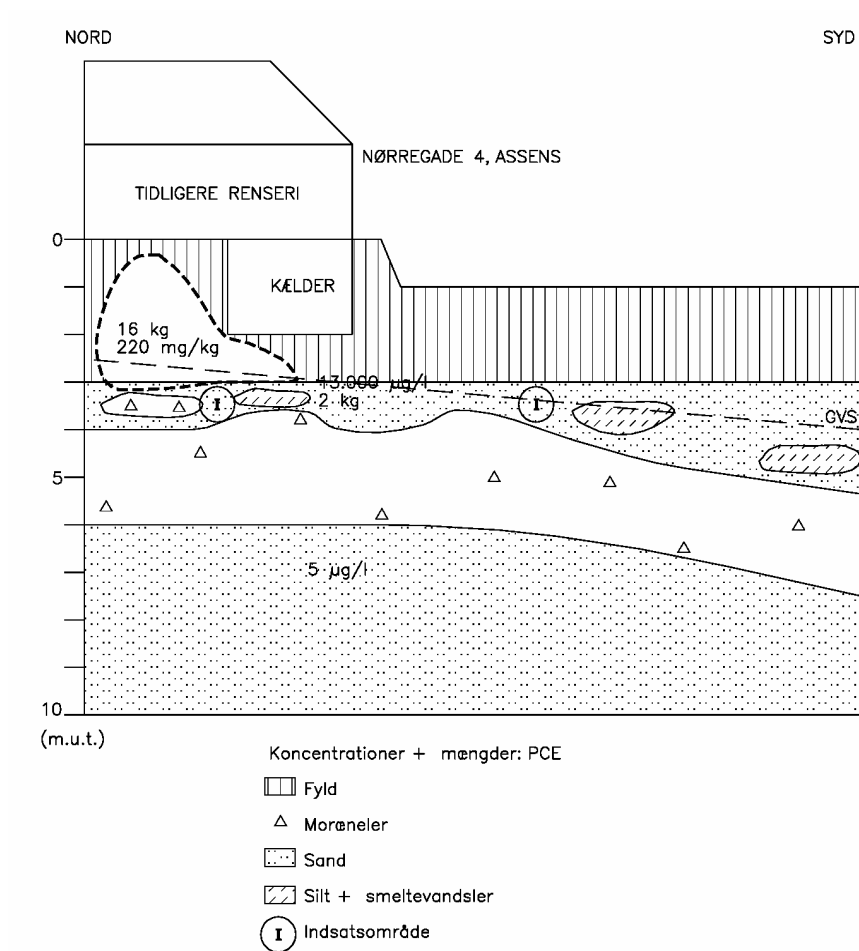
I kildeområdet er PCE og TCE tilstede i både moræneler og det underliggende sekundære magasin. Den væsentligste forureningsspredning er sket i det øvre sekundære magasin. Reduktiv deklorering ser ikke ud til at foregå i væsentligt omfang. cDCE og VC findes typisk kun i små koncentrationer bortset fra områder med meget høje indhold af TCE.

De geokemiske data veksler meget, og det kan ikke udelukkes, at der er sket påvirkning ved prøvetagningen. Der er således fundet både aerobe og jernreducerende forhold i det øvre sekundære magasin.

Adgangsforholdene er dårlige. Kildeområdet ligger under bygninger og en del af fanen ligger i vej.

Et afværgeprojekt med stimuleret *in situ* reaktiv deklorering vil være vanskeligt først og fremmest pga. de dårlige adgangsforhold. Evt. migration af methan og VC skal også tages i betragtning. Supplerende geokemiske data er ligeledes nødvendig for at vurdere potentialet for reaktiv deklorering. Som udgangspunkt vurderes det nødvendigt at anvende bioaugmentation ved en evt. afværge.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Nørregade 4, Assens. Forurennet lokalitet nr. 421-13
Adresse	Nørregade 4, Assens.
Matr. nr.	del af matr. nr. 469 Assens Bygrunde
Grundejer	Bendix Ejendomme Investering Aps, Vestergade 13, 5000 Odense C
Forureningsaktivitet	Renseri: 1965-1980 Spild ved håndtering af rensévæsker ved rensmaskine og slambønd. Desuden udsivning gennem kloak i baggård
Nuværende arealanvendelse	Beboelse. Står pt. ubeboet.
Risikoforhold	Arealanvendelse. Indeklima.
Undersøgelserapporter	Forureningsundersøgelse. Forurennet lokalitet nr. 421-13, Tidligere renseri, Nørregade 4, Assens. December 2002.
Tidligere afværge	Afværge til sikring af indeklima i flere beboelser på kildegrunden gennemføres i 2004 ved hjælp af værditabsordningen. Afværgeren omfatter bl. a. en delvis kildefjernelse ved opgravning/opboring.
Indsatsområde for afværge	Øvre sekundære magasin.
Indsatsområde for screening	Øvre sekundære magasin, herunder kildeområde i mættet zone
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Kote 12,8 m. Meget vekslende geologi i de øverste 10 m. Øverst 1,7-3 m fyld. Herunder smeltevandsaflejringer af sand, silt og ler (senglaciale aflejringer) med mægtighed på 2-3 m i kildeområdet og op til 5 m nedstrøms kildeområdet. Under smeltevandsaflejringer findes der sammenhængende moræneler med en tykkelse på 2-6 m. Dybden til moræneleren stiger i nedstrøms retning. Herunder udbredt lag af glaciale smeltevandsaflejringer af sand og ler.
Relevante magasiner for oprensning	Øvre sekundære magasin: Senglaciale aflejringer af sand og silt samt porevand i moræneler. Meget vekslende geologi. Nedre sekundære magasin: Glaciale smeltevandsaflejringer af sand: findes fra ca. 7 -10 m u.t. med tykkelse på op til 5 m. Kun svagt forurennet.
Sediment	Øvre: sand (fint-groft) og silt (senglaciale aflejringer), moræneler Nedre: Glaciale sand (fin - groft)
Magasintype	Øvre: optræder både frit og spændt. Nedre: spændt
Grundvandsspejl	Øvre: I kildeområdet ca. 2,5 m u.t.. Nedstrøms op til 4,5 m u.t. Nedre: Ca. 2-3 m u.t. Opadrettet gradient fra nedre til øvre.
Strømningsretning	Øvre: Sydlig i kildeområde. Nedstrøms i vestlig retning. Nedre: Sydlig-sydvestlig.
Hydraulisk ledningsevne	Øvre: ikke oplyst, men vil variere meget (5×10^{-5} til 10^{-9} m/s) Nedre: ikke oplyst, men ud fra kornstørrelse vurderes en k-værdi på 1×10^{-5} til 1×10^{-4} m/s (fint-groft sand) at være realistisk
Gradient	Øvre: 6 % i kildeområdet Nedre: 1,5 % i kildeområdet I kildeområdet og i nedstrøms retning er der opadrettet gradient fra det nedre til det øvre sekundære magasin.
Porevandshastighed	Ikke oplyst
Grundvandstemperatur	10 - 15 grader

Forureningsprofil	
Jordforurening	Jordforurening hovedsagelig i morænelersaflejringerne i den mættede zone (>90%) fra 2-5 m u.t. PCE: 220 mg/kg, TCE: 1 mg/kg Hotspot: 150 m ² . Mængde beregnet til 16 kg. Herudover evt. fri fase. Det kraftigste kildeområde er under bygninger ved rensemaskine og slambønd. Herudover udendørs kildeområde i baggård, hvor der er sket udsivning gennem kloakker.
Poreluft	PCE: 1400 mg/m ³ , TCE: 3 mg/m ³ , cDCE: 1 mg/m ³
Grundvand	Øvre: PCE: 13.000 µg/l, TCE: 324 µg/l, cDCE: 1100 µg/l, VC: 34 µg/l. Nedre: PCE: typisk under 5 µg/l, cDCE og VC: < 1 µg/l. Intet væsentligt indhold af TCA og CM.
Faneudbredelse	Øvre: >100 µg/l: 80 m lang og 30 m bred. >1000 µg/l: 25 m lang og 15 m bred
Ethen i grundvand	Ingen målinger
VC i grundvand	Relativt højere indhold af VC i nedstrøms retning
DCE i grundvand	Relativt højere i nedstrøms retning
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Nej. Dog fundet kulbrinte-forurening opstrøms/sidestrøms, men forureningen er ikke sammenfaldende med forurening med klorerede opløsningsmidler.
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	Ingen målinger
Redoxforhold	Veksellende redoxforhold i øvre sek. magasin (aerobt til jernreducerende)
Ilt	0,7-4,5 mg/l
Nitrat	<0,5 - 77 mg/l
Sulfat	Typisk 75-150 men enkelt måling op til 340 mg/l
Opløst jern	<0,05 - 0,47 mg/l
Methan	<0,01 mg/l
Redoxpotentiale	Ingen målinger
NVOC	Ingen målinger
pH	7 - 7,6
Bicarbonat	Ingen målinger
Ionstyrke (ledningsevne)	Typisk 80-110 mS/m, men enkelte målinger op til 400 mS/m i kildeområdet.
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Dårlige adgangsforhold. Den kraftigste forurening findes under bygninger.
Tekniker	Nej
Eks. pump & threat	Nej men lokalitet ligger i byområde
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	Kildeområde under bygninger
Afstand til indvindings-boringer og recipienter	Afstand til nærmeste indvindingsboring for Assens Vandværk er 450 m mod syd. Nærmeste recipient er Kærum Å, der løber 250 m syd for lokaliteten.

Resultat af screening

Nørregade 4, Assens - sekundære magasin + kldeområde

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil						
	Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	2	
		2-D (horisontal)	2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
	Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokaliteter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	3	
		< 20 m	2			
		< 30 m	1			
	Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	5	
		< 75 m	4			
		< 100 m	3			
		< 200 m	2			
		< 300 m	1			
	Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	-10	
		10 ⁻⁶ m/s	10			
		10 ⁻⁷ m/s	0			
		10 ⁻⁸ m/s	-10			
	Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	0
		> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil						
	Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
		> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
	Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv dekloreringsaktivitet	0	
	Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
		VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
		cDCE	5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
		Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet		
	Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	20
		> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil						
	Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
		> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
	Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
		> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
	Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
		> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering		
	Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
	Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
	Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
		-200 to 0 mV	1			
		0 to 200 mV	-1			
	Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer	i.o.	
		5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
		< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
	pH	6.5-7.5	3	Optimalt pH	3	
		5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
		< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	i.o.	
		< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet		
	Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel forering	0	3
Logistiske faktorer						
	Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	-3	
	Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
	Eksisterende pump & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørføringer og borerer kan genbruges	0	
	Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
	Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
	Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten: behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	2
Score					25	

Vurdering

Adelgade 138 er et tidligere renseri, hvor der er sket oprensning af kildeområdet i 2001.

Der er sket en detaljeret horisontal afgrænsning af fanen i det terrænnære grundvand, men ikke en fuldstændig vertikal afgrænsning. Grundvandet optræder primært i moræneler, og strømmingen sker i mere eller mindre sammenhængende sandstriber. Den hydrauliske ledningsevne er ikke angivet i undersøgelserne, men vurderes at variere meget afhængig af, om der måles i moræneleren eller i sandstriberne (10^{-5} til 10^{-6} m/s).

Forureningsforholdene indikerer, at der er gode nedbrydningsforhold, idet der er fundet høje indhold af nedbrydningsprodukterne cDCE og VC. Der er dog ikke fundet ethen - hvilket indikerer, at nedbrydningen ikke er fuldkommen eller meget langsom. Det vurderes at det er forureningen med kulbrinter, der har virket som elektrondonor ved nedbrydningen.

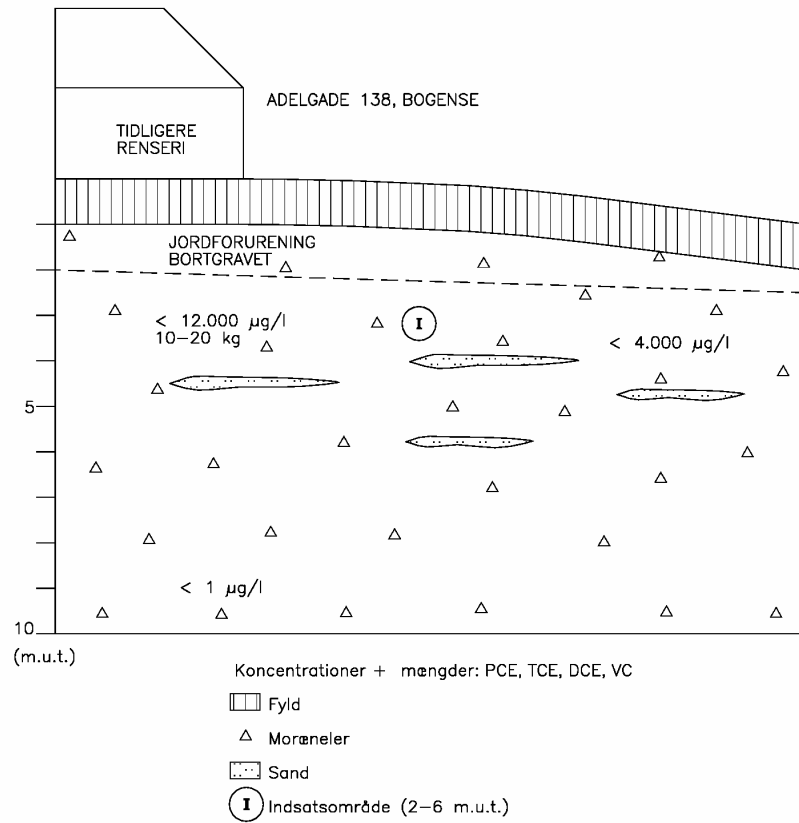
Forureningsfanen med koncentrationer over 100 µg/l er spredt på en del matrikler, hvilket medfører en del grundejerkontakt ved en oprensning af fanen. Den væsentligste forurening ligger i haver, så det vurderes realistisk at gennemføre en oprensning med *in situ* stimuleret reduktiv deklorering. Da grundvandsspejlet står højt, skal evt. påvirkning med methan overvejes.

På grund af den lave permeabilitet vurderes det, at det ikke er muligt at levere elektrondonor med aktive systemer. Et passivt system med langsomtfrigivende donorer vurderes at være mere relevant på denne lokalitet.

Generelt vurderes lokaliteten at være egnet til at indgå i fase 2 i projektet. En række forhold gør lokaliteten attraktiv:

- der sker i forvejen en betydelig nedbrydning, men det ser ud til, at der sker en ophobning af nedbrydningsprodukterne cDCE og VC - det vides således ikke, om Dehalococcoides findes i grundvandet. Bioaugmentation kan derfor være relevant.
- kilden er bortgravet, hvilket medfører, at en oprensning med reduktiv deklorering kan ske hurtigere, end hvis kilden ikke var fjernet.
- en passiv oprensningsstrategi anbefales pga. den lave permeabilitet. Adgangsforholdene vurderes i denne forbindelse som værende rimelige.
- lokaliteten kunne være velegnet til at afprøve en biobarriere, idet dybde af forureningsfanen er lille (4-6 m u.t.)

Konceptuel model



Foto



DATABLAD	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Adelgade 138, Bogense. Forurennet lokalitet nr. 423-18
Adresse	Adelgade 138, 5400 Bogense
Matr. nr.	62, Bogense Bygrunde
Grundejer	Erik Thormose, Adelgade 138
Forureningsaktivitet	Renseri: 1940-1970
Nuværende arealanvendelse	Bolig
Risikoforhold	Ingen
Undersøgelserapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 423-18, Adelgade 138, Bogense. December 1999. Afværgeforanstaltninger. Del af forurennet lokalitet nr. 423-18, Adelgade 138 og 140, Bogense. Juni 2002. Forureningsundersøgelse. Naboejendomme til forurennet lokalitet nr. 423-18, Tidligere renseri, Adelgade 138, Bogense. Maj 2003.
Tidligere afværge	Afværge til sikring af beboelse på kildegrund samt naboejendom er gennemført i 2001. Afværge har bl. a. omfattet en delvis kildefjernelse ved opgravning.
Indsatsområde for afværge	Terrænnære grundvand ned til 6-8 m's dybde
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Typisk 0,3 - 1,8 m fyld. Herunder moræneler som ikke er gennemboret i 12 m's dybde. I moræneleren er der indslag af tynde sandslirer/lag. Sandlagene har en tykkelse på op til 1 m.
Relevante magasiner for oprensning	Terrænnære grundvand ned til 6-8 m's dybde
Sediment	Moræneler med enkelte sandlinser/sandlag
Magasintype	Spændt
Grundvandsspejl	1-2 m u.t.
Strømningsretning	Nordvest
Hydraulisk ledningsevne	Ingen oplysninger, men da det overvejende er moræneler vurderes den hydrauliske ledningsevne til at være i størrelsesorden 10^{-8} m/s dog væsentlig større i område med sandstriber/lag
Gradient	Ca. 0,6 % - dog stor variation
Porevandshastighed	Ikke oplyst
Forureningsprofil	
Jordforurening	Jordforurening oprenset i kildeområde. Kun lille forureningsmasse efterladt med PCE indhold op til 37 mg/kg TS og TCE indhold op til 6,7 mg/kg TS
Poreluft	Før oprensning af kildeområde: PCE: 0,5 mg/m ³ , TCE: 0,3 mg/m ³ . Ingen målinger efter oprensning.
Grundvand	Koncentrationer før kildeoprensning: PCE: 1000 µg/l, TCE: 3600 µg/l, cDCE: 11.800, VC: 210 µg/l. Mængde opløst i grundvand: Ikke opgivet i undersøgelsesrapport, men skønnes til 10-20 kg
Faneudbredelse	>1000 µg/l: Længde ca. 100 m, bredde ca. 50 m >10 µg/l: Længde ca. 150 m, bredde ca. 80 m.
Ethen i grundvand	< 10 µg/l
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Totalkulbrinter: 6.500 µg/l, heraf ca. 400 µg/l af BTEX'er

Geokemisk profil	<i>Kun resultater fra B13 og B14 (nedstrøms kildeområde)</i>
Org. stof i sediment	Ikke målt
Redoxforhold	Sandsynligvis overvejende anaerob, men også aerobt
Ilt	3-8 mg/l (evt. påvirket af prøvetagning pga. langsom tilstrømning til boring)
Nitrat	<1 - 3 mg/l
Sulfat	87-173 mg/l
Opløst jern	<0,01 - 1,3 mg/l
Methan	<0,001 - 0,012 mg/l
Redoxpotentiale	21 - 249 mV
NVOC	3,3 - 3,8 mg/l
pH	7,4 - 7,7
Bicarbonat	421 - 438 mg/l
Ionstyrke (ledningsevne)	90 - 104 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Middel: Kildeområde ligger under bygninger. Største del af fane ligger i villahaver
Tekniker	Ingen, men lokalitet ligger i byområde
Eks. pump & threat	Nej
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	Kildeområde ligger under bygninger. Fane ligger udenfor bygninger
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Vandindvinding (Tyrekrogværket): 750 m. Vandværket ligger opstrøms. Recipient (Bybækken) : 250 m

Screeningsdata

Adelgade 138, Bogense - terrænære grundvand

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil						
	Afgrensning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	2	
		2-D (horizontal)	2	Kendskab til horizontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgræsning		
	Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrakkes	3	
		< 20 m	2			
		< 30 m	1			
		< 50 m	5			
	Bredde af forureningsfane	< 75 m	4	Brede faner eller omkostningerne. Smalle faner foretrakkes	4	
		< 100 m	3			
		< 200 m	2			
		< 300 m	1			
		> 10 ⁵ m/s	20			
	10 ⁶ m/s	10				
	10 ⁷ m/s	0				
	10 ⁸ m/s	-10				
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.		
	>1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.			
Forureningsprofil						
	Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	2	
		> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
	Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv dekloreringsaktivitet af klorethener	0	
	Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	0	
		VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
		cDCE	5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
		Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	0	
	Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	
		> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
	Geokemisk profil					
	Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	0	
		> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv dekloreringsaktivitet		
	Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	3	
		> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv dekloreringsaktivitet		
	Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
		> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive dekloreringsaktivitet		
	Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	0	
	Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	-1	
	Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	0	
		-200 to 0 mV	1			
		0 to 200 mV	-1	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet		
	Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer	1	
		5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
		< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
	pH	6.5-7.5	3	Optimalt pH	3	
		5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen	1	
		> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig		
	Ledningsevne	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	0	
		Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel forering		
Logistiske faktorer						
	Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrakkes	-3	
	Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrakkes for at reducere driftsomkostninger	5	
	Eksisterende pumpe- og tværgangeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørledninger og borer kan genbruges	0	
	Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
	Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv dekloreringsaktivitet kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
	Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret dekloreringsaktivitet kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	
Score					30	

Vurdering

Dalumvej 22-28 er et tidligere renseri for en stor del af jordforureningen er bortgravet i forbindelse med nybyggeri.

Der er gennemført en detaljeret undersøgelse af forureningsudbredelsen og af de geologiske/hydrogeologiske forhold både horisontalt og vertikalt. Forureningsfanen i nedstrøms retning går sammen med fanen fra Dalumvej 34B. PCE forureningen forekommer både i moræneleren og i det udbredte sandlag (øvre sekundære magasin).

De geokemiske forhold er ikke de mest gunstige for reduktiv deklorering, hvorfor der ikke ses så stor en naturlig nedbrydning. De udførte analyser viser anaerobe forhold, men det kan ikke udelukkes, at der også kan forekomme aerobe forhold. Hovedkomponenten er PCE og i mindre grad nedbrydningsprodukterne cDCE og VC. Der er ikke påvist ethen/ethan.

Indholdet af NVOC er ubetydeligt, hvilket indikerer mangel på elektrondonorer for reduktiv deklorering for naturlig nedbrydning.

Det primære kildeområde ligger på et parkeringsareal, og der er god adgang til området. Området er dog en del befærdet, hvilket kan vanskeliggøre arbejdet. I nedstrøms retning strømmer fanen under en større bygning (posthus) og videre til villakvarter med haver/beboelse. Ved tilsætning af elektrondonorer skal evt. indtrængning af metan og VC vurderes.

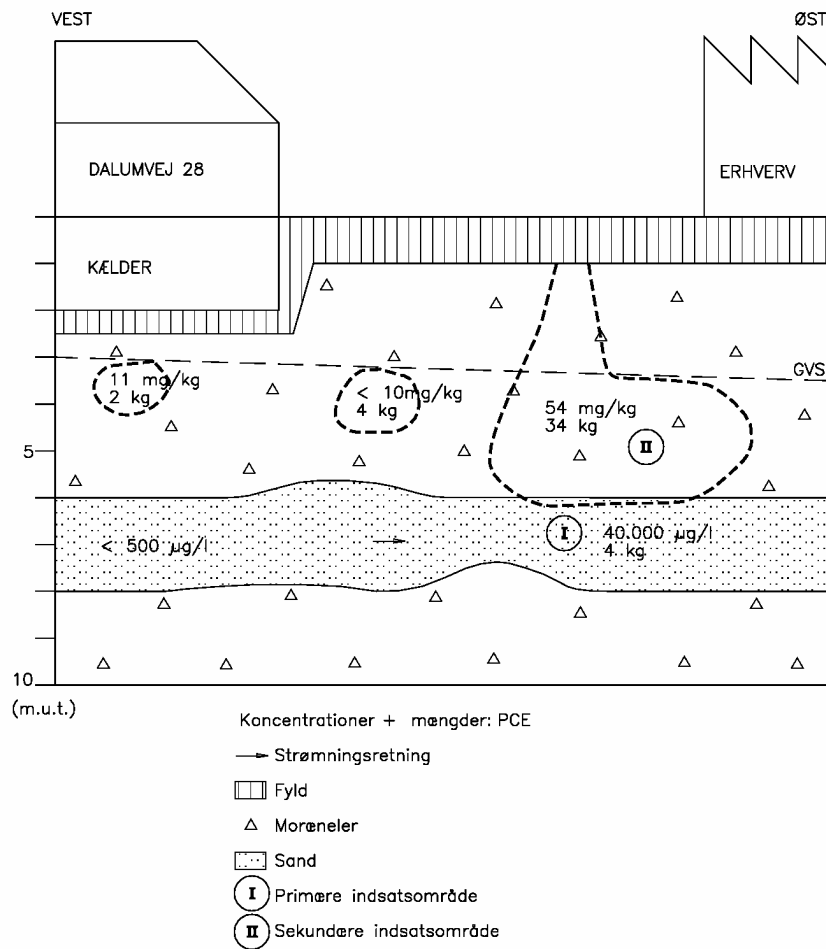
Behandling af kildeområdet i moræneler kan være vanskeligt på grund af den lave permeabilitet. Behandlingsområdet er dog relativt lille vil gøre direkte injektion af elektrondonorer mm. attraktivt (et passivt system med langtsomtfrigivende donorer).

Oprensningen i det øvre sekundære magasin vil være nemmere pga. den gode permeabilitet. Aktive systemer kan herved være en mulighed.

Lokaliteten er en god kandidat for fase 2 undersøgelser:

- Der er et lille kildeområde i moræneler tilbage, hvor en passiv metode kan afprøves.
- I det sekundære magasin er der en god permeabilitet, hvilket muliggør anvendelse af aktive systemer.
- De geokemiske forhold er ikke de mest gunstige. Lokaliteten kan derfor være en god testlokalitet for at undersøge, om reduktiv deklorering kan gennemføres på en svag anaerob lokalitet - hvor der i forvejen kun er sket en mindre naturlig nedbrydning.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Dalumvej 28, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-114
Adresse	Dalumvej 28, 5260 Odense S
Matr. nr.	nr. 1 ce, Kristiandal Hgd., Dalum
Forureningsaktivitet	Renseri: 1965-1975, Autoværksted: 1960-61 (dog ingen forurening herfra)
Nuværende arealanvendelse	Butiksejendom. Opført i 1983. Tidligere renseri nedrevet.
Risikoforhold	Grundvand, indeklime
Undersøgelsesrapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-114, Dalumvej 28, Rekordrens. November 1996. Supplerende forureningsundersøgelse. Dalumvej 28 og nabogrunde, Odense Kommune. Lokalitet nr. 461-114. Januar 2002.
Tidligere afværge	Ved opførelse af butiksejendom blev der afgravet ca. 3,5 m på dele af ejendommen
Indsatsområde for afværge	Øvre sekundære magasin. Herudover evt. kildeområdet over det øvre sekundære magasin. Nedre sekundære magasin, som træffes ca. 15 m u.t. med en tykkelse på ca. 1 m, er kun svagt forurennet. Derfor ingen afværgeindsats her.
Indsatsområde for screening	Øvre sekundære magasin
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Moræneler ned til ca. 35 m's dybde med indslag af sand og silt. Sandlagene har en tykkelse på 1-2½ m.
Relevante magasiner for oprensning	Øvre sekundære magasin: Sand, 1-2,5 m tykt, 5-9 m u.t.
Sediment	Sand: fin groft
Magasintype	Spændt
Grundvandsspejl	ca. 3 m u.t.
Strømningsretning	øst-nordøstlig
Hydraulisk ledningsevne	Øvre: Prøvepumpning fra B18. $T = 7,5 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, lagtykkelse 1,5 m. Den hydrauliske ledningsevne kan herudfra beregnes til ca. $5 \times 10^{-5} \text{ m/s}$.
Gradient	1 %
Porevandshastighed	45 m/år
Forureningsprofil	
Jordforurening	Restforureningen er hovedsageligt knyttet til morænelersaflejringerne i kildeområderne. Der er svage tegn på residual fri fase. <u>Hovedkilde:</u> Det primære kildeområde ved B18 udgør ca. 110 m ² og den kraftigste forurening findes fra 3,5 til 6,5 m's dybde. PCE: 54 mg/kg, TCE: 0,3 mg/kg, ikke betydende indhold af TCA og CM. Mængde: ca. 35 kg PCE + evt. fri fase. Den væsentligste forurening findes i den mættede zone (>90 %). <u>Sekundære kildeområder:</u> Ved V1 er der fra 4-6 m's dybde (mættet zone) i et område på ca. 20 m ² ca. 4 kg PCE. Koncentration ca. 1-10 mg PCE/kg. Under kældergulv på Dalumvej 28 er der i et 50 m ² område fra 3-6 m u.t. ca. 2 kg PCE (mættet zone). Koncentration < 10 mg/kg.
Poreluft	PCE: 2000 mg/m ³ , TCE: 0,2 mg/m ³ . Udstrækning på mindst 20.000 m ² .

Grundvand (sek. magasin)	PCE: 56.000 µg/l, TCE: 1.600 µg/l, DCE: 640 µg/l, VC: 20 µg/l. Dog kun meget få analyser af VC og DCE i fane. Grundvand: ca. 4 kg PCE opløst i grundvandet
Faneudbredelse	Faneudbredelse: >1000 µg/l: 150 m lang, 30-50 m bred > 10 µg/l: ca. 200 m lang, 50-100 bred. Fanen går sammen med fane fra Dalumvej 34b
Ethen	< 10 µg/l
Øvrige forureningskomponenter	Ingen
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment (%)	0,03-0,05 %. Flest målinger i moræneler, men også enkelte i sand (ca. 0,4 %)
Redoxforhold	Nitrat-jernreducerende
Ilt (mg/l)	<1 mg/l
Nitrat (mg/l)	<1 - 4 mg/l
Sulfat (mg/l)	45 - 140
Opløst jern (mg/l)	<0,01 - 1,7 mg/l
Methan (mg/l)	1 måling: 1,8 mg/l (evt. fejlmåling?)
Redoxpotentiale (mv)	-53 - 143
NVOC (mg/l)	1,3 - 2
pH	7-7,5
Bicarbonat (mg/l)	302 - 458
Ledningsevne (ms/m)	80 - 120
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Rimelige. Hotspot ubebygget. Dog sekundære hotspot som ligger under bygning.
Tekniker	Nej, men lokalitet ligger i byområde
Eks. pump & threat	Nej
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	< 10 m. Sekundære hotspot ligger under bygning
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Indvinding til Eksercermarken kildeplads: 1300 m Recipient: Odense Å ligger ca. 400 m fra lokaliteten

Resultat af screening

Dalumvej 28, Odense - øvre sekundære magasiner

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore	
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil							
	Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	5	34	
		2-D (horisontal)	2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning			
	Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrakkes	3		
		< 20 m	2				
		< 30 m	1				
	Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrakkes	4		
		< 75 m	4				
		< 100 m	3				
		< 200 m	2				
	Hydraulisk ledningsevne	< 300 m	1	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	20		
		$> 10^{-5}$ m/s	20				
		10^{-6} m/s	10				
		10^{-7} m/s	0				
	Indhold af organisk kulstof i sediment	10^{-8} m/s	-10	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	2		
10^{-9} m/s		-20					
< 0.01%		2					
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.	2			
Forureningsprofil							
	Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0,1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektrondonor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	15	
		> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten	0		
	Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klormetan hæmmer reduktiv dekloreringsaktivitet af klorethener	0		
	Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning	0		
		VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10		
		cDCE	5	Tydlig dekloreringsaktivitet	5		
		Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	0		
	Total koncentration af klorethener	0,5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	0		
		> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.			
Geokemisk profil							
	Opløst ilt	< 0,5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	3		13
		> 3,0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv dekloreringsaktivitet			
	Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	0		
		> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv dekloreringsaktivitet			
	Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektrondonor	3		
		> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive dekloreringsaktivitet			
	Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	0		
	Metan	> 0,1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	3		
	Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv dekloreringsaktivitet	0		
		-200 to 0 mV	1				
		0 to 200 mV	-1				
		> 200 mV	-2				
	Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektrondonorer	0		
		5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektrondonorer			
		< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektrondonorer tilstede			
	pH	6,5-7,5	3	Optimalt pH	3		
		5,0-6,0 eller 8,0-9,0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate			
		< 5,0 or > 9,0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen			
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	1		
	Ledningsevne	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	0		
		Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel forering	0		
Logistiske faktorer							
	Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrakkes	0	5	
	Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrakkes for at reducere driftsomkostninger	5		
	Eksisterende pumpe og treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørforinger og borer kan genbruges	0		
	Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5		
	Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv dekloreringsaktivitet kan potentielt danne metan og vinylchlorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5		
	Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret reduktiv dekloreringsaktivitet kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0		
Score					67		

Vurdering

Indsatsområdet er det terrænnære grundvand nedstrøms kildeområdet (moræneler med sandstriber/-lag). PCE er den dominerende forureningskomponent med maximale koncentration i kildeområdet på ca. 50.000 µg/l. Fanen er udbredt ca. 200 m fra lokaliteten og går her sammen med forureningsfanen fra Dalumvej 22-28 (lokalitet nr. 3). Jord- og grundvandsforureningen er afgrænset horisontalt og vertikalt. Dog er oplysningerne sparsomme midt i forureningsfanen.

Kildeområdet og området umiddelbart nedstrøms herfor er oprenset ved en kombination af afgravning og kemisk oxidation med kaliumpermanganat. Oprensningen blev igangsat i 2002, og den kemiske oxidation forløber stadig.

Indsatsområdet for reduktiv deklorering er derfor området nedstrøms kildegrunden, i den del af fanen som ikke oprenses med kemisk oxidation. Der er tale om moræneler med sandindslag. Det vurderes, at forureningen overvejende er spredt i sandstriber i moræneleren.

Grundvandsprøver udtaget før oprensningen med kemisk oxidation indikerer, at reduktiv deklorering foregik – idet der er fundet indhold af cDCE og VC. Der er ikke målt for ethen. Redoxforholdene er ikke særligt godt belyst men iltmålinger (feltmålinger) indikerer, at der er anaerobe forhold. Den igangsatte kemiske oxidation har dog sandsynligvis ændret redoxforholdene så de nu er aerobe i kildeområdet og umiddelbart nedstrøms herfor.

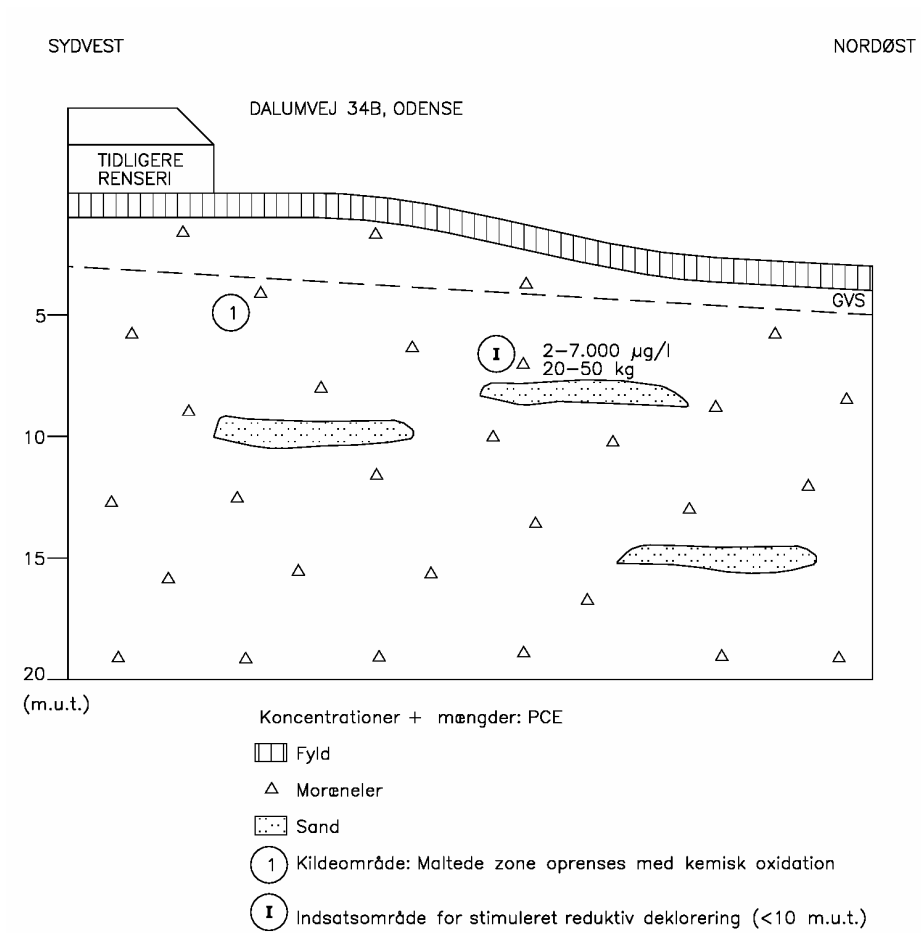
Adgang til indsatsområdet nedstrøms kildeområdet er vanskelige, idet fanen ligger under flere villahaver og enkelte bygninger (villaer).

Lokaliteten vurderes derfor ikke at være en af de mest egnede grunde for fase 2 undersøgelser ud fra følgende betragtninger:

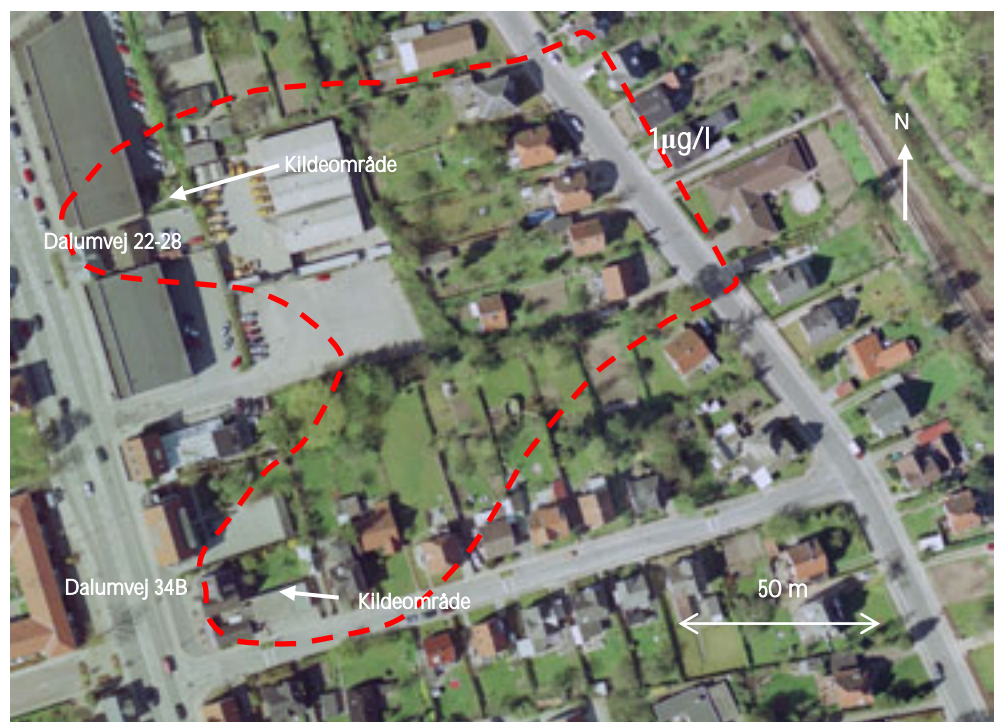
- Forureningsfanen er relativ stor. Forholdene centralt i fanen er ikke belyst
- Adgangsforholdene er vanskelige – mange grundejere skal involveres
- De hydrogeologiske forhold er meget inhomogene og det vil være vanskeligt at levere elektrondonorer
- Den igangsatte kemiske oxidation kan påvirke redoxforholdene for den reduktive deklorering. Igangsætning af den reduktive deklorering bør af hensyn til den kemiske oxidation først påbegyndes når permanganaten er opbrugt.

Det skal dog bemærkes, at det i Nordamerika ikke er ualmindeligt at anvende stimuleret *in situ* reduktiv deklorering som en sidste efterpolering efter kemisk oxidation.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisdata	
Lokalitet	Dalumvej 34B, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-114
Adresse	Dalumvej 34B, 5250 Odense SV
Matr. nr.	1-x, Kristiandal Hgd., Dalum
Forureningsaktivitet	Renseri: 1955 - eksisterende
Nuværende arealanvendelse	Renseri
Risikoforhold	Indeklima, grundvand
Undersøgelserapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense Kommune. Juni 1999. Supplerende forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-115, Dalumvej 34B, Odense Kommune. Marts 2000. Supplerende forureningsundersøgelse. Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. Forurennet lokalitet nr. 461-115. Maj 2001. Supplerende forureningsundersøgelse. Dalumvej 34B, Dalum, Odense SV. Lokalitet nr. 461-115. August 2001
Tidligere afværge	Kildeområdet bortgravet. Restforurening i mættet zone på kildegrund oprensnes ved kemisk oxidation med permanganat. Oprensning i mættet zone ikke afsluttet.
Indsatsområde for afværge	Grundvandssfane nedstrøms Dalumvej 34B (ikke selve kildegrunden da den er påvirket af den kemiske oxidation)
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Moræneler ned til ca. 25 m's dybde med indslag af tynde sand- og siltlag af varierende tykkelse. Sandlagene i moræneleren findes dels som små isolerede sandlinser og dels som tynde sandstriber med en vis udbredelse.
Relevante magasiner for oprensning	Terrænnære grundvand som er knyttet til moræneleren. Ca. ned til 10 m's dybde.
Sediment	Moræneler med tynde indslag af sand og silt
Magasintype	Spændt
Grundvandsspejl	Ca. 2-4 m u.t
Strømningsretning	Nordøst
Hydraulisk ledningsevne	Meget varierende. På baggrund af slugtest i kildeområdet er der fundet følgende interval: $4,8 \cdot 10^{-6}$ til $8,4 \cdot 10^{-7}$ m/s med et gennemsnit på $2 \cdot 10^{-6}$ m/s. Nedstrøms kildegrunden er der fundet en højere ledningsevne i et terrænnært sandlag på $4 \cdot 10^{-5}$ m/s. Dette vurderes dog kun repræsentativt for sandlaget og ikke moræneleren.
Gradient	4,5 % i kildeområde og 1,9 % nedstrøms kildeområde
Porevandshastighed	Ca. 10 m i kildeområde og 4-80 m nedstrøms kildegrund

Forureningsprofil	
Jordforurening	PCE: op til 50 mg/kg (før oprensning)
Poreluft	Op til 2000 mg PCE/m ³ (før oprensning)
Grundvand (sek. magasin)	I kildeområdet var der fundet op til 58.000 µg PCE/l. Dette område oprenses nu med kemisk oxidation. I nedstrøms retning ved B13 vurderes forureningsindholdet at være: PCE: 1.000-10.000 µg/l, TCE: 100 µg/l, cDCE: 90 µg/l, VC: 20 µg/l (evt. indsatsområde for reduktiv deklorering)
Faneudbredelse	>10 ug/l: ca. 200 m lang og 60 m bred 1000 µg/l: 150 m lang og 40 m bred
Forureningsmængder	Fane (indsatsområde): Groft skøn er ca. 20-50 kg PCE
Ethen	Ikke målt
Øvrige forureningskomponenter	Ingen
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment (%)	0,05-0,1 %
Redoxforhold	Ikke undersøgt
Ilt (mg/l)	Feltnålninger: 0,5-7 mg/l. Meget stor variation som sandsynligvis skyldes påvirkning af prøvetagningen.
Nitrat (mg/l)	Ingen oplysninger
Sulfat (mg/l)	Ingen oplysninger
Opløst jern (mg/l)	Ingen oplysninger
Methan (mg/l)	Ingen oplysninger
Redoxpotentiale (mv)	Ingen oplysninger
NVOC (mg/l)	Ingen oplysninger
pH	Feltnålninger: pH 7-7,5
Bicarbonat (mg/l)	Ingen oplysninger
Ledningsevne (ms/m)	Feltnålninger: Typisk 50-80 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Middel-dårlige: En del af fanen ligger under bygninger (Lykkeshåbsalle 4-6). Resterende del af fane ligger i villahaver
Tekniker	Ja i forbindelse med oprensning med kemisk oxidation i kildeområde
Eks. pump & threat	Nej
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	Del af fane ligger under bygninger
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Odense Å: 400 m Nærmeste vandindvinding: > 1 km

Resultat af screening

Dalumvej 34B, Odense - sekundære magasin, nedstrøms kildeområde

Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil					
Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser		
	2-D (horisontal)	2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning	2	
Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokaltiter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	3	
	< 20 m	2			
	< 30 m	1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	4	
	< 75 m	4			
	< 100 m	3			
	< 200 m	2			
	< 300 m	1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	0	
	10 ⁻⁶ m/s	10			
	10 ⁻⁷ m/s	0			
	10 ⁻⁸ m/s	-10			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	9
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil					
Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektrondonor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
	> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv deklarerer af klorethener	0	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
	VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
	cDCE	5	Tydlig deklareringsaktivitet	5	
	Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen deklareringsaktivitet	0	
Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	20
	> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil					
Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklarerer	0	
	> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklarerer		
Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklarerer	i.o.	
	> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklarerer		
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektrondonor	i.o.	
	> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktiv deklarerer		
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklarerer	i.o.	
Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklarerer	i.o.	
Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklarerer	i.o.	
	-200 to 0 mV	1			
	0 to 200 mV	-1			
Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektrondonorer	i.o.	
	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektrondonorer		
pH	< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektrondonorer tilstede	i.o.	
	6.5-7.5	3	Optimalt pH		
	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen	3	
	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	i.o.	
< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet			
Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel formering	0	3
Logistiske faktorer					
Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	-3	
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørledninger og borer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklarerer kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklarerer kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	2
Score				34	

Vurdering

Lokaliteten er et tidligere renseri, hvor kildeområdet ligger under den tidligere rensribygning. En relativ smal PCE-forureningsfane strømmer i et højpermeabelt sekundært magasin af sand og grus. Behandlingsområdet udgør ca. 30 x 60 m. Jord- og grundvandsforureningen er godt undersøgt både horisontalt og vertikalt. Fanen er dog ikke fuldstændig afgrænset i nedstrøms retning.

De geokemiske data er ikke gunstige for reduktiv deklorering. Der er højt ilt- og nitratindhold i grundvandet. I overensstemmelse hermed er der ikke fundet noget betydeligt indhold af nedbrydningsprodukterne cDCE og VC. Tidsforløbet for et projekt med reduktiv deklorering kan derfor være relativt langt før at magasinet bliver tilpasset de anaerobe processer. Bioaugmentation på denne lokalitet vil sandsynligvis være nødvendig.

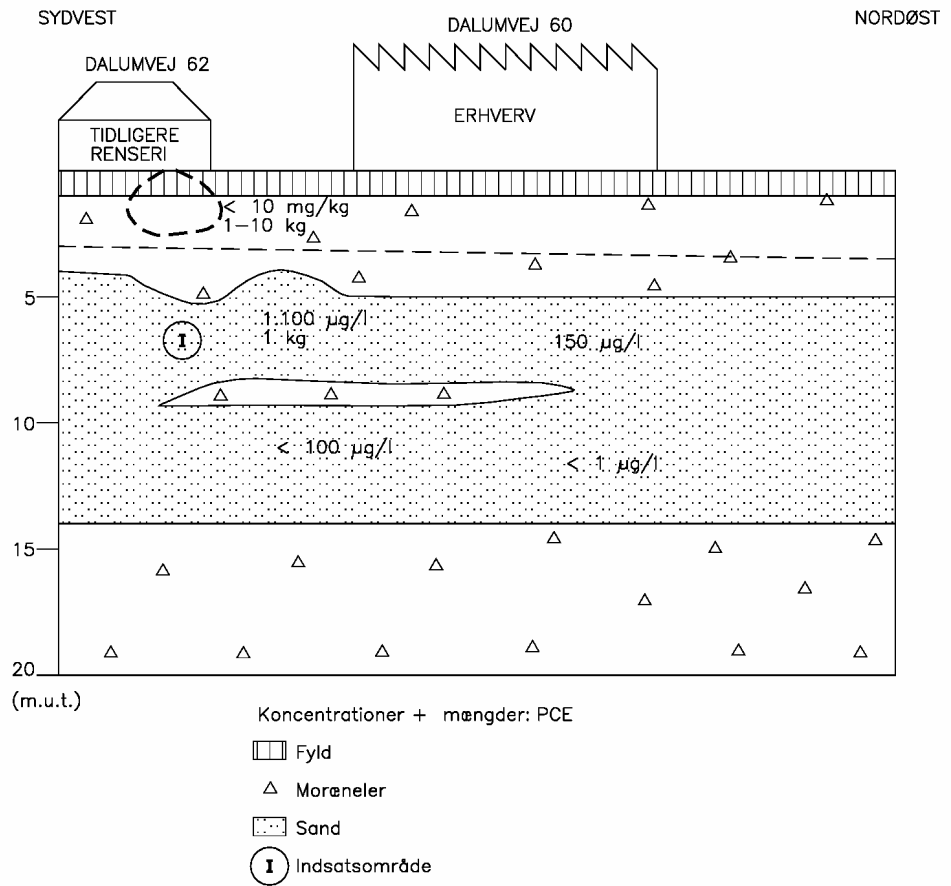
NVOC indholdet er ligeledes lavt - hvilket medfører, at der ikke er nogen betydelig kulstofkilde til naturlig nedbrydning af PCE.

De hydrogeologiske forhold er attraktive for et afværgeprojekt med stimuleret reduktiv deklorering. Den høje permeabilitet i det sekundære magasin er velegnet til en effektiv levering og spredning af elektrondonorer og bakteriekulturer (hvis nødvendigt).

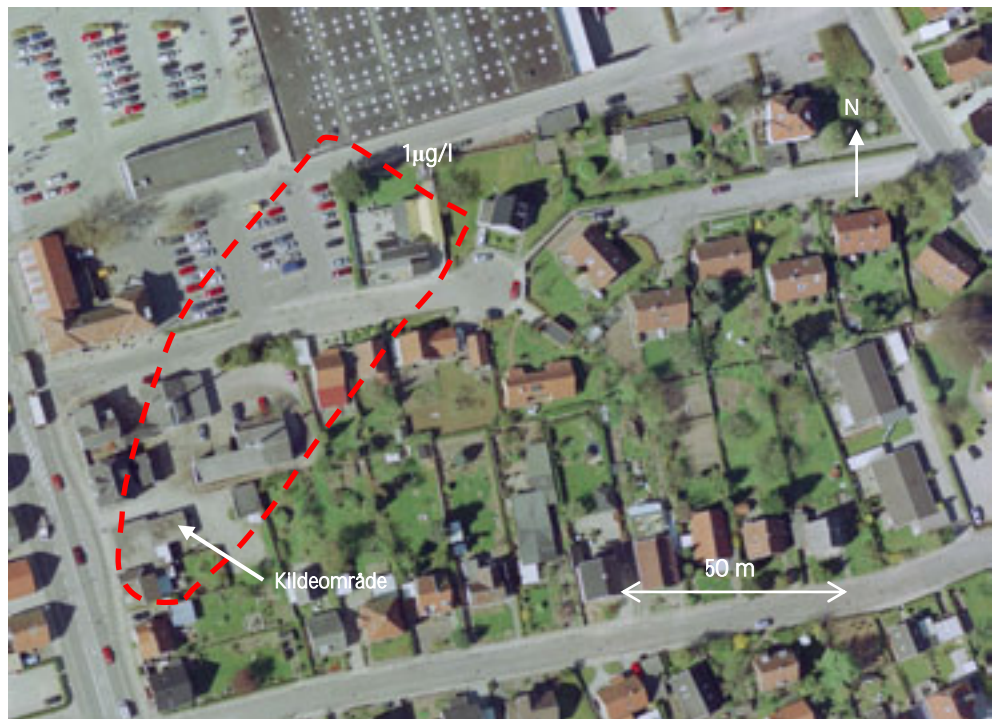
Både aktive og passive metoder vurderes at kunne anvendes på lokaliteten.

Kildeområdet og en del af fanen ligger under bygninger. Derfor er adgangsforholdene relativt vanskelige. Herudover skal migration af metan og VC til bygninger tages i betragtning.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisdata	
Lokalitet	Dalumvej 62, Odense
Adresse	Dalumvej 62, 5250 Odense SV
Matr. nr.	1 bd, Kristiansdal Hgd., Dalum
Forureningsaktivitet	Renseri: 1972 - 1995
Nuværende arealanvendelse	Farvehandel, beboelse
Risikoforhold	Indeklima, grundvand
Undersøgelsesrapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-116, Renseri, Dalumvej 62, Odense, Odense Kommune. Maj 1999. Supplerende forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-116, Renseri, Dalumvej 62, Odense, Odense Kommune. December 1999. Supplerende forureningsundersøgelse. Dalumvej 62, Odense SV. Lokalitet nr. 461-62. September 2001.
Tidligere afværge	Ingen
Indsatsområde for afværge	Grundvand, øvre del af sekundære magasin
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Øverst 0,5-1 m fyld, efterfulgt af moræneler med mægtighed op til 4 m. Moræneler underlejres af smeltevandssand med en mægtighed op til 10 m. Flere steder er der indslag af moræneler i sandlaget - i nedstrøms retning øges tykkelsen af moræneleret og sandlaget opdeles i 2 dele med moræneler i midten. Sandlaget underlejres af moræneler til mindst 20 m's dybde.
Relevante magasiner for oprensning	Sekundære magasin fra ca. 4 -14 m's dybde (dog kun den øvre del da forureningen er knyttet hertil)
Sediment	Vekslende sand og grus
Magasintype	Spændt
Grundvandsspejl	Ca. 3 m u.t.
Strømningsretning	Nordøst
Hydraulisk ledningsevne	Gns. 1×10^{-4} m/s (varierer fra $5,6 \times 10^{-5}$ m/s til 2×10^{-4} m/s)
Gradient	0,8 %
Porevandshastighed	Angivet til 33 m/år (måske underestimeret, idet der er høj permeabilitet?)
Forureningsprofil	
Jordforurening	PCE indhold op til 9,8 mg/kg TS. De højeste koncentrationer findes i den umættede zone omkring 0,5-1,5 m's dybde. Forureningsmængde ikke opgjort men kan være i størrelsesorden 1-10 kg.
Poreluft	PCE indhold op til 1.100 mg/m ³ .
Grundvand (sek. magasin)	PCE: 1.100 µg/l, TCE: 4, cDCE: 5, VC: <0,2
Faneudbredelse	ca. 100 m
Forureningsmængder	Ikke angivet men i størrelsesorden 1 kg opløst i grundvandet
Ethen	Ikke målt, men findes med stor sandsynlighed ikke pga. aerobe forhold.
Øvrige forureningskomponenter	Ingen

Geokemisk profil	
Org. stof i sediment (%)	Ikke målt
Redoxforhold	Aerobt
Ilt (mg/l)	3,2
Nitrat (mg/l)	33
Sulfat (mg/l)	31
Opløst jern (mg/l)	<0,01
Methan (mg/l)	Ikke målt, men findes med stor sandsynlighed ikke pga. aerobe forhold
Redoxpotentiale (mv)	200
NVOC (mg/l)	3
pH	7,1
Bicarbonat (mg/l)	380
Ledningsevne (ms/m)	76
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Middel: del af kildeområde og fane ligger under bygning
Tekniker	Ingen men lokalitet ligger i byområde
Eks. pump & threat	Nej
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	0 m
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Odense Å: 500 m >1 km

Resultat af screening

Dalumvej 62, Odense - sekundære magasin

Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil					
Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	3	
	2-D (horizontal)	2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	3	
	< 20 m	2			
	< 30 m	1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	5	
	< 75 m	4			
	< 100 m	3			
	< 200 m	2			
	< 300 m	1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	20	
	10 ⁻⁶ m/s	10			
	10 ⁻⁷ m/s	0			
	10 ⁻⁸ m/s	-10			
	< 10 ⁻⁹ m/s	-20			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	31
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil					
Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
	> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klormetan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
	VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	0	
	cDCE	5	Tydlig dekloreringsaktivitet	0	
	Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	-5	
Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	0
	> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil					
Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	-3	
	> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	-3	
	> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
	> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering		
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering	-1	
	-200 to 0 mV	1			
	0 to 200 mV	-1	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering		
Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer	3	
	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
	< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
pH	6.5-7.5	3	Optimalt pH	3	
	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
	< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	1	
	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet		
Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel formering	0	0
Logistiske faktorer					
Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Full adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	0	
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørføringer og borer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimulerer reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimulerer deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten: behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	5
Score				36	

Vurdering

Der er udført en meget grundig forureningsundersøgelse med vertikal og horisontal afgrænsning af forureningen i både jord og grundvand.

Der pågår pt. treatability studier for at vurdere, om kemisk oxidation eller reduktiv deklorering kan anvendes som afværgemetode.

Spredningen af PCE er sket i det sekundære magasin i en afstand på ca. 300 – 350 m fra kildegrunden. Resultaterne fra undersøgelsen viser en nogenlunde stabil udbredelse i fanen over årene.

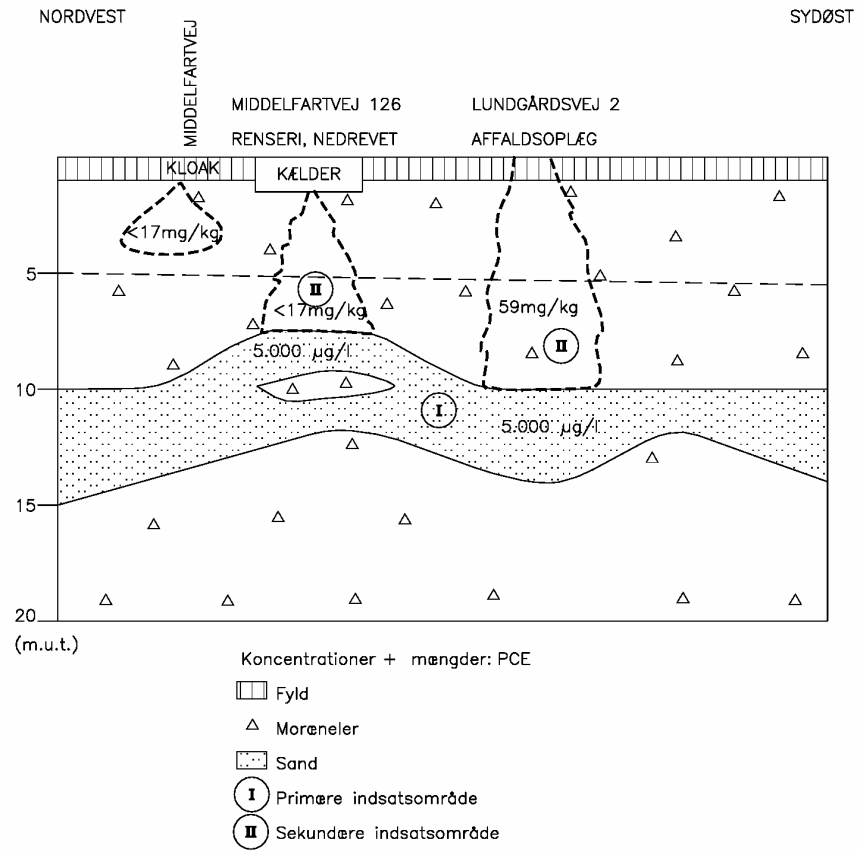
Der sker en vis reduktiv deklorering med indhold af cDCE på 4.444 µg/l. VC er også påvist men i meget lavere koncentrationer. Nedbrydningsprodukterne er især fundet ved kildeområdet og er ikke så udpræget nedstrøms i fanen.

De geokemiske data er gunstige for reduktiv deklorering med lavt indhold af ilt (dog en del variationer i indholdene) og nitrat. Der er fundet opløst jern men ikke methan. Det lave indhold af NVOC indikerer, at den naturlige nedbrydning af PCE er begrænset af organisk stof (elektron donor).

Adgangsforholdene er gode på selve kildegrunden. Men en stor del af fanen ligger under et villaområde med mange grundejere - hvilket kan vanskeliggøre oprensingsarbejdet.

Gennemgående er lokaliteten velegnet til at indgå i fase 2. Specielt det sekundære magasin vil være velegnet til at afprøve både passive og aktive afværgesystemer. Derimod vil behandling af kildeområderne i moræneler (den mættede zone) være vanskeligt på grund af den lave permeabilitet. Behandlingsområdet er dog forholdsvis lille, hvilket vil gøre direkte injektion af elektrondonorer mm. attraktivt (et passivt system med langtsomtfrigivende donorer).

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisdata	
Lokalitet	Middelfartvej 126, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-123
Adresse	Middelfartvej 126, 5200 Odense V
Matr. nr.	8 ø, Bolbro
Grundejer	Fyns Amt, Ørbækvej 100, 5220 Odense SØ (opkøbt i 2002)
Forureningsaktivitet	Renseri: 1964 – 1989. Desuden cykel- og autoværksted. Driftperiode ikke oplyst
Forureningskilder	Spild ved oplag og brug af renssevæske (udendørs og indendørs). Desuden udsivning gennem kloak.
Nuværende arealanvendelse	Ubebygget. Bygninger nedrevet 2002
Risikoforhold	Grundvand, herunder nærliggende vandindvinding
Undersøgelserapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-123, Tidligere renseri, Middelfartvej 126, Odense Kommune. Hovedrapport. Februar 1999. Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-123, Tidligere renseri, Middelfartvej 126, Odense Kommune. Bilagsrapport. Februar 1999. Afværgeprogram og projektforslag. Affaldsdepot nr. 461-123, Tidligere renseri, Middelfartvej 126, Odense Kommune. Juli 1999. Foreløbigt tryk af Monitoring nr. 1 af forureningsfane i grundvand. Modellering af forureningsspredning. Affaldsdepot nr. 461-123, Middelfartvej 126, Odense. August 2001. Notat. Forureningsundersøgelser – delprojekt 1. Tidligere renseri, Middelfartvej 126, Odense, 19. marts 2003.
Tidligere afværge	Bygninger nedrevet. Der pågår undersøgelse af mulige afværge med opboring, kemisk oxidation og reduktiv deklorering.
Indsatsområde for afværge	Sekundære magasin. Evt. kildeområdet med jordforurening (moræneler) i den mættede zone ned til ca. 10 m's dybde
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Øverst ½-1 m fyld, herunder moræneler med sand- og siltindslag til 7-11 m's dybde, herunder udbredt lag af smeltevandssand med en mægtighed på 1-7 m (sekundære magasin). Størst tykkelse nedstrøms i fanen. Underlejres af moræneler med sandindslag.
Relevante magasiner for oprensning	Grundvandsforureningen er udbredt i det sekundære magasin som udgøres af smeltevandssand. Tykkelse på 1-7 m.
Sediment	Sand: typisk mellem til groft
Magasintype	Spændt
Grundvandsspejl	På kildegrund: 4,5-6 m u.t. Varierer over året.
Strømningsretning	Sydøst
Hydraulisk ledningsevne	Ikke udført prøvepumpning. Ud fra kornstørrelse vurderes den hydrauliske ledningsevne omkring 5×10^{-5} m/s (mellemkornet sand)
Gradient	Ca. 8 promille. Varierer dog hen over året.
Porevandshastighed	20 m/år ifølge de gennemførte undersøgelser. Ud fra kornstørrelse og gradient burde strømningshastigheden dog være noget højere (ca. 50 m/år)
Forureningsprofil	

Jordforurening	PCE: 59 mg/kg, TCE: 1,4 mg/kg, TCA: <0,1 mg/kg, CM: <0,1 mg/kg 3 kildeområder: 1): Under rensebygning: ca. 150 m ² , med kraftigste forurening fra 2,5-7,5 m's dybde, PCE < 17 mg/kg, evt. fri fase 2): Under hovedkloak, Lundgårdsvej: ca. 50 m ² , ned til 2,5-3,5 m's dybde: PCE < 17 mg/kg. 3): Skel ved Middelfartvej 124 og Lundgårdsvej 4: ca. 100 m ² , fra terræn og ned til 11 m's dybde, PCE: 59 mg/kg Mængde: > 18 kg + evt. fri fase
Poreluft	PCE: 540 mg/m ³ , TCE: 10 mg/m ³ , DCE, 19 mg/m ³
Grundvand	PCE : <18.000 µg/l, TCE: <2500 µg/l, cDCE: <200µg/l, VC: <45 µg/l, TCAog CM: 1 µg/l. Højeste konc. i porevand i kildeområdet. I det udbredte sek. magasin er indholdet af klorerede opløsningsmidler typisk under 5000 µg/l
Faneudbredelse	Horisontal: >1000 µg/l: 200 m lang og 50 m bred. >10 µg/l: 300-350 m lang og 100 m bred Vertikal spredning: Ved kildeområdet ca. 10-15 m u.t.. Nedstrøms i fanen ca. 15-20 m u.t.
Ethen i grundvand	Ikke oplyst
VC fane	Nedstrøms i fanen er der ikke fundet indhold af VC over detektionsgrænsen
DCE fane	I fanen er der kun fundet lave indhold af DCE. De højeste indhold af DCE er fundet på kildegrunden. I den nedstrøms del af fanen er PCE og TCE de dominerende komponenter.
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Ingen
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	Ingen målinger
Redoxforhold	Nitrat-jernreducerende i sekundære magasin
Illt	< 1,5 mg/l
Nitrat	typisk < 1 mg/l i sekundære magasin
Sulfat	160-240 mg/l. Forhøjet indhold evt. pga. pyritoxidation.
Opløst jern	Typisk > 1 mg/l. Dog flere meget høje jernindhold som vurderes at være fejlmålinger, da prøverne ikke er filtreret i felten.
Methan	Fundet op til 0,07 mg/l
Redoxpotentiale	Typisk +100 til -100 mV
NVOC	1,5 – 4 mg/l
pH	7 - 7,5
Bicarbonat	400 – 500 mg/l
Ionstyrke (ledningsevne)	Typisk 100 – 200 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Gode. Bygninger nedrevet på kildegrund
Tekniker	OK
Eks. pump & threat	Nej, men mange monitoringsboringer
Elektricitet, vand, sanitet	Kan nemt etableres idet elledninger findes i vej
Afstand til bygninger	Ingen bygninger på kildegrund
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Eksercermarke Kildeplads: 500 m Odense Å: 2 km

Resultat af screening

Middelfartvej 126, Odense, sekundære magasin

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil						
	Afgrensning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	5	
		2-D (horisontal)	2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
	Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrakkes	2	
		< 20 m	2			
		< 30 m	1			
	Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrakkes	3	
		< 75 m	4			
		< 100 m	3			
		< 200 m	2			
		< 300 m	1			
	Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	20	
		10 ⁻⁶ m/s	10			
		10 ⁻⁷ m/s	0			
		10 ⁻⁸ m/s	-10			
	Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	30
		> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil						
	Samsvarende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
		> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
	Samsvarende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
	Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldständig nedbrydning.	i.o.	
		VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
		cDCE	5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
		Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet		
	Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	20
		> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil						
	Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	
		> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
	Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	
		> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
	Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
		> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering		
	Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	1	
	Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
	Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering	1	
		-200 to 0 mV	1			
		0 to 200 mV	-1			
	Opløst organisk stof (NVOC)	> 200 mV	-2	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering	0	
		> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer		
	pH	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer	0	
		< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
		6.5-7.5	3	Optimalt pH		
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsoms vækstrate	3	
		< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	1	
	Ledningsevne	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	0	12
	Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel formering	0	
Logistiske faktorer						
	Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Full adgang for projektets medarbejdere foretrakkes	-3	
		Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrakkes for at reducere driftsomkostninger		
		Eksisterende pumpe & treat afværganlæg	5	Eksisterende rørledninger og borer kan genbruges		
		Elektricitet, vand og sanitet	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger		
		Afstand til bygninger	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylchlorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet		
		Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås		
Score					64	

Vurdering

Der er sket forurening af et terrænnært sekundært magasin med en udbredelse på ca. 80 m. Herudover er der sket en forurening af et underliggende primært magasin. I dette magasin er der fundet ca. 350 µg/l af TCE/PCE 200 m fra kildeområdet. Forureningen er ikke afgrænset horisontalt. Supplerende undersøgelser pågår.

Det vurderes indledningsvist at være urealistisk at oprense forureningen i det primære magasin med stimuleret *in situ* reduktiv deklorering på grund af den store horisontale og vertikale udbredelse. Desuden er forureningskoncentrationen i det primære magasin for lille til at vurdere effekten af afværgemetoden.

Screeningen er derfor kun gennemført på det sekundære magasin.

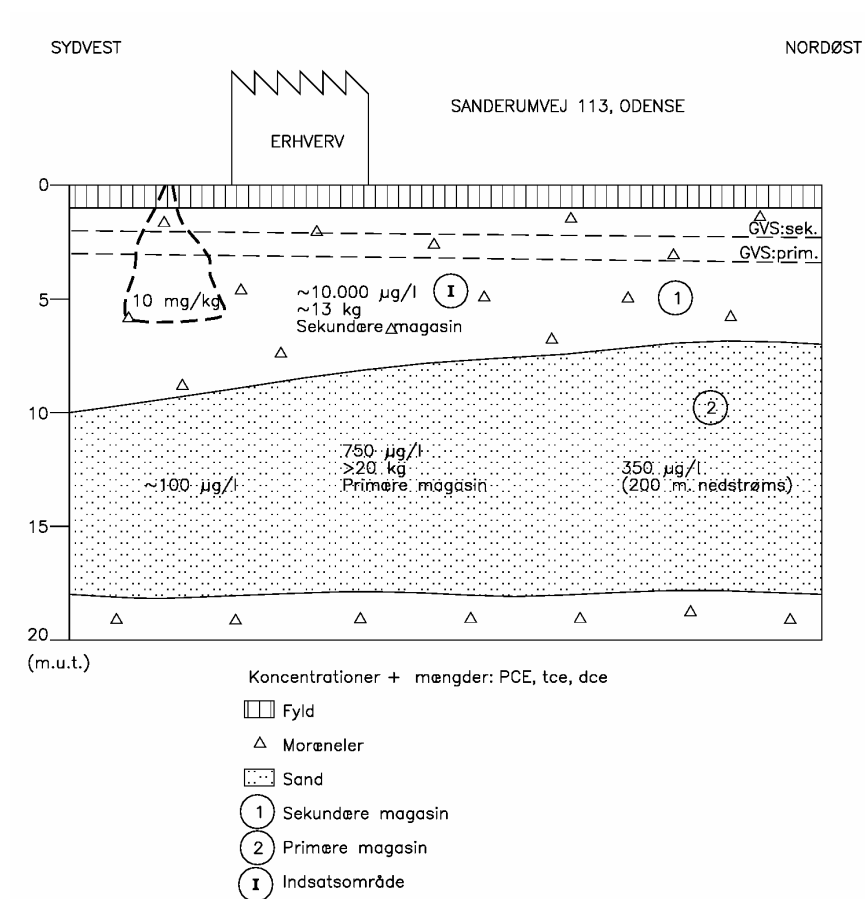
Forureningsudbredelsen er rimeligt kortlagt i det sekundære magasin. Der mangler dog oplysninger om nedbrydningsprodukter i fanen.

Desuden er der ingen oplysninger om geokemiske forhold i det sekundære magasin – hvorfor det ikke vides, om der er aerobe eller anaerobe forhold.

Adgangsforholdene for det sekundære magasin er rimelige. Kildeområdet ligger uden for bygninger men en betydelig del af fanen ligger under bygninger. Migration af metan og VC bør derfor tages med i betragtning, idet grundvandspejlet står tæt på terræn.

Tilsætning af elektrondonorer er vanskelige i de lavpermeable aflejringer. Direkte injektion af en langsomtfrigivende elektrondonor er derfor mest oplagte afværgemetode.

Konceptuel model



Foto



Forureningen i det primære magasin (blå farve) er ikke endelig fastlagt. Forurening i sekundære magasin er markeret med rødt.

Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Sanderumvej 113, Odense. Forurenede lokalitet nr. 461-124
Adresse	Sanderumvej 113, 5250 Odense SV
Matr. nr.	
Forureningsaktivitet	Maskinfabrik: 1953-1980
Forureningskilder	Affedtning med TCE i trigrube. Udsivning fra kloakker.
Nuværende arealanvendelse	Erhverv, lager, bolig
Risikoforhold	Grundvand
Undersøgelserapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-124, Sanderumvej 113, Galvaniseringsvirksomhed. September 1998. Supplerende undersøgelse er igangsat 2002. Datanotat udleveret til COWI.
Tidligere afværge	Ingen
Indsatsområde for afværge	1. Jord- og grundvandsforurening i sekundære magasin (moræneler 2-5 m u.t.) 2. Grundvandsforurening i primære magasin (sand 7-15 m u.t.)
Indsatsområde for screening	1. Jord og grundvandsforurening i sekundære magasin. Det primære magasin vurderes ikke realistisk at oprense med stimuleret reduktiv deklorering pga. stor horisontal og vertikal udbredelse samt lavt forureningsniveau.
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Kote 27-29 m. Øverst 0,6 – 1,8 m fyld. Herunder sandet moræneler til ca. 9 m u.t. (med indslag af vekslende smeltevandsaflejringer af ler og sand. Herunder et udbredt sandlag af smeltevandsaflejringer med en tykkelse på ca. 10 m.
Relevante magasiner for oprensning	Sekundære magasin: Sandet moræneler med tynde sandlag, typisk fra 2-5 m u.t. Primære magasin: Smeltevandsaflejringer af sand fra ca. 9 m u.t. med en tykkelse på ca. 10 m. I nedstrøms retning findes sandlaget fra ca. 6-7 m's dybde.
Magasintype	Sekundære magasin: spændt Primære magasin: spændt
Grundvandsspejl	Sekundære magasin: 1 – 3 m u.t. Primære magasin: 2 – 4 m u.t. Der er nedadrettet gradient fra sekundære til primære magasin
Strømningsretning	Sekundære: nordlig mod sø Primære: Nordøst
Hydraulisk ledningsevne	Sekundære magasin: Vil variere meget (moræneler med sandstriber) 1×10^{-8} til 1×10^{-5} m/s Primære magasin: Forskellige oplysninger: 2×10^{-3} til 2×10^{-4} m/s. Vurderet ud fra prøvepumpning.
Gradient	ca. 1 %
Porevandshastighed	Sekundære magasin: Ingen oplysninger. Primære magasin: Forskellige oplysninger: 65-500 m/år
Forureningsprofil	

Jordforurening	<p>Flere kildeområder:</p> <p>1): Ved trigrupe: PCE: 13 mg/kg, TCE: 10 mg/kg (i 6 m's dybde)</p> <p>2): udsivning fra kloakker ved B21 ved anodediseringsrum: PCE: 1,8 mg/kg, TCE: 0,2 mg/kg (2 m' dybde svarende til grundvandsspejlet).</p> <p>Langt den største forureningsmasse vurderes at være ved kildeområde 1.</p> <p>Over 90 % af forureningsmassen vurderes at være under grundvandsspejlet. Der er ikke udarbejdet overslag over forureningsmassen med klorerede opløsningsmidler.</p>
Poreluft	PCE: 25 mg/m ³ , TCE: 22 mg/m ³
Grundvand	<p>Sekundære magasin: PCE: 2900 µg/l, TCE: 6700 µg/l, DCE: 1,6, VC: 0,4 (kun 2 analyser af nedbrydningsprodukter)</p> <p>Primære magasin: PCE: 370, TCE: 380 µg/l, cDCE: 490 µg/l, VC: 26 ug/l</p> <p>Forureningsmasse</p> <p>Sekundære magasin ca. 13 kg klorerede opløsningsmidler.</p> <p>Mængde i det primære magasin ikke opgjort men skønnes til mindst 20 kg.</p>
Faneudbredelse	<p>Sekundære: >100 µg/l: Ca. 90 m lang og 40 m bred</p> <p>Primære: Forurening ikke afgrænset: Det ser ud til at være 2 faner, evt. fra de 2 kildeområder. Fanen er ikke afgrænset så udbredelsen af fanen kendes ikke. 200 m fra kildeområdet er der fundet ca. 350 µg/l som sum af klorerede opløsningsmidler (primært TCE og PCE).</p> <p>Vertikalt dykker fanen i nedstrøms retning. I kildeområdet og umiddelbart nedstrøms er forureningen knyttet til de øverste ca. 5 m af det primære magasin. Længere nedstrøms (200 m) er forureningen udbredt i hele magasinet.</p>
Ethen i grundvand	Ikke målt
VC i fane	<p>Sekundære magasin: ikke belyst</p> <p>Primære magasin: nedbrydningsforholdene i fanen varierer meget. Intet entydigt billede.</p>
DCE i fane	<p>Sekundære magasin: ikke belyst</p> <p>Primære magasin: nedbrydningsforholdene i fanen varierer meget. Intet entydigt billede.</p>
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	<p>Der er fundet en svag kulbrinteforurening i grundvandet (under 100 ug/l).</p> <p>I poreluften er der fundet kulbrinter op til 170 mg/m³ herunder 18 mg/m³ af xylener.</p>
Geokemisk profil	Kun en enkelt analyse fra den nedre del af det primære magasin (Boringskontrol fra B8). Ingen oplysninger fra det sekundære magasin.
Org. stof i sediment	Ingen målinger
Redoxforhold	Nitratreducerende med indhold af opløst jern (primære magasin)
Ilt	0,4 mg/l
Nitrat	1,4 mg/l
Sulfat	73 mg/l
Opløst jern	0,7 mg/l
Methan	ingen analyse (sandsynligvis ikke noget indhold)
Redoxpotentiale	Ikke målt
NVOC	1,3 mg/l
pH	7,2
Bicarbonat	294 mg/l
Ionstyrke (ledningsevne)	66 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Blandet. I kildeområdet er en stor del af forureningen under eksisterende bygninger.

Tekniker	Nej
Eks. pump & threat	Nej, men indvindingsboring findes på lokaliteten.
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	0
Afstand til indvindings-boringer og recipienter	Eksercermarkens Kildeplads: 1900 m Mikkels Mose: ca. 250 m

Resultat af screening

Sanderumvej 113, Odense - sekundære magasin

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil						
	Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	2	
		2-D (horizontal)	2	Kendskab til horizontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
	Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrakkes	3	
		< 20 m	2			
		< 30 m	1			
	Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrakkes	5	
		< 75 m	4			
		< 100 m	3			
		< 200 m	2			
	Hydraulisk ledningsevne	< 300 m	1	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	-10	
		> 10 ⁻⁵ m/s	20			
		10 ⁻⁶ m/s	10			
		10 ⁻⁷ m/s	0			
		10 ⁻⁸ m/s	-10			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.		
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.			
Forureningsprofil						
	Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	2	
		> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
	Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klormetan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
	Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
		VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	i.o.	
		cDCE	5	Tydlig dekloreringsaktivitet	i.o.	
		Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	i.o.	
	Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	
		> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
	Geokemisk profil					
	Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
		> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
	Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
		> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
	Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	i.o.	
		> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reductive deklorering		
	Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
		-200 to 0 mV	1			
		0 to 200 mV	-1			
	Opløst organisk stof (NVOOC)	> 200 mV	-2	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
		> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer		
	pH	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer	i.o.	
		< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
		6.5-7.5	3	Optimalt pH		
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate	i.o.	
		< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
	Ledningsevne	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	i.o.	
		< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet		
	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel formering	i.o.		
Logistiske faktorer						
	Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. fuld adgang for projektets medarbejdere foretrakkes	-3	
	Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrakkes for at reducere driftsomkostninger	5	
	Eksisterende pump & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørforinger og boreriger kan genbruges	0	
	Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
	Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
	Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	
	Score					9

Vurdering

Forureningsudbredelsen og de hydrogeologiske forhold er ikke fuldt ud belyst nedstrøms kildeområdet.

Jordforureningen findes hovedsageligt i den umættede zone. Indsatsområdet for stimuleret *in situ* reduktiv deklorering er det sekundære magasin fra ca. 7-12 m's dybde, som består af sand og silt.

Der er kun få geokemiske data. Iltmålinger fra vandprøvetagningen viser iltede forhold. Det er i overensstemmelse med, at der stort set ikke er fundet nedbrydningsprodukterne cDCE og VC. Der sker derfor ingen betydende reduktiv deklorering.

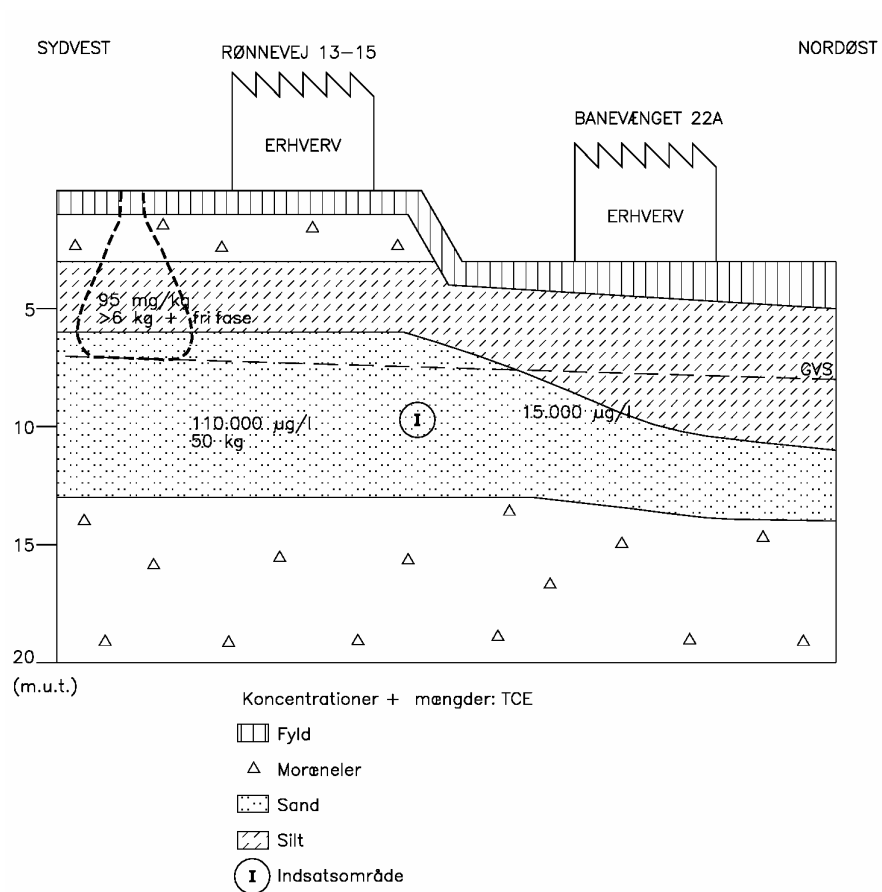
Adgangsforholdene er gode omkring kildeområdet (åben gård). En stor del af fanen ligger dog under bygninger, hvilket kan vanskeliggøre en oprensning med stimuleret reduktiv deklorering.

Ud fra gennemgangen kan følgende forhold fremhæves:

- Det sekundære magasin har en rimelig permeabilitet, hvilket muliggør levering og spredning af elektron donorer mm.
- De geokemiske data er sparsomme hvorfor der skal udføres supplerende undersøgelser såfremt lokaliteten skal indgå i fase 2.
- Der sker ingen betydelig reduktiv deklorering pga. de iltede forhold, hvorfor lokaliteten kan være velegnet til forsøg med bioaugmentation.

Der kan sandsynligvis både anvendes passive og aktive systemer.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Rønnevej 13-15, Næsby, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-159
Adresse	Rønnevej 13-15, Næsby, Odense Kommune
Matr. nr.	3 bq, Næsby By, Næsby
Forureningsaktivitet	Næsby Maskinfabrik: 1973-1990.
Forureningskilde	TCE forurening ved affedtning af metalemner (trikar).
Nuværende arealanvendelse	Erhverv og beboelse
Risikoforhold	Grundvand. Nærliggende vandværksboring fra Rønnevejsværket er påvirket med TCE, men indvinding er standset pga. pesticidforurening. Der er ingen risiko mod eksisterende indvinding.
Undersøgelsesrapporter	Forureningsundersøgelse. Rønnevej 13-15, Næsby, Odense N, Odense Kommune. December 1999. Supplerende forureningsundersøgelse. Lokalitet nr. 461-159, Rønnevej 13-15, Næsby, Odense N, Odense Kommune. April 2001
Tidligere afværge	Ingen
Indsatsområde for afværge	Sekundære magasin (ca. 7-12 m u.t.) Jordforurening er primært knyttet til umættet zone, og derfor ikke relevant for afværge med reduktiv deklorering
Indsatsområde for screening	Sekundære magasin, ca. 7-12 m u.t.
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Kote +11 m. Øverst 0,5-2,5 m fyld. Herunder 0,8-1,8 m moræneler/sand, ca. 10 m vekslende smeltevandsaflejringer af silt og sand (typisk 1-5 m silt og herunder op til 7 m sand). Under smeltevandsaflejringerne findes ca. 12 m moræneler som underlejres af smeltevandssand fra ca. 26 m u.t.
Hydrogeologi	
Relevante magasiner for oprensning	Sekundære magasin. Træffes ca. 7 m u.t og med en tykkelse på 5 m i kildeområdet. I nedstrøms retning aftager sandlagets tykkelse.
Sediment	Smeltevandsaflejringer af sand og silt
Magasintype	Frit
Grundvandsspejl	Ca. 7 m u.t.
Strømningsretning	Nordøstlig
Hydraulisk ledningsevne	Pumpeforsøg nedstrøms kildeområdet viser hydraulisk ledningsevne på 1×10^{-6} m/s (siltede aflejringer). I kildeområdet som er mere sandet er der ingen målinger af k-værdien, men her vurderes den hydrauliske ledningsevne at være større.
Gradient	Ca. 15 promille
Porevandshastighed	Skønnet til 4 m/år i nedstrøms retning. I kildeområdet vurderes hastigheden dog at være noget større.
Grundvandstemperatur	10-14 grader
Forureningsprofil	
Jordforurening	Jordforureningen findes hovedsageligt (>90 %) i den umættede zone fra 1-7 m u.t. Dog fundet jordforurening ned til 9 m's dybde. PCE: < 0,1 mg/kg, TCE: 95 mg/kg TS, CM: <0,01 mg/kg, TCA: < 0,01 mg/kg Udbredelse: 50 m ² ned til 9 m's dybde. Mængde vurderet til 6 kg + fri fase som med stor sandsynlighed findes i den umættede zone.
Poreluft	TCE: >810 mg/m ³ , PCE: < 1 mg/m ³ , DCE: 15 mg/m ³

Grundvand	TCE: 110.000 ug/l, PCE: 4 ug/l, DCE 15 µg/l, VC: <1 µg/l. Det bemærkes, at der ikke er målt for nedbrydningsprodukter nedstrøms kildeområdet.
Faneudbredelse	>100 ug/l: Længde: >> 100 m, bredde ca. 75 m >1000 µg/l: længde >> 100 m, bredde ca. 50 m. Ikke afgrænset horisontalt i nedstrøms retning
Ethen i grundvand	Ikke målt
VC i fane	Ingen målinger nedstrøms kildeområdet
DCE i fane	Ingen målinger nedstrøms kildeområdet
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Nej
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	Ikke målt
Redoxforhold	Aerobt
Ilt	>2 mg/l
Nitrat	Ingen målinger
Sulfat	Ingen målinger
Opløst jern	Ingen målinger
Methan	Ingen målinger
Redoxpotentiale	Ingen målinger
NVOC	Ingen målinger
pH	6,7-7,5
Bicarbonat	Ingen målinger
Ionstyrke (ledningsevne)	60-120 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Kildeområdet: ubebygget område. Store dele af fanen ligger under bebygget område.
Tekniker	Ingen men lokalitet ligger i byområde
Eks. pump & threat	Nej
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	<10 m
Afstand til indvindings-boringer og recipienter	Næsby Vandværk, Rønnevejsværket: 50 m fra lokaliteten. Der indvindes dog ikke fra vandværket pga. forurening med sprøjtemidler. Stavids Å: 300 m

Resultat af screening

Rørnevej 13-15, Odense - sekundære magasin

Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil					
	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser		
Afgrænsning af forureningsfane	2-D (horizontal)	2	Kendskab til horizontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning	0	
Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokaltiteter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	2	
	< 20 m	2			
	< 30 m	1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	2	
	< 75 m	4			
	< 100 m	3			
	< 200 m	2			
	< 300 m	1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁵ m/s	20	Lokaltiteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	10	
	10 ⁶ m/s	10			
	10 ⁷ m/s	0			
	10 ⁸ m/s	-10			
	< 10 ⁹ m/s	-20			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase		
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.	i.o.	14
Forureningsprofil					
Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold		
	> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten	i.o.	
Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv dekloreringsaktivitet	i.o.	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	Dehalococcalides sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
	VC	10	Dehalococcalides sandsynligvis tilstede	0	
	cDCE	5	Tydlig dekloreringsaktivitet	0	
	Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	-5	
	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling		
Total koncentration af klorethener	> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.	-5	-10
Geokemisk profil					
Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering		
	> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering	-3	
Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering		
	> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering	i.o.	
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor		
	> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering	i.o.	
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering		
	-200 to 0 mV	1			
	0 to 200 mV	-1			
	> 200 mV	-2			
Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer		
	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
	< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede	i.o.	
pH	6.5-7.5	3	Optimalt pH		
	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
	< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen	3	
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig		
	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	i.o.	
Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor Ionsstyrke kan hæmme bakteriel formering	i.o.	0
Logistiske faktorer					
Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Full adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	-3	
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørledninger og borer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten: behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	2
Score				6	

Vurdering

Forureningen stammer fra et eksisterende renseri på lokaliteten.

Indsatsområdet er det terrænnære grundvand (moræneler med sandstriber/-lag).

De geologiske og hydrogeologiske forhold er ikke fuldt ud belyst. Desuden er forureningen ikke afgrænset hverken horisontalt eller vertikalt.

Forureningen i den mættede zone er hovedsageligt knyttet til lavpermeable aflejringer af moræneler samt sandstriber/lag i leren.

Der er fundet meget høje indhold af PCE (110 mg/l), hvilket indikerer forekomst af fri fase. Forekomst af cDCE og VC viser, at der sker reduktiv deklorering.

Der foreligger ikke geokemiske data – hvorfor redoxforholdene ikke kendes.

Adgangsforholdene er dårlige, idet kilden og en del af fanen ligger under bygninger.

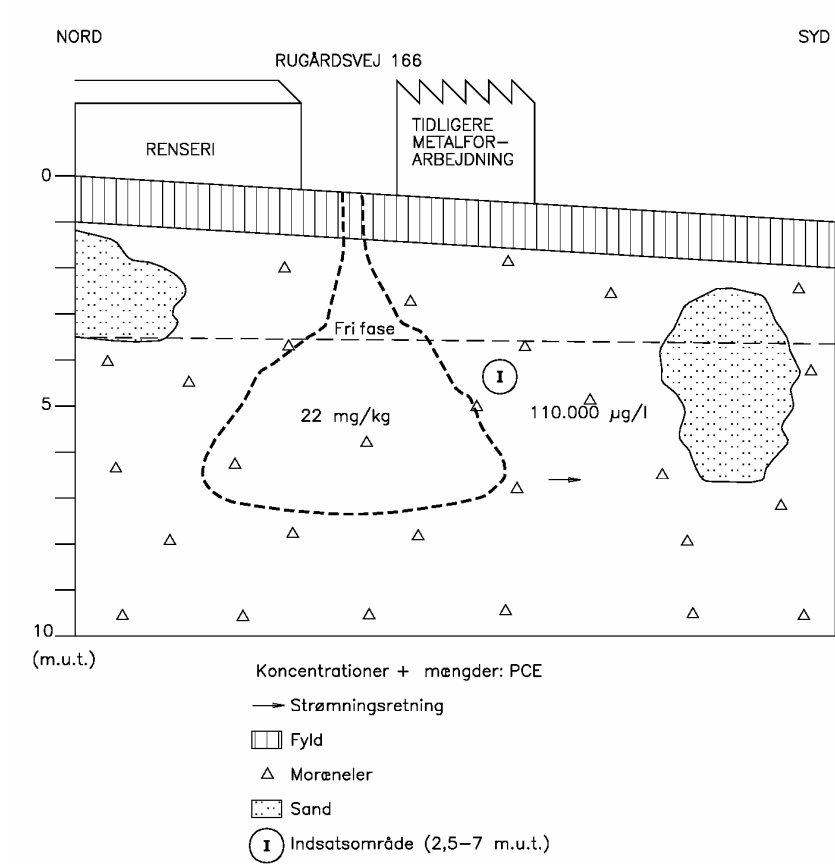
Nærmeste recipient ligger ca. 50 m fra kildeområdet – og vil sandsynligvis blive påvirket ved tilsætning af elektrondonorer i det sekundære magasin.

Overordnet fremstår grunden som en af de mindst egnede til fase 2 undersøgelser på baggrund af følgende:

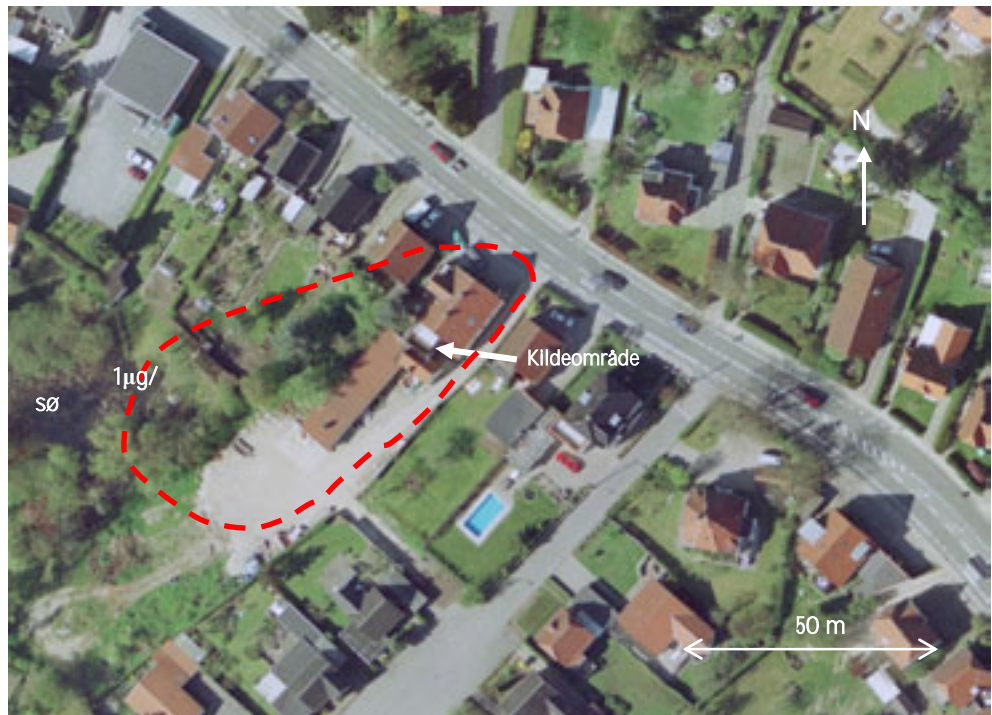
- manglende kortlægning af forureningsudbredelsen
- manglende kendskab til hydrogeologiske forhold
- dårlige adgangsforhold
- den lave permeabilitet gør det vanskeligt at levere elektrondonor til jorden
- nærliggende recipient kan blive påvirket af elektrondonorer.

Det skal bemærkes, at der sker en vis naturlig nedbrydning af PCE til cDCE og VC, hvorfor stimuleret reduktiv deklorering ikke helt kan udelukkes som en afværgemetode. I det konkrete projekt vurderes lokaliteten dog ikke som egnet.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Rugårdsvej 166, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-160
Adresse	Rugårdsvej 166, 5210 Odense NV
Matr. nr.	1 bt Tarupgård, Pårup
Grundejer	Anna Lise Rasmussen, Kent L. Thrane, Klaus L. Thrane
Kontaktperson	Kent L. Thrane, Gransangervænget 5210 Odense NV
Forureningsaktivitet	Renseri: 1965 og frem til i dag (renseri stadig i drift) Metalstøberi: 1975 – start af 1990'erne
Nuværende arealanvendelse	Stue: renseri, 1. sal og kælder: beboelse
Risikoforhold	Grundvand og indeklima
Undersøgelsesrapporter	Forureningsundersøgelse. Rugårdsvej 166, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-160. Marts 2002. En supplerende undersøgelse til yderligere belysning af grundvandsrisiko igangsættes i indværende år.
Tidligere afværgelse	Ingen
Indsatsområde for afværgelse	Jord- og grundvandsforurening i terrænnære grundvand (porevand i moræneler og grundvand i sandstriber) fra ca. 2,5-7 m u.t.
Indsatsområde for screening	Jord- og grundvandsforurening i terrænnære grundvand (porevand i moræneler og grundvand i sandstriber) fra ca. 2,5-7 m u.t.
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Øverste 0,25-1,6 m fyld, herunder moræneler til bund af borer (15 m u.t.). Vest for kildegrund er der dog fundet sand under fyldelaget ned til maksimalt 7 m u.t.
Relevante magasiner for afværgelse	Terrænnært magasin (sek. magasin). I kildeområdet består magasinet af moræneler med sandstriber fra ca. 2,5 -7 m u.t.. I nedstrøms retning består magasinet af sand (fin –groft) med op til 5 m's vandmættet tykkelse
Magasintype	Overvejende spændt. I enkelte borer i fanen mod vest er der frit magasin
Grundvandsspejl	Ca. 2,5 - 3,5 m u.t. på kildegrund
Strømningsretning	Sekundære magasin: vestlig i retning mod mindre sø
Hydraulisk ledningsevne	Ikke angivet men vil variere efter jordbundforholdene (moræner med sandindslag-/striber (10^{-8} m/s - 10^{-5} m/s))
Gradient	2 – 20 %
Porevandshastighed	Ikke beregnet
Forureningsprofil	
Jordforurening	PCE: 22 mg/kg, TCE: 3,6 mg/kg, TCA: < 0,005 mg/kg, CM: 0,076 mg/kg Mere end 90 % af forureningen vurderes at være i den mættede zone fra ca. 2,5 m u.t. Der er ikke udført horisontal og vertikal afgrænsning af jordforureningen. Desuden ingen oplysninger om mængder. Der vurderes at være fri fase i kildeområdet.
Poreluft	PCE: 2100 mg/m ³ , TCE: 15 mg/m ³ , DCE: 3 mg/m ³ , TCA: 14 mg/m ³
Grundvand (sek. magasin)	Kildeområde: PCE: 110.000 µg/l, TCE: 1500 µg/l, DCE: 4600 µg/l, VC: 1900 µg/l, TCA: < 10 µg/l Fane: PCE: 1700 µg/l, TCE: 56 µg/l, DCE: 19 µg/l, VC: 16 µg/l
Grundvandsfane	>100 µg/l: længde 50 m, bredde ca. 30 m. Ikke afgrænset i nedstrøms retning
Ethen	Ingen måling
VC i fane	Data utilstrækkelig. Manglende afgrænsning af fane
DCE i fane	Data utilstrækkelig. Manglende afgrænsning af fane

Øvrige forureningskomponenter	Overfladeforurening med tungmetaller: Zink: 520 mg/kg, Bly: 300 mg/kg.
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	Ikke undersøgt
Redoxforhold	Ikke undersøgt
Ilt	Ikke undersøgt
Nitrat	Ikke undersøgt
Sulfat	Ikke undersøgt
Opløst jern	Ikke undersøgt
Methan	Ikke undersøgt
Redoxpotentiale	Ikke undersøgt
NVOC	Ikke undersøgt
pH	Ikke undersøgt
Bicarbonat	Ikke undersøgt
Ionstyrke (ledningsevne)	Ikke undersøgt
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Dårlige: forurening i kildeområdet samt en del af fanen ligger under bygninger
Tekniker	Nej, men lokalitet ligger i byområde
Eks. pump & threat	Nej
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	Forurening ligger under bygninger
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Nærmeste vandindvinding: 300 m. Tarup. Vandværk indvinder i ca. 30-35 m's dybde. Lokaliteten ligger dog uden for indvindingsoplandet. Recipient: 50 m nedstrøms (mindre sø)

Resultat af screening

Rugårdvej 166, Odense - terrænnære grundvand og kildeområde i mættet zone

Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil					
Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	0	
	2-D (horizontal)	2	Kendskab til horizontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	3	
	< 20 m	2			
	< 30 m	1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	5	
	< 75 m	4			
	< 100 m	3			
	< 200 m	2			
	< 300 m	1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	-10	
	10 ⁻⁶ m/s	10			
	10 ⁻⁷ m/s	0			
	10 ⁻⁸ m/s	-10			
	< 10 ⁻⁹ m/s	-20			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	-2
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil					
Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0,1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
	> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
	VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
	cDCE	5	Tydlig dekloreringsaktivitet	5	
	Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet		
Total koncentration af klorethener	0,5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	-5	10
	> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil					
Opløst ilt	< 0,5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	> 3,0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	i.o.	
	> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reductive deklorering		
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
Metan	> 0,1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	-200 to 0 mV	1			
	0 to 200 mV	-1	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	> 200 mV	-2			
Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer	i.o.	
	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
	< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
pH	6,5-7,5	3	Optimalt pH	i.o.	
	5,0-6,0 eller 8,0-9,0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
	< 5,0 or > 9,0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	i.o.	
	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	i.o.	
Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel forering	i.o.	0
Logistiske faktorer					
Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Full adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	0	
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe og treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørforinger og borerer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	-5	0
Score				8	

Vurdering

Denne lokalitet fik den højeste score.

Der findes en detaljeret beskrivelse af de geologiske og hydrogeologiske forhold. Herudover er der en god beskrivelse af forureningsfordelingen (både vertikalt og horisontalt) og af de geokemiske forhold.

Der er sket en næsten fuldstændig reduktiv deklorering af forureningen, både i jord og grundvand. Kun 1 % af den samlede forurening findes som TCE. Der er ingen fri fase. Indholdet af cDCE er sammen med VC den væsentligste forureningskomponent. Ethen er påvist, hvilket indikerer, at der sker en fuldstændig nedbrydning. Dehalococcoides vil med stor sandsynlighed findes. I nedstrøms retning, hvor ethen indholdet er lavt, sker der evt. nedbrydning af cDCE og VC ved anaerob oxidation.

De geokemiske forhold er gunstige for reduktiv deklorering med lavt ilt- og nitratindhold, opløst jern, negativt redoxpotentiale og forekomst af methan. Det lidt forhøjede indhold af NVOC (evt. afsmitning fra kulbrinte-forureningen) kan være med til at fremme den reduktive deklorering.

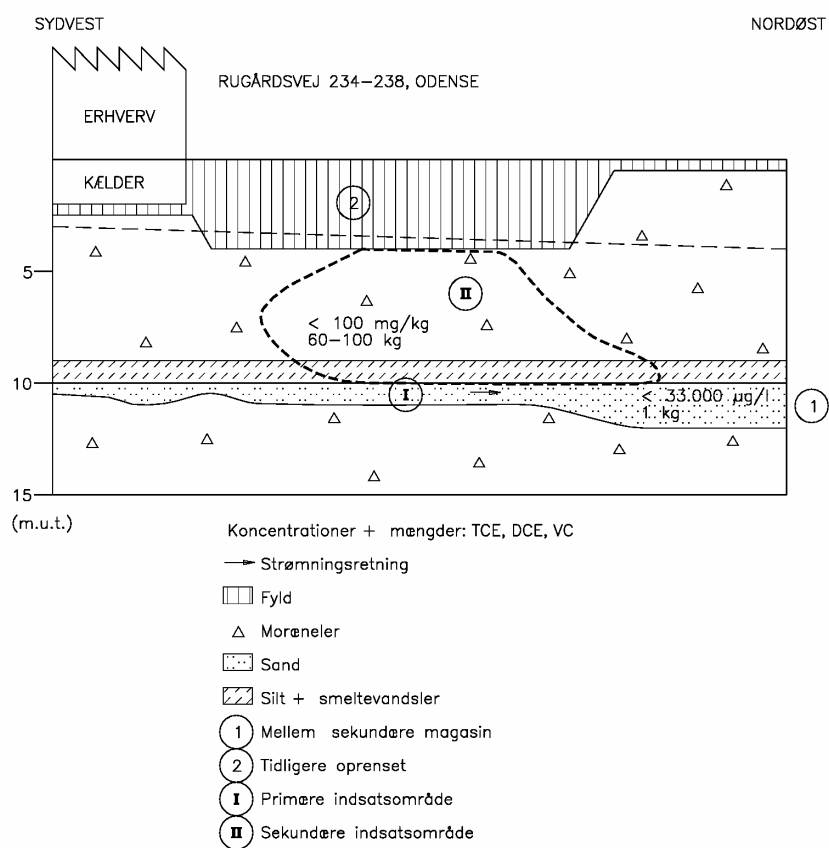
Oprensning af kildeområdet er en udfordring da det vil være vanskeligt at tilsætte elektrondonorer i de lavpermeable aflejringer. Indsatsområdet er dog forholdsvis lille, hvilket vil muliggøre direkte injektion af donor i leren (passiv metode).

Forureningsudbredelsen i det mellem sekundære magasin er større (ca. 35 x 70-100 m), men den hydrauliske ledningsevne er her større, hvilket gør det nemmere at levere elektrondonoren. Det vil være muligt at etablere et aktivt system her.

Adgangsforholdene til oprensning af kildeområdet er meget gode (parkeringsplads o.lign.). Derimod er adgangsforholdene til oprensning af forureningsfanen knap så gode. Det vurderes dog som værende muligt at oprense den væsentlige del af kilden uden de store problemer. Da der ligger boliger i området, skal det på forhånd vurderes, om der kan ske indtrængning af methan.

Overordnet vurderes lokaliteten som særdeles gunstig for oprensning med stimuleret reduktiv deklorering. Det vurderes, at der er de nødvendige bakterier i jord- og grundvand til en fuldstændig nedbrydning til ethen.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Lokalitet	Forurennet lokalitet nr. 461-169, Rugårdsvej 234 og 238 A-D, Odense.
Adresse	Rugårdsvej 234-238, 5210 Odense NV
Matr. nr.	5c og 3b, Tarupgaard, Tarup
Grundejer	Ejendomsselskabet Rugårdsvej 234-238 v Anton Hesselballe, L.A. Ringsvej 26, 5230 Odense M
Forureningsaktivitet	Maskinfabrik: Affedning af metalemner, deponering af slam fra trikar samt skæreolie. Udsivning af fyringsolie fra overjordiske tanke. Periode for forurening er ca. 1951 til slutningen af 1980'erne.
Nuværende arealanvendelse	Rugårdsvej 234: Maskinfabrik, værksted, forretning, beboelse. I grundvandsfanen uden for kildegrunden er der parcelhuse med beboelse
Risikoforhold	Forurening udgør risiko mod grundvandsressourcen i området. OSD-område. Lille risiko mod Tarup Vandværk der ligger ca. 400 m nedstrøms. Ingen risiko mod indeklime.
Undersøgelserapporter	Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 461-107. Afgrænsning og risikovurdering af forurening med olie og trichlorethylen. Skitse af afværgeprojekt Rugårdsvej 226D og 234, 5210 Odense NV. August 1992. Oprensning af affaldsdepot nr. 461-107, Rugårdsvej 226D og 234, Odense. Dokumentationsrapport. Juli 1994. Forureningsundersøgelse og afværgeprogram. Rugårdsvej 234 og 238A-D, Odense. Forurennet lokalitet nr. 461-169. Juni 2003.
Tidligere afværge	1973: Frivillig oprensning. Afgravning af olieforurennet jord på Rugårdsvej 234. Ingen oplysninger om mængde. 1991: Frivillig oprensning af 400 m ³ olieforurennet jord. 1994. Offentlig oprydning (Fyns Amt/Miljøstyrelsen). Oprensning af 4500 tons jord som primært var forurennet med olie. Dog også en del forurennet med TCE. TCE kildeområdet oprenset til 8 m's dybde.
Indsatsområde for afværge	1. Kildeområde med kraftig forurening med klorerede opløsningsmidler - hovedsagelig i moræner med sandindslag. 2. Mellem sekundære magasin som er kraftigt forurennet med klorerede opløsningsmidler.
Geologi	Øverst 1- 4 m sandfyld. Herunder moræner til ca. 30 m u.t. med indlejring af smeltevandsaflejringer. Fra 10-15 m u.t. udbredte forekomster af smeltevandsaflejringer med øverst 1-2 m silt/ler og herunder 0,5 - 3 m sand.
Hydrogeologi	
Relevante magasiner for oprensning	Kildeområde: Består typisk af moræner med sandstriber - enkelte steder findes der deciderede sandlag med mægtighed op til et par meter. Findes fra ca. 4-10 m u.t. Mellem sek. magasin: består af sandlag med en typisk tykkelse på ½-1 m, dog op til 3 m nedstrøms kildeområdet. Træffes i dybder fra ca. 10-15 m u.t. Ø
Sediment	Kildeområde: Moræner med sandstriber Mellem sek. magasin: Fin-mellem sand
Magasintype	Mellem sek. magasin: spændt magasin
Grundvandsspejl	Kildeområde: 1-3 m u.t. Mellem: 2-3 m u.t. på kildegrund, nedstrøms i fanen op til 7 m u.t.
Strømningsretning	Mellem sek. magasin: nordøstlig, østlig
Hydraulisk ledningsevne	Kildeområde: Aflejringer af moræner og smeltevandsaflejringer af silt, ler og sand: ca. 10 ⁻⁵ -10 ⁻⁹ m/s Mellem sek. magasin: 1,3-13 x 10 ⁻⁵ m/s (prøvepumpning)
Gradient	Øvre: 30-40 promille Mellem: 8-40 promille.
Porevandshastighed	Mellem sek. magasin: 20-125 m/år

Forureningsprofil	
Jordforurening	<p>Hele jordforureningen findes i mættet zone.</p> <p>Kildeområdet: TCE: 31 mg/kg, cDCE: 65 mg/kg, VC: 2,9 mg/kg. Andelen af cDCE og VC udgør 99 % af den samlede forureningsmængde.</p> <p>Total kulbrinter: 12.000 mg/kg (nedbrudt gasolie/tungere olie), ingen betydende indhold af BTEX'er. Ingen residual fri fase af TCE.</p> <p>Udbredelse: 3-14 m u.t., areal ca. 500 m², 1-10 mg/kg: ca. 3500 tons, 10-100 mg/kg: ca. 1100 tons</p> <p>Forureningsmængder: 60-100 kg klorerede opløsningsmidler (primært cDCE og VC) og ca. 2-300 kg total kulbrinter</p>
Poreluft	TCE op til 31 mg/m ³ . cDCE og VC < 1 mg/m ³ .
Grundvand	<p>Kildeområde: TCE: 140 µg/l, cDCE: 10.000 µg/l, VC: 6.500 µg/l.</p> <p>Mellem: TCE:16 µg/l, cDCE: 32.000 µg/l, VC: 5.100 µg/l.</p> <p>Ingen residual fri fase</p> <p>Faneudbredelse: Fane i mellem sek. magasin er afgrænset horisontalt og vertikalt.</p> <p>Areal: 2500 m², fanebredde ca. 25 m, længde ca. 100 m, mægtighed ½-1,5 m (op til 3 m)</p> <p>Mængder: ca. 1 kg.</p>
Ethen i grundvand	Målt i både i kildeområde og i fanen (op til 92 µg ethen/l og 12 µg/l af ethan)
Øvrige forureningskomponenter	<p>Kildeområde: Indhold af kulbrinter (tungere komponenter).</p> <p>Mellem: ingen kulbrinter</p>
Geokemisk profil	<i>Bemærk: Kun data fra mellem sek. magasin</i>
Org. stof i sediment	ca. 1,5 % (evt. fejlmåling?, virker meget højt for smeltevandssand)
Redoxforhold	Jernreduceret både i kildeområdet og i fanen
Ilt	Vurderes at være < 0,5 mg/l. Målinger viser indhold på 0,3-2,8 mg/l, men det vurderes at være påvirkning fra prøvetagningen
Nitrat	< 1 mg/l. Dog enkelte målinger på op til 1,8 mg/l.
Sulfat	62-161 mg/l
Opløst jern	1,1- 3,7 mg/l
Methan	op til 0,4 mg/l
Redoxpotentiale	50 til -124 mv
NVOC	2,5 – 7,2 mg/l
pH	6,9 – 7,2
Bicarbonat	290 – 470 mg/l
Ionstyrke (ledningsevne)	60 – 120 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Kildeområdet: gode adgangsforhold med parkeringsplads. I fanen er der haver og parcelhuse.
Tekniker	Ligger i Odense, så tæt på.
Eks. pump & threat	Nej, men der findes afværgeboring i kildeområdet. Mange monitoringsboringer.
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	< 10 m
Afstand til indvindingsboringer og recipienter	Nærmeste indvinding er Tarup Vandværk, som ligger 400 m nedstrøms. Nærmeste recipient ligger over 1 km fra lokaliteten

Screeningsdata

Rugårdvej 234-238, Odense, mellem sekundære magasiner

Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil					
Afrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afrænsning forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	5	32
	2-D (horizontal)	2	Kendskab til horizontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afrænsning		
Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokaltiter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	2	
	< 20 m	2			
	< 30 m	1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	5	
	< 75 m	4			
	< 100 m	3			
	< 200 m	2			
	< 300 m	1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	20	
	10 ⁻⁶ m/s	10			
	10 ⁻⁷ m/s	0			
	10 ⁻⁸ m/s	-10			
	< 10 ⁻⁹ m/s	-20			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	0	
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil					
Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektrondonor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	40
	> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	Kloroform og klormetan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	20	
	VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
	cDCE	5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
	Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet		
Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	
	> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil					
Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	16
	> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	
	> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
	> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering		
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	1	
Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	
Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering	1	
	-200 to 0 mV	1			
	0 to 200 mV	-1			
	> 200 mV	-2			
Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektrondonorer	1	
	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
	< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektrondonorer tilstede		
pH	6.5-7.5	3	Optimalt pH	3	
	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen	1	
	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig		
Ledningsevne	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	0	
	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel formering		
Logistiske faktorer					
Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	0	5
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørforinger og borer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten: behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	
Score				93	

Vurdering

Der er ikke fundet nogen jordforurening i den umættede zone. Den konstaterede jordforurening i den mættede zone vurderes at være grundvandstransporteret. Kilden til forureningen er ikke fundet og vurderes at være udvasket.

Der er udført en detaljeret horisontal og vertikal afgrænsning af jord- og grundvandsforureningen.

De hydrogeologiske forhold i hotspotområdet er meget vekslende, primært med morænelersaflejringer med indslag af sandlirer. Der pågår pt. treatability studier for at vurdere, om kemisk oxidation eller reduktiv deklorering kan anvendes som afværget metode.

Den væsentligste forureningsmasse er knyttet til lavpermeable aflejringer af moræneler i dybdeintervallet 5-20 m u.t.

Undersøgelsen viser, at der allerede sker reduktiv deklorering. Der er fundet indhold af cDCE på op til 3.400 µg/l. VC er også fundet, men i lavere koncentrationer (maksimalt 53 µg/l).

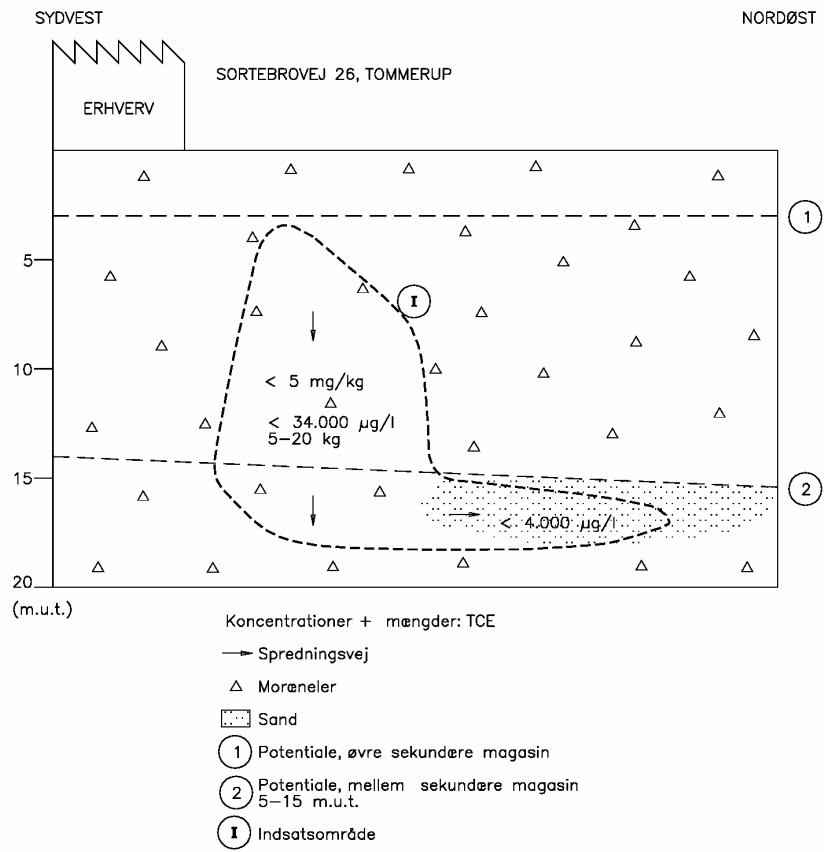
De geokemiske forhold er gunstige for reduktiv deklorering med lavt indhold af ilt og nitrat og indhold af opløst jern. Indholdet af organisk stof (NVOC) er lille, hvilket indikerer, at den naturlige nedbrydning er begrænset af elektrondonorer.

Den lave permeabilitet vil vanskeliggøre levering af elektrondonor til jorden. Et passivt system med en langsomtfrigivende elektrondonor vil være det mest nærliggende.

Adgangsforholdene er meget gode, og der er ingen bygninger i indsatsområdet. Desuden er der kun lille aktivitet på grunden (lager), hvilket gør lokaliteten meget attraktiv mht. adgangsforhold.

Overordnet er lokaliteten en god kandidat for at afprøve stimuleret reduktiv deklorering i lavpermeable aflejringer, som er meget almindelig i den østlige del af Danmark. De gode plads- og adgangsforhold muliggør direkte injection af en langsomtfrigivende elektrondonor.

Konceptuel model



Foto



Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Sortebrovej 26, Tommerup. Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tommerup
Adresse	Sortebrovej 26, Tommerup
Matr. nr.	matr. nr. 6am, Tommerup By, Tommerup
Grundejer	VMI Odense aps, Møllebakken 34, Tommerup
Forureningsaktivitet	På grunden har der i perioden 1886 til 1995 først været smedeværksted og senere maskinfabrik (Knarreborg Maskinfabrik). Kilde til forurening er affedtning af metalemner med TCE. Desuden forurening med oliekomponenter fra underjordiske tanke.
Nuværende arealanvendelse	Ejendommen og de tidligere produktionsbygninger anvendes i dag til lager
Risikoforhold	Grundvand og vandindvinding til Tommerup Vandværk
Undersøgelsesrapporter	Forureningsundersøgelse. Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, Tommerup. Marts 2000. Forureningsundersøgelse. Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, Tommerup. Supplerende undersøgelse. November 2001. Moniteringsrapport. Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. April 2003. Supplerende kildeopsporing. Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Maj 2003
Tidligere afværge	Ingen
Indsatsområde for afværge	Indsatsområdet for stimuleret reduktiv deklorering omfatter jord- og grundvandsforureningen på selve kildegrunden ned til 20 m u.t.
Indsatsområde for screening	5-20 m u.t. i kildeområde (primært moræneler)
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	De geologiske forhold veksler meget: I kildeområdet er der fundet moræneler ned til ca. 40 m's dybde. I moræneleren er der fundet vekslende lag af smeltevandsaflejringer af sand omkring 15 m's dybde (mest sandstriber) og igen omkring 30 m's dybde (deciderede sandlag med mægtighed på 0,5 - 3 m). Under moræneleren er der i dybdeintervallet 40-50 m u.t. fundet et udbredt lag af smeltevandssand med en mægtighed på ca. 10 m.
Relevante magasiner	Øvre sekundære magasin: Fra ca. 3-6 m u.t. Mellem sek. magasin. Fra 10-20 m u.t. Tykkelse typisk 0,1 - 1 m. Dog op til 4 m i nedstrøms retning. I kildeområdet er det vanskeligt at skelne mellem det øvre og mellemste sek. magasin, idet begge magasiner her består af moræneler med indslag usammenhængende sandstriber. I nedstrøms retning er der fundet et decideret sekundært magasin omkring 15 m u.t.. Dette sandlag er dog ikke fundet i boreriger uden for lokaliteten
Sediment i indsatsområde	Moræneler med usammenhængende sandstriber af sand (mellem-groft). I nedstrøms retning er der fundet et sammenhængende lag af groft sand med tykkelse op til 4 m.
Magasintype	Spændt
Grundvandspejl	Øvre sekundære magasin: 3-5 m u.t. Mellem sekundære magasin: 5-15 m u.t.
Strømningsretning	Øvre sek. magasin: Sydlig. Strømning er dog mest vertikale mod mellem sek. magasin Mellem sek. magasin: Nord-nordøstlig. I kildeområdet sker der en væsentlig nedadrettet strømning mod nedre sek. magasin
Hydraulisk ledningsevne	Ikke målt, men da der er tale om primært moræneler med sandstriber/lag, vil den hydrauliske ledningsevne variere efter sedimenttype (10^{-8} til 1×10^{-5} m/s). I nedstrøms retning er der fundet grovkornet sand. Ledningsevnen vurderes her i størrelsesorden 5×10^{-4} - 1×10^{-4} m/s.

Gradient	Øvre: meget varierende, idet magasinet ikke er sammenhængende Mellem: meget varierende, idet magasinet ikke er sammenhængende.
Porevandshastighed	Øvre: få meter om året Mellem: i kildeområdet få meter om året. I nedstrøms retning noget større, i strørrelsesorden 50 m/året (groft skøn idet der ikke er udført pumpeforsøg).
Grundvandstemperatur	Ca. 10 grader
Forureningsprofil	
Jordforurening	Hele jordforureningen findes i mættet zone. Generelt lavt indhold i jorden. Højeste indhold er omkring 5 mg/ TCE/kg TS. Dette indhold er fundet i 17 m's dybde. Jordforeningen først truffet fra 5-6 m's dybde og forureningen er her grundvandstransporteret. Kilden til forureningen er ikke fundet. Der er ikke fundet fri fase. Udbredelse: Den horisontale udstrækning af det kraftigste forurenede område udgør 500-700 m ² . PID målingerne viser, at der er sket en vertikal spredning af jordforureningen til 16-20 m's dybde. Forureningsmassen vurderes til 5-20 kg TCE. Hertil kan komme fri fase.
Poreluft	Generelt lavt indhold i poreluften (op til 5 mg TCE/m ³).
Grundvand	Øvre: Kun få målinger: TCE: 3700 ug/l, cDCE: 69 ug/l, VC: 1 ug/L Mellem: TCE: 32.000 ug/l, cDCE: 3400 ug/l, VC: 53 ug/l. Mængde i øvre og mellem: 1-2 kg TCE (groft skøn)
Faneudbredelse	<u>Øvre:</u> > 10 ug/l: ca. 70 m lang, 40 m bred > 1000 ug/l: ca. 30 m lang og 20 m bred <u>Mellem:</u> > 10 ug/l: ca. 100 m lang, 45 m bred >1000 ug/l: ca. 50 m lang og 30 m bred
Ethen i grundvand	Ikke målt
VC fane nedstrøms DCE fane	Nej
DCE fane nedstrøms TCE fane	Nej, men der findes VC, cDCE sammen med TCE i nedstrøms retning.
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Nej ikke i område med TCE forurening.
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	Ikke målt
Redoxforhold	Nitrat-jernreducerende uden nitrat og med indhold af jern og mangan. Generelt er redoxforholdene ikke særligt godt belyst. Jern- og iltanalyser ser ud til at være påvirket af prøvetagningen. Det er dog angivet, at jern(II) analyser er filtreret i felten.
Ilt	< 1mg/l ? Målinger op til 7,7 mg/l (påvirkning fra prøvetagningen)
Nitrat	< 0,5 mg/l
Sulfat	55-110 mg/l
Opløst jern	0,15-0,55. Evt. påvirket ved prøvetagningen
Methan	Ikke målt
Redoxpotentiale	Ikke målt
NVOC	2-4 mg/l
pH	7-7,5
Bicarbonat	270-510 mg/l
Ionstyrke (ledningsevne)	66-112
Logistiske faktorer	

Adgangsforhold	Meget gode. Ingen bygninger i indsatsområdet
Tekniker	Nej men lokalitet ligger i byområde
Eks. pump & threat	Nej, men mange monitoringsboringer
Elektricitet, vand, sanitet	Ja
Afstand til bygninger	>10
Afstand til indvindings-boringer og recipienter	150 m. Tommerup Vandværk indvinder fra ca. 40-50 m u.t.

Resultat af screening

Sortebrovej 26, Tommerup, kildeområde I moræner

Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Åbne point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil					
Afgrænsning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	5	
	2-D (horisontal)	2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrakkes	2	
	< 20 m	2			
	< 30 m	1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrakkes	5	
	< 75 m	4			
	< 100 m	3			
	< 200 m	2			
	< 300 m	1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	-10	
	10 ⁻⁶ m/s	10			
	10 ⁻⁷ m/s	0			
	< 10 ⁻⁹ m/s	-20			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	2
	> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testesultater.		
Forureningsprofil					
Samkøsterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
	> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
Samkøsterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klormetan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldständig nedbrydning.	i.o.	
	VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
	cDCE	5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
	Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet		
Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	20
	> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL; kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil					
Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	
	> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	3	
	> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
	> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering		
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering		
	-200 to 0 mV	1			
Redoxpotentiale	0 to 200 mV	-1	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	> 200 mV	-2			
	> 20 mg/L	3			
Opløst organisk stof (NVOC)	5 - 20 mg/L	1	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer	0	
	< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
	6.5-7.5	3	Optimalt pH		
pH	5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate	3	
	< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	1	
	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet		
Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel forering	0	10
Logistiske faktorer					
Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrakkes	0	
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrakkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørledninger og boringer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	0	
Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten: behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	10
Score				42	

Vurdering

Der er tale om en tidligere asfaltfabrik, hvor der er sket deponering. Der er sket forurening i 3 forskellige sekundære magasiner i dybder op til ca. 30 m. Forureningsmassen er relativt lille (< 5 kg i alt). Forureningsindholdet er lavt typisk under 500 µg/l. Kilden til forureningen vurderes udvasket.

Screeningen er gennemført for det nedre sekundære magasin på den vestlige del af lokaliteten. Her er forureningen fundet i den øverste del af magasinet. Forureningen i de sekundære magasiner på den østlige del af lokaliteten er fundet i bunden af magasinet – i stor dybde - det vurderes derfor ikke som værende realistisk at gennemføre stimuleret *in situ* reduktiv deklorering i dette område.

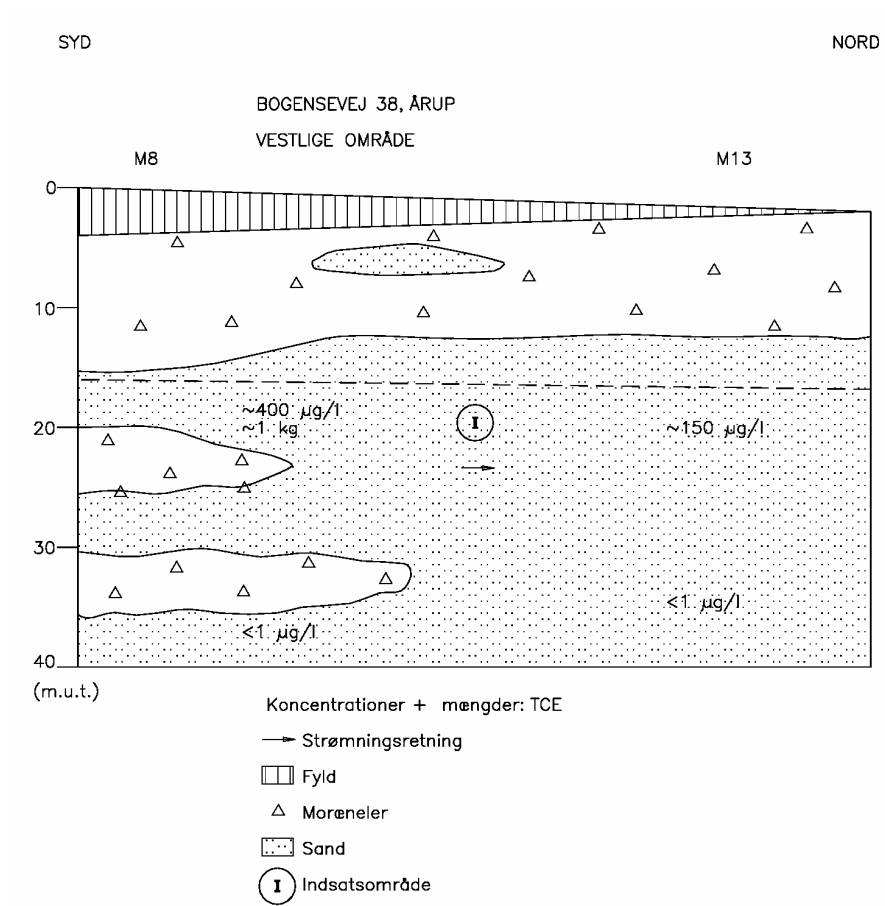
De geologiske og hydrogeologiske forhold er belyst både vertikalt og horisontalt.

Derimod er udbredelsen af forureningen ikke fuldstændig kortlagt.

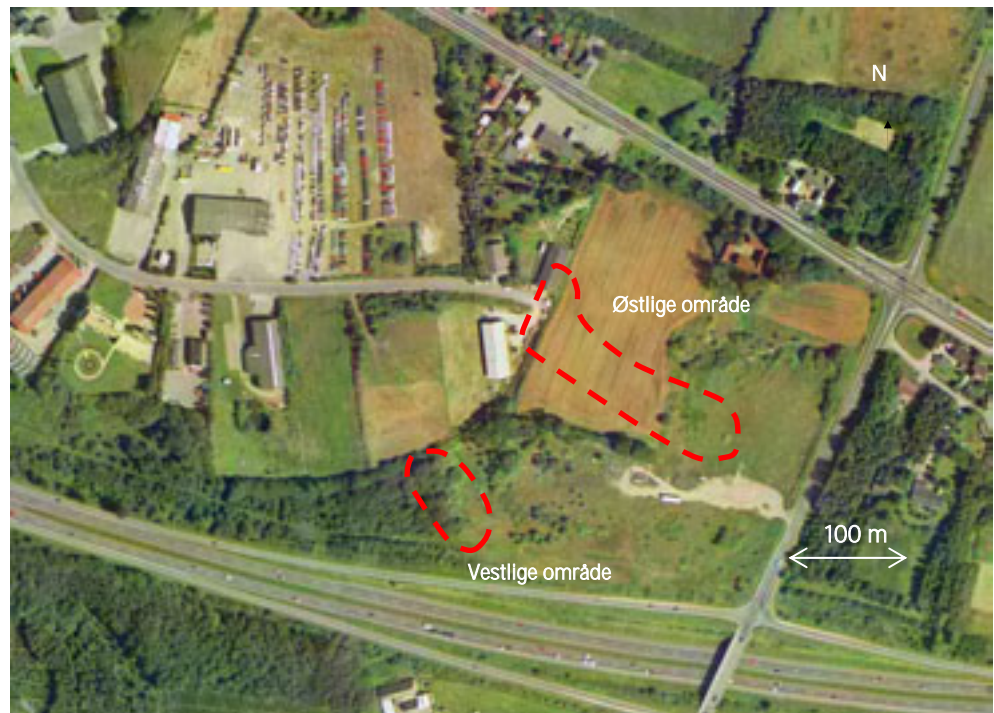
De geokemiske forhold viser aerobe forhold i de sekundære magasiner – der er således ikke gunstige forhold for reduktiv deklorering. I den østlige del er der i overensstemmelse hermed ikke fundet nedbrydningsprodukter. I den vestlige del er der fundet betydelige mængder af cDCE, men nedbrydningen vurderes at være sket i den umættede zone.

- Adgangsforholdene er gode uden nærliggende bygninger.
- Lokaliteten vurderes ikke egnet til at indgå i en efterfølgende fase 2 ud fra følgende betragtninger:
- Forureningsindholdet er lavt (under 500 µg/l), hvilket vurderes for lavt til et pilotprojekt
- Forureningsudbredelsen er ikke fuldstændig belyst
- Forureningen findes i relativt stor dybde (>20 m), hvilket medfører store udgifter til borearbejde
- Forureningen i den østlige del af grunden ligger i bunden af magasinet
- De geokemiske forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering

Konceptuel model



Foto



Forureningsafgrænsning er usikker

Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Bogensevej 39, Årup. Forurennet lokalitet nr. 499-10.
Adresse	Bogensevej 39, Årup
Matr. nr.	23, Hækkebølle By og 1ah, Gribsvad by.
Forureningsaktivitet	Indtil 1960 landbrug Efter 1960 - først 1970'erne: Asfaltfabrik, grusgrav. Grusgrav opfyldt med jord, rester fra asfaltfabrik, bygningsaffald, asfalt tjærerester
Nuværende arealanvendelse	Ingen anvendelse ligger ubenyttet hen
Risikoforhold	Grundvand, indvinding Etterup Grønnemose Vandværk
Undersøgelserapporter	Undersøgelse af affaldsdepot nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup. April 1993. Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup. Supplerende undersøgelse. December 1995. Forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup. Videreført supplerende undersøgelse. August 1997. Forureningsundersøgelse. Forurennet lokalitet nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup. Supplerende undersøgelse. September 2000. Forureningsundersøgelse. Forurennet lokalitet nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup. Placering af monitoringsboring. Maj 2002. Forureningsundersøgelse. Forurennet lokalitet nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup. Ny monitoringsboring. Maj 2003.
Tidligere afværge	Ingen
Indsatsområde for afværge	Grundvand, sekundære magasiner
Indsatsområde for screening	Nedre sekundære magasin, vestlige område. Det øvre og nedre sekundære magasin i det østlige område vurderes ikke realistisk at oprense med stimuleret reduktiv deklorering pga. forurening kun er udbredt i den nederste del af magasinet og i relativ stor dybde.
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Meget varieret Østlige område: kote ca. 75 m. Ca. 30 m sand: fin-groft med enkelte indslag af moræneler. Vestlige område: kote ca. 70 m: Øverst moræneler med sandindslag til ca. 10 m's dybde. Herunder sand (mellem-groft) ned til kote 35 m, ca. 25 m tykt.
Relevante magasiner for oprensning	<u>Østlige område</u> øvre sekundære magasin: Sand (mellem-groft). Fra kote 60 m til ca. 47-50 m <u>Vestlige område</u> nedre sek. magasin: sand (fin-groft, med grusindslag), kote ca. 57-35 m
Sediment	Sand: fin groft
Magasintype	Frit
Grundvandsspejl	Østlige område: ca. 15 m u.t., kote ca. 60 Vestlige område: ca. 15 m u.t. (kote ca. 56-57)
Strømningsretning	Nord-nordøst
Hydraulisk ledningsevne	$>10^{-5}$ m/s
Gradient	Østlige område: 0,5 % Vestlige område: 1,5 %
Porevandshastighed	Ikke oplyst
Forureningsprofil	
Jordforurening	TCE: 0,78 mg/kg, cDCE: 0,1 mg/kg

Poreluft	TCE: 33 mg/m ³ , PCE: < 1 mg/m ³
Grundvand	<p>Østlige område: Øvre sek. magasin ved M3 og M9: TCE: 480 µg/l, ingen nedbrydningsprodukter (under detektionsgrænsen)</p> <p>Højeste koncentrationer i bunden af magasinet Mængde 2,5 kg TCE.</p> <p>Nedre sek. magasin: TCE: 120 µg/l, ingen PCE eller nedbrydningsprodukter (mindre end detektionsgrænse)</p> <p>Mængde: 0,5 kg TCE.</p> <p>Vestlige område: Nedre sek. magasin: TCE: 91 (170) µg/l, DCE: 123 (560) µg/l, VC: 1,3 µg/l, CM: 1,3 µg/l. Parantes angiver forskellige oplysninger. 0,5 kg TCE og 0,5 kg DCE</p> <p>Højeste indhold i toppen af magasin. Ingen forurening i bund af magasin.</p>
Faneudbredelse	<p>Østlige område, øvre sekundære magasin: >100 m</p> <p>Vestlige område: ca. 80 m</p>
Ethen i grundvand	Ikke målt
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Ingen
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	ikke oplyst
Redoxforhold	Aerobt
Ilt	<p>Østlige område: 10-13</p> <p>Vestlige område: 11</p>
Nitrat	<p>Østlige område: 17-19</p> <p>Vestlige område: 14</p>
Sulfat	<p>Østlige område: 35-53</p> <p>Vestlige område: 30</p>
Opløst jern	<p>Østlige område: 0,21-0,54 mg/l ? Sandsynligvis påvirkning fra prøvetagningen</p> <p>Vestlige område: 0,7 mg/l ? Sandsynligvis påvirkning fra prøvetagningen</p>
Methan	Ingen analyser
Redoxpotentiale	Ingen analyser
NVOC	Ingen analyser
pH	7-7,5
Bicarbonat	Ingen analyser
Ionstyrke (ledningsevne)	<100 mS/m
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Gode
Tekniker	Ingen
Eks. pump & threat	nej
Elektricitet, vand, sanitet	nej
Afstand til bygninger	Ingen bygninger
Afstand til indvindings-boringer og recipienter	>500 m

Resultat af screening

Bogensevej 38, Årup - nedre sek. magasin, vestlige område

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opråede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil						
Afgrensning af forureningsfane	3-D		5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	0	
	2-D (horisontal)		2	Kendskab til horisontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgrænsning		
Dybde af forureningsfane	< 10 m		3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokalteter med kort afstand til grundvandet foretrakkes	1	
	< 20 m		2			
	< 30 m		1			
Bredde af forureningsfane	< 50 m		5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrakkes	4	
	< 75 m		4			
	< 100 m		3			
	< 200 m		2			
	< 300 m		1			
Hydraulisk ledningsevne	> 10 ² m/s		20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	20	
	10 ⁶ m/s		10			
	10 ⁷ m/s		0			
	10 ⁸ m/s		-10			
Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%		2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	25
	> 1%		-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil						
Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L		2	Eksisterende elektron donor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
	> 10 mg/L		-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L		-5	kloroform og klorometan hæmmer reduktiv deklorering af klorethener	0	
Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen		20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	i.o.	
	VC		10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	0	
	cDCE		5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
	Ingen nedbrydningsprodukter		-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	0	
Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L		5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	0	5
	> 100 mg/L		-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil						
Opløst ilt	< 0.5 mg/L		3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	-3	
	> 3.0 mg/L		-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Nitrat	< 1 mg/L		3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	-3	
	> 5 mg/L		-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorering		
Sulfat	< 50 mg/L		3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
	> 250 mg/L		-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorering		
Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L		1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	0	
Metan	> 0.1 mg/L		3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
Redoxpotentiale	< -200 mV		2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorering		
	-200 to 0 mV		1			
	0 to 200 mV		-1	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorering	i.o.	
	> 200 mV		-2			
Opløst organisk stof (NVOC)	> 20 mg/L		3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektron donorer	i.o.	
	5 - 20 mg/L		1	Eksisterende forsyning af elektron donorer		
	< 5 mg/L		0	Begrænset mængde af elektron donorer tilstede		
pH	6.5-7.5		3	Optimalt pH	3	
	5.0-6.0 eller 8.0-9.0		-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
	< 5.0 or > 9.0		-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L		1	Bufferkapacitet er gunstig	i.o.	
	< 25 mg/L		-1	Ubetydelig bufferkapacitet		
Ledningsevne	Brakvand (50% havvand)		-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel forering	0	-3
Logistiske faktorer						
Adgang til lokalitet	Begrænset		-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Fuld adgang for projektets medarbejdere foretrakkes	0	
Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt		5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrakkes for at reducere driftsomkostninger	5	
Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende		5	Eksisterende rørforinger og borer kan genbruges	0	
Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt		5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	0	
Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone		-5	Stimuleret reduktiv deklorering kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	0	
Afstand til drikkevandsboringer eller recipienter	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet		-5	Stimuleret deklorering kan påvirke grundvandskvaliteten: behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	5
Score					32	

Vurdering

Der er tale om en eksisterende industrivirksomhed med forurening med TCE og krom(VI). Den væsentligste forurening findes i det øvre sekundære magasin fra ca. 3-7 m u.t.

De geologiske og hydrogeologiske forhold er først og fremmest belyst horisontalt. Der er tale om morænelersaflejringer med mere eller mindre sammenhængende sandlag. Den relativt hurtige horisontale udbredelse af kromforureningen indikerer en relativ stor strømningshastighed.

Grundvandsforureningen er hovedsageligt undersøgt i det øvre sekundære magasin. Det er også her den største forureningsspredning vurderes at være sket. Forureningen er dog ikke fuldtænding afgrænset horisontalt (især kromforureningen) eller vertikalt.

De geokemiske forhold viser aerobe-nitratreducerende forhold i de sekundære magasiner. Det formodes dog at der er mikronicher med mere reducerede forhold. Der er således fundet indhold af cis DCE op til ca. 500 µg/l. Indholdet af VC er mindre end 10 µg/l.

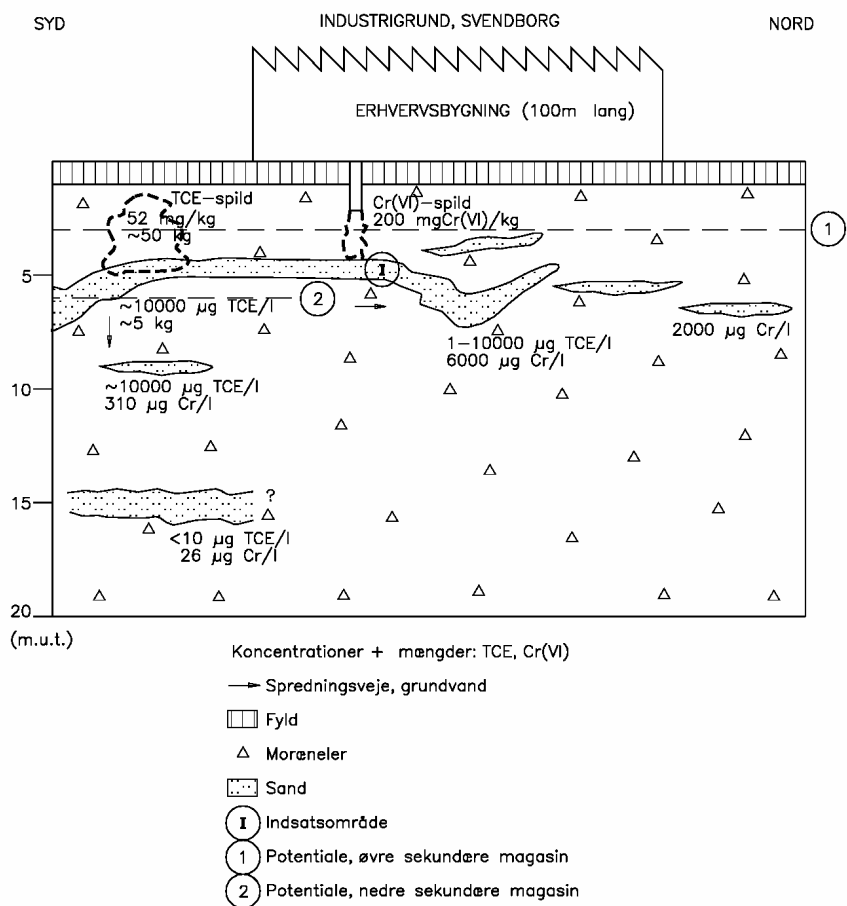
Adgangsforholdene er rimelige. Kildeområdet for TCE forureningen er udendørs, men tæt på bygninger. En stor del af fanen ligger under eksisterende industribygning. Det er dog muligt at udføre borer og injicere elektrondonor under bygningerne.

Forureningen vurderes egnet til at indgå i projektets fase 2 idet:

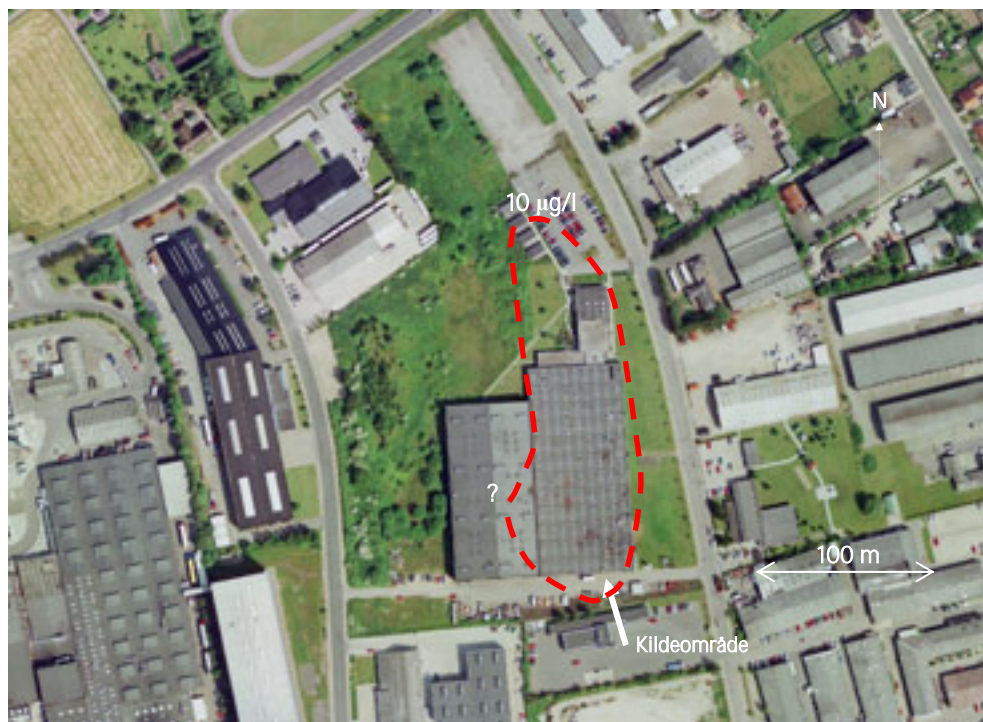
- Lokaltiteten repræsenterer en typisk østdansk lokalitet hvor forureningsspredningen hovedsageligt sker i sandlag i morænelersaflejringer
- Lokaltiteten er interessant, idet der også er en forurening med krom(VI) i grundvandet. Den reductive deklorering skal både nedbryde de klorerede opløsningsmidler og reducere krom(VI) til krom(III) (som er immobil i grundvandet).
- Kildeområdet oprenses i marts 2004

Passive metoder med anvendelse af en langsomt frigivende elektrondonor vurderes som den mest relevante metode på lokaliteten.

Konceptuel model



Foto



Isol inje angiver forurening med klorerede opløsningsmidler

Datablad	
Basisoplysninger	
Lokalitet	Eksisterende industrivirksomhed, Svendborg
Adresse	Svendborg
Forureningsaktivitet	Eksisterende industrivirksomhed (maskinfabrik og galvanisering)
Nuværende arealanvendelse	Eksisterende industrivirksomhed
Risikoforhold	Grundvand
Undersøgelserapporter	Undersøgelse af affaldsdepot nr. 499-10, Bogensevej 39, Aarup.
Tidligere afværge	Afværgepumpning
Indsatsområde for afværge	Grundvand, sekundære magasin
Indsatsområde for screening	Sekundære magasin
Geologi og hydrogeologi	
Geologi	Øverst 1 m fyld, herunder mindst 30 m moræneler med indslag af sand. I kildeområdet findes et sandlag omkring 3-7 m's dybde med en mægtighed på 0,3-1,5 m. Tynde sandstriber forekommer i 9 m's dybde i B9 i kildeområdet. I 14-15 m's dybde er der fundet grusindslag med en m's tykkelse.
Relevante magasiner for oprensning	Øvre sekundære magasin. Der findes et sammenhængende sandlag i kildeområdet omkring 3-7 m's dybde med en mægtighed på ca. 0,3-1,5 m. I nedstrøms retning bliver sandlaget tyndere og yderst i fane er det mest sandslirer i moræneleren.
Sediment	Sand: fin-groft
Magasintype	Spændt
Grundvandsspejl	Ca. 3 m u.t.
Strømningsretning	Nordlig
Hydraulisk ledningsevne	Ikke opgivet, men vurderes til ca. 10^{-5} m/s i sandlagene
Gradient	Ikke entydig, men varierer meget fra boring til boring.
Porevandshastighed	Ikke opgivet?
Forureningsprofil	
Jordforurening	TCE: Op til 52 mg/kg TS (B2) Ca. 1000 tons jord forurennet (ca. 50 kg TCE). Cr(VI): op til 200 mg/kg TS
Poreluft	Ikke målt
Grundvand	Data fra 2003: TCE: <5.000 µg/l, cDCE µg/l: <150, VC: <5 µg/l Ca. 5 kg opløst i grundvandet.
Faneudbredelse	Den kraftigste grundvandsforurening er spredt ca. 100 m fra kildeområdet. Forureningen er ikke fuldstændigt afgrænset horisontalt eller vertikalt.
Ethen i grundvand	< 10 µg/l
Øvrige forureningskomponenter i grundvand	Cr(VI): I 2003 målt op til 6.100 µg/l i det sekundære grundvand. Fane: Udbredelsen er > 150 m lang og > 80 m bred
Geokemisk profil	
Org. stof i sediment	Ikke målt
Redoxforhold	Aerob-nitratreducerende
Ilt	<0,95 – 5,8 (seneste målinger i 2003)
Nitrat	<0,5 – 6,8
Sulfat	22 – 84
Opløst jern	<0,01 – 0,24

Methan	<0,01
Redoxpotentiale	36 - 168
NVOC	2,8 – 12, men typisk under 5 mg/l
pH	6,9 – 7,5
Bicarbonat	330 – 450
Ionstyrke (ledningsevne)	74 – 108
Logistiske faktorer	
Adgangsforhold	Middel: Kildeområde tilgængeligt. En stor del af fane ligger under bygning
Tekniker	Ja på virksomheden
Eks. pump & treat	Ja
Elektricitet, vand, sanitet	ja
Afstand til bygninger	<10
Afstand til indvindings-boringer og recipienter	Nærmeste vandindvinding er Grubbemølleværket: 1,2 km Nærmeste recipient er Trappebækken ½ km øst for virksomheden.

Resultat af screening

Industrigrund, Svendbog - øvre sekundære magasin

	Parameter	Screeningsværdi	Vægtning	Forklaring	Opnåede point	Delscore
Forundersøgelse og hydrogeologisk profil						
	Afgrensning af forureningsfane	3-D	5	Fuldstændig afgrænset forureningsfane begrænser yderligere undersøgelser	0	
		2-D (horizontal)	2	Kendskab til horizontale spredningsveje. Nødvendig med vertikal afgræsning		
	Dybde af forureningsfane	< 10 m	3	Dybden af fanen vil øge omkostningerne. Lokaltiter med kort afstand til grundvandet foretrækkes	3	
		< 20 m	2			
		< 30 m	1			
	Bredde af forureningsfane	< 50 m	5	Brede faner øger omkostningerne. Smalle faner foretrækkes	3	
		< 75 m	4			
		< 100 m	3			
		< 200 m	2			
		< 300 m	1			
	Hydraulisk ledningsevne	> 10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaliteter med høj permeabilitet gør tilsætning og spredning af substrat nemmere	20	
		10 ⁻⁶ m/s	10			
		10 ⁻⁷ m/s	0			
		10 ⁻⁸ m/s	-10			
		< 10 ⁻⁹ m/s	-20			
	Indhold af organisk kulstof i sediment	< 0.01%	2	Lavt indhold af organisk kulstof minimerer behovet for behandling af den sorberede fase	i.o.	26
		> 1%	-5	Højt indhold af organisk kulstof giver høj sorption og komplicerer vurderingen af testresultater.		
Forureningsprofil						
	Sameksisterende forurening med oliekomponenter	> 0.1, men < 5 mg/L	2	Eksisterende elektrondonor er tilstede og støtter opretholdelsen af anaerobe forhold	0	
		> 10 mg/L	-5	LNAPL kan være tilstede, hvilket kan interferere med pilottesten		
	Sameksisterende CM og TeCM	> 1 mg/L	-5	kloroform og klormetan hæmmer reduktiv deklorerings af klorethener	0	
	Nedbrydningsprodukter af PCE og TCE	Ethen	20	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede. Gunstig med fuldstændig nedbrydning.	0	
		VC	10	<i>Dehalococcoides</i> sandsynligvis tilstede	10	
		cDCE	5	Tydelig dekloreringsaktivitet	5	
		Ingen nedbrydningsprodukter	-5	Eksisterende forhold indikerer ingen dekloreringsaktivitet	0	
	Total koncentration af klorethener	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationsniveau tilstrækkeligt til at påvise effektiv behandling	5	20
		> 100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerer tilstedeværelse af fri fase DNAPL: kan interferere med fortolkningen af data fra pilottest.		
Geokemisk profil						
	Opløst ilt	< 0.5 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorerings	-3	
		> 3.0 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorerings		
	Nitrat	< 1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorerings	0	
		> 5 mg/L	-3	Eksisterende forhold er hæmmende for reduktiv deklorerings		
	Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal mulighed for at sulfat fungerer som konkurrerende elektronacceptor	0	
		> 250 mg/L	-3	Sulfat udgør et potentiale for at forsinke eller forstyrre den reduktive deklorerings		
	Opløst jern, Fe(II)	> 1 mg/L	1	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorerings	0	
	Metan	> 0.1 mg/L	3	Eksisterende forhold gunstige for reduktiv deklorerings	0	
	Redoxpotentiale	< -200 mV	2	Eksisterende forhold stærkt gunstige for reduktiv deklorerings		
		-200 to 0 mV	1			
		0 to 200 mV	-1			
	Opløst organisk stof (NVOC)	> 200 mV	-2	Eksisterende forhold er ikke gunstige for reduktiv deklorerings	-1	
		> 20 mg/L	3	Betydeligt eksisterende forsyning af organiske elektrondonorer		
	pH	5 - 20 mg/L	1	Eksisterende forsyning af elektron donorer	0	
		< 5 mg/L	0	Begrænset mængde af elektrondonorer tilstede		
	pH	6.5-7.5	3	Optimalt pH	3	
		5.0-6.0 eller 8.0-9.0	-1	Gunstige forhold for vækst af bakteriekulturer i akviferen, dog med langsom vækstrate		
		< 5.0 or > 9.0	-5	Forholdene hæmmer vækst af bakteriekulturer i akviferen		
	Hydrogenkarbonat (alkalinitet)	> 100 mg/L	1	Bufferkapacitet er gunstig	1	
	Ledningsevne	< 25 mg/L	-1	Ubetydelig bufferkapacitet	0	0
		Brakvand (50% havvand)	-10	Usædvanlig stor ionstyrke kan hæmme bakteriel formering	0	
Logistiske faktorer						
	Adgang til lokalitet	Begrænset	-3	Sikkerhedsbevogtede lokaliteter eller begrænset adgang giver dårlige arbejdsforhold. Full adgang for projektets medarbejdere foretrækkes	-3	
	Tekniker, lokal eller på lokaliteten	Tilgængeligt	5	Lokal assistance (evt. på lokaliteten) foretrækkes for at reducere driftsomkostninger	5	
	Eksisterende pumpe & treat afværgeanlæg	Eksisterende	5	Eksisterende rørforinger og borerings kan genbruges	0	
	Elektricitet, vand og sanitet	Tilgængeligt	5	Tilgængeligt vand, elektricitet og sanitetsfaciliteter øger designmulighederne og kan reducere omkostninger	5	
	Afstand til bygninger	Boligbebyggelse over eller nær behandlingszone	-5	Stimuleret reduktiv deklorerings kan potentielt danne metan og vinylklorid. Ved anvendelse af metoden tæt på bebyggelse, skal man være opmærksom på risiko for påvirkning af indeklimaet	-5	
	Risiko for påvirkning af drikkevandsboringer eller recipienter ved behandlingen	Drikkevandsboringer eller recipienter tæt på behandlingsområdet	-5	Stimuleret deklorerings kan påvirke grundvandskvaliteten; behandling tæt på drikkevandsboringer eller recipienter bør undgås	0	2
Score					48	

Appendiks G Erfaringer fra Holland

IN-SITU ENHANCED REDUCTIVE
DECHLORINATION

Experiences in the Netherlands

Final report

Contractor: COWI A/S, Denmark
Project title: In-situ enhanced reductive dechlorination
Experiences in the Netherlands

Project code: 2003.2161
Document type: Report
Publication date: December 17th, 2003
Project leader: M.Sc. M.J.C. Henssen
Author(s): M.Sc. N.J.P. van Ras, M.Sc. M.J.C. Henssen

Keywords: bioremediation, reductive dechlorination, in-situ,
chlorinated solvents

Bioclear b.v.
Post address:
P.O. Box 2262, 9704 CG Groningen
The Netherlands
Visit address:
Rozenburglaan 13c, Groningen
The Netherlands
Telephone: 31 (0) 50 571 8455
Telefax: 31 (0) 50 571 7920
E-mail: info@bioclear.nl
Website: www.bioclear.nl

All rights reserved. No part of this material may be reproduced or utilized in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopy, recording or by any information storage and retrieval system, without written permission from Bioclear.

© Bioclear b.v.

Bioclear supports industry, authorities, engineering companies and institutes in the area of environmental technology

For all orders to Bioclear the General Conditions for research orders to Bioclear, as registered at the Chamber of Commerce at Groningen, are applicable.

1. Introduction

At the request of Mr. N.E. Bordum of COWI A/S in Denmark, an overview has been given concerning the status and use of Enhanced Reductive Dechlorination (ERD) in the Netherlands as a remediation approach for sites contaminated with chlorinated ethenes. The activities have been performed according to the proposal with reference 2003.2161/1717, dd. 29 September 2003 and confirmation with reference P-058326-A-1/NBR, dd. 3 October 2003.

The goal of the review study is to provide a broad overview of ERD, including scientific knowledge, but also practical experiences. Bioclear has extensive knowledge and practical experience in the field of ERD. This knowledge has been developed in the Netherlands over the last 15 years. In this report, the status of ERD in the Netherlands, the most important practical experiences and the goals that have been achieved are discussed. The emphasis is put on the use of ERD in clay soils.

The following information is provided:

1. the approach used in the planning phase of ERD, and the use and function of laboratory testing in this approach;
2. ways of delivery of substrates, and the types of substrates used;
3. how to handle regulatory permits for introduction of chemicals and microbes into the subsurface;
4. an overview of the remediations that have been performed and/or are currently performed with ERD, including data on soil type, contaminants, types of substrates, redox conditions, project scale and method of substrate delivery.

In chapter 2, a general overview of reductive dechlorination is given, and the situation concerning the redox conditions and organic carbon content in the Netherlands is presented. In chapter 3, the process to evaluate the possibilities of ERD is presented, together with a description of the use and function of field and laboratory testing. In chapter 4, electron donors and techniques to deliver the electron donors that can be used are presented and practical experiences are given. In chapter 5, the legislation in the Netherlands concerning the introduction of chemicals and micro organisms is presented. Chapter 6 provides an overview of ERD projects in the Netherlands.

2. Reductive dechlorination

2.1. Degradation of chlorinated ethenes

Over the last two decades, numerous laboratory and field studies have shown that chlorinated ethenes can be degraded to harmless end products by micro-organisms. The degradation process can occur through three different processes:

- mineralisation, the contaminant is used as an electron donor;
- co-metabolic degradation, in which the degradation of the contaminant is fortuitous, without benefit for the micro-organism;
- reductive dechlorination, in which the contaminant is used as an electron acceptor.

Reductive dechlorination is the most important process for the degradation of chlorinated ethenes. During this process, the chlorinated ethenes are used as electron acceptor. Stepwise a chlorine atom is removed and replaced with a hydrogen atom. In general, this process occurs by sequential dechlorination from PCE to TCE to DCE (mainly the *cis*-isomer) to VC and then to ethene and/or ethane. The chlorine atoms are released as chloride ions.

2.2 Prerequisites for reductive dechlorination

When favourable conditions prevail, chlorinated ethenes can be degraded to harmless end products like ethene and ethane by specific micro-organisms. For complete degradation of chlorinated ethenes by reductive dechlorination, the following prerequisites have to be met simultaneously:

- presence of strongly reduced conditions (methanogenic);
- sufficient electron donor (the 'substrate' for dechlorinating micro organisms) of good quality;
- presence of specific micro organisms capable of degrading chlorinated ethenes to harmless end products.

Other preconditions are a favourable pH (5.5 – 8.5), the presence of sufficient nutrients (nitrogen and phosphorous sources) and trace elements and the absence of toxic compounds that limit biological activity.

2.3. Situation in the Netherlands

In the coastal provinces of the Netherlands the soil mainly consists of clay and peat. In these soils, the organic carbon content is often high (up to 40 to 50 mg/l) and sufficient to sustain intrinsic reductive dechlorination of chlorinated ethenes. Because of the high organic carbon content, redox conditions are often favourable for reductive dechlorination. A natural attenuation approach can be a feasible technique for contaminations with chlorinated ethenes. In the Eastern and Southern parts of the Netherlands, the soil mainly consists of sand with low organic carbon content and unfavourable redox conditions. Natural attenuation is only feasible if another anthropogenic contamination is present which can be used as electron donor, in sufficient quantities. As this is rarely the case, the biological degradation of chlorinated ethenes has to be stimulated by adding an electron donor (ERD) or an electron donor and dechlorinating micro-organisms (bio-augmentation).

Based on the results of numerous field investigations, a chart of the Netherlands has been made to visualize the capacity for natural attenuation based on the organic carbon content of the groundwater (figure 1).

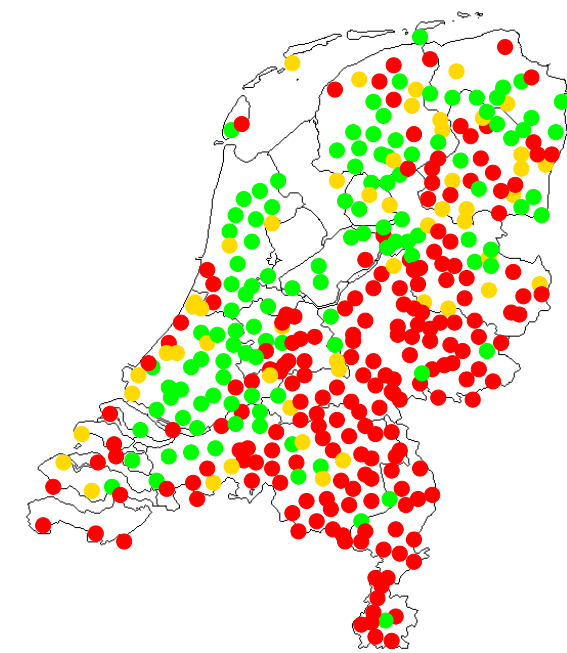


Figure 1. Capacity for natural attenuation based on organic carbon content at a depth of 10 m-bgl in the Netherlands

● = sufficient organic carbon, ● = neutral balance ● = insufficient organic carbon

Such charts can be used in an early stage of the site investigation to gain insight in the possibilities for natural attenuation of a chlorinated ethenes contamination based on the area the site is located in. If conditions appear to be favourable, specific parameters can be incorporated in first field investigations aimed at the delineation of the contamination, like analyses for ethene and ethane, TOC and redox parameters. The decision to investigate biological processes as a (part of the) remediation strategy can then be made early, optimising the spending of time and budget.

3. Implementing an ERD remediation

3.1. Enhanced reductive dechlorination

A contamination with chlorinated ethenes can be remediated using biological reductive dechlorination processes. As mentioned before, the prerequisites for reductive dechlorination have to be met simultaneously. In some cases, the conditions at a contaminated site already satisfy the prerequisites for reductive dechlorination, without any technical 'interference'. In these cases, natural attenuation might be a suitable remediation approach. When the prerequisites are not met, the conditions may be optimised by adding a suitable electron donor (enhanced reductive dechlorination). The electron donor is used to reduce electron acceptors (oxygen, nitrate, trivalent iron and sulphate) present or supplied by inflowing groundwater. This creates highly reduced conditions that are favourable for the degradation of chlorinated ethenes. In addition, the organic material is used as electron donor for the reductive dechlorination of the chlorinated ethenes.

In some cases, the addition of an electron donor is not sufficient to stimulate the reductive dechlorination because no micro-organisms are present that can degrade the chlorinated ethenes to harmless end products. This is often encountered in areas with sandy aquifers where the groundwater has elevated concentrations of nitrate and/or sulphate and a low concentration of electron donor (TOC). The conditions have not been favourable for the development of a microbial community that is capable of complete reductive dechlorination. At these sites, the addition of an electron donor and a microbial dechlorinating consortium can be the solution to achieve biological remediation. This is called bio-augmentation. The addition of the electron donor reduces the groundwater until favourable redox conditions prevail, the amount of electron donor for the reductive dechlorination process is increased and the addition of dechlorinating micro-organisms leads to a rapid and complete breakdown of the contamination.

3.2. Approach

In figure 2, the approach used in initial site investigation is visualized. During initial site investigation, the contaminant situation is determined and the 'urgency' and 'deadline' before the remediation must be started is defined. As mentioned before, the incorporation of specific parameters in this initial site investigation can help selecting appropriate remediation techniques for the site.

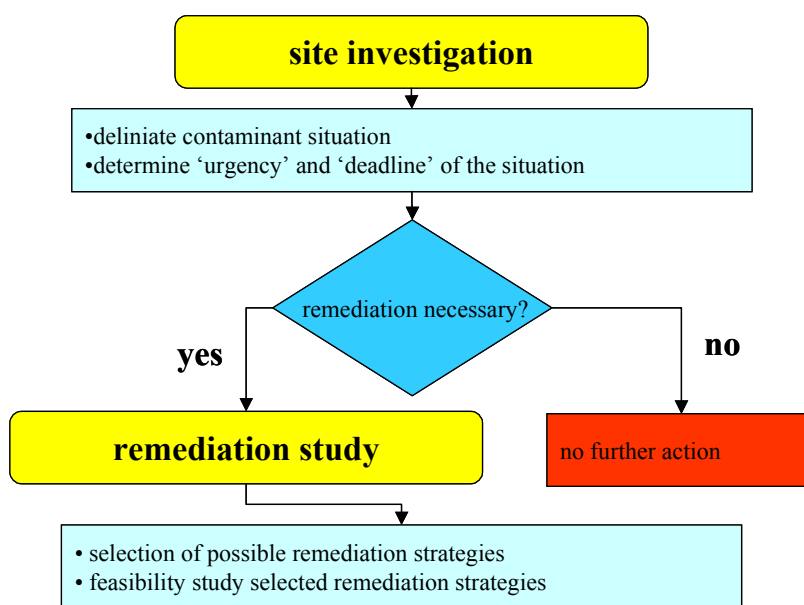


Figure 2. Approach initial site investigation

To evaluate the possibilities for reductive dechlorination to remediate a site and to decide what remediation strategy is necessary to achieve the remediation targets, a feasibility study has to be performed. This study typically consists of the following successive activities:

- a groundwater characterisation to determine the conditions that are present at the site;
- anaerobic degradation tests to evaluate the effect of the addition of an electron donor and, if necessary, a dechlorinating microbial consortium, and to determine degradation rates;
- three-dimensional modelling to predict the evolution of the contaminant plume when the selected remediation approach is implemented;
- evaluation of the feasibility by comparison of the predicted results with the remediation targets.

The approach for this feasibility study is visualized in figure 3.

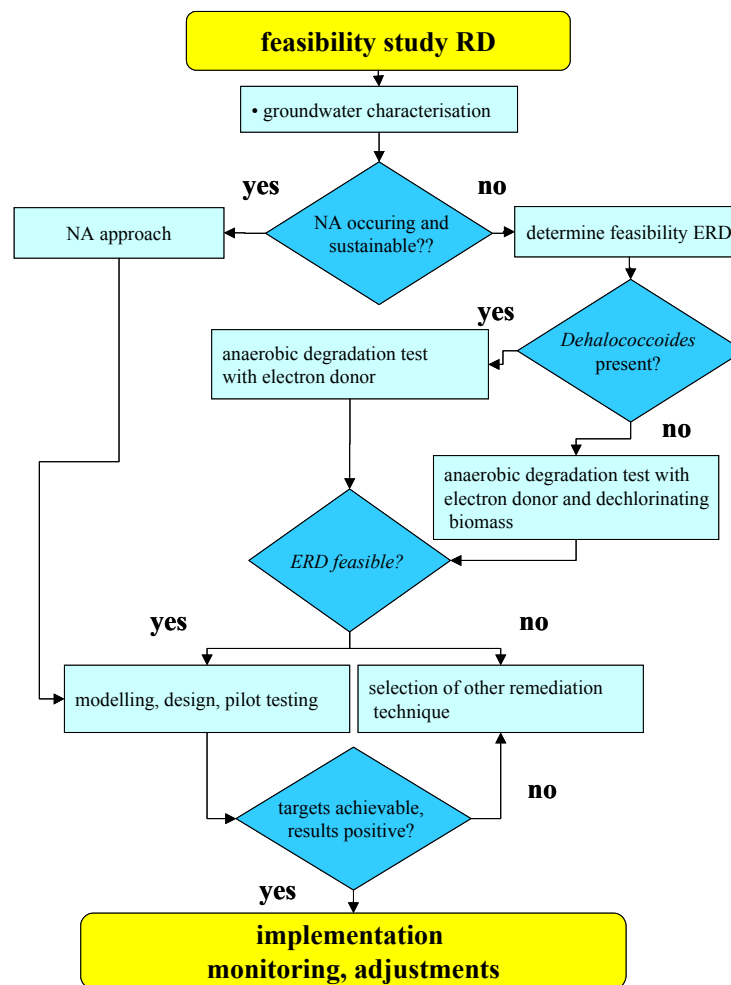


Figure 3. Approach feasibility study ERD

3.2.1. Groundwater characterisation

To determine the conditions at a contaminated site, a groundwater characterisation is performed. This activity consists of sampling, anaerobic field measurements and laboratory analyses on groundwater samples from the contaminated site.

Samples should be taken from monitoring wells upstream from the site (references), in the source, in the plume parallel to the flow line and at right angles to the flow line (figure 4).

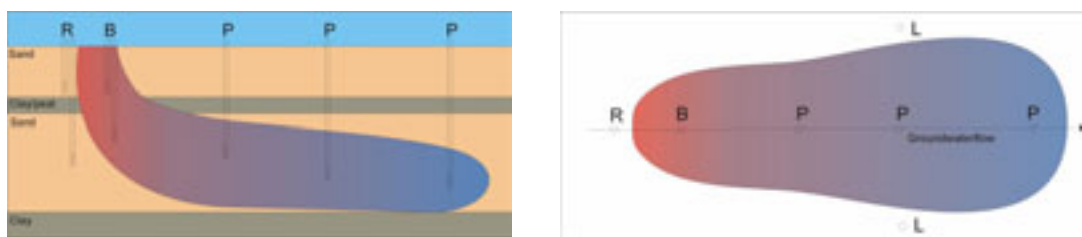


Figure 4. Diagram of a plume and the sampling strategy (left cross section, right top view), with monitoring wells in the source (B), in the plume parallel to the flow line (P), in the plume at right angles to the flow line (L) and upstream from the source (R).

The number of monitoring wells required depends on the location and is determined by the complexity of the site. Aspects such as soil structure (presence of more water discharge layers), the number of sources of contamination (chlorinated ethenes and secondary organic contamination) and any decontamination work that is underway play an important role here.

To determine the conditions that are present in the groundwater, on-line field measurements and laboratory analyses have to be performed (table 1).

Table 1. Monitoring parameters groundwater characterisation

Field measurements	Laboratory analyses			
	redox parameters	electron donor, N en P	contaminants, degradation products	micro organisms
Redox potential	nitrate	TOC	PCE, TCE, c/t-DCE,	<i>Dehalococcoides</i>
Oxygen	dissolved iron	ammonium	VC	<i>ethenogenes</i>
Conductivity	sulphate, sulphide	phosphate	ethene and ethane	
pH	methane		chloride	
Temperature				

Because several parameters are susceptible for volatilisation or chemical oxidation, it is advised to contract specialised companies to perform the groundwater characterisation. For the detection of *Dehalococcoides ethenogenes* PCR-techniques (Polymerase Chain Reaction) based on the detection of DNA specific for this organism have been developed, among others by Bioclear. To date, this is the only isolated dechlorinating micro-organism that is able to degrade chlorinated ethenes completely.

Using existing protocols (for instance the S-NA protocol developed in the Netherlands, available at the website www.skbodem.nl under code SV-513, or the protocol of Wiedemeier *et al.*, 1998), the results of the groundwater characterisation are interpreted to determine if the preconditions for reductive dechlorination are met:

- determine redox conditions, based on the results of analyses for oxygen, nitrate, iron (total dissolved), sulphate, sulphide and methane;
- determine the quantity of electron donor and nutrients present, based on the results of analyses for TOC, ammonium and phosphate;
- Determine whether dechlorinating micro-organisms are present, indirect by analyses for chlorinated compounds, ethene and ethane and direct by screening for the presence of specific dechlorinating micro organisms. The issue here is the presence of *Dehalococcoides ethenogenes*.

When the results of the evaluation of the data show that natural attenuation is not feasible, an enhanced reductive dechlorination remediation should be considered. In the next steps of the study, the feasibility of enhanced reductive dechlorination is determined.

Typical costs for a groundwater characterisation at a contaminated site range from 6,000 to 8,000 euro. This includes anaerobic sampling of 6 to 8 (existing) monitoring wells, analyses (see table 1), interpretation and report.

3.2.2. Anaerobic degradation tests

When one or more limitations for reductive dechlorination are present, these limitations can be solved by adding an electron donor (ERD) or an electron donor and a dechlorinating microbial consortium (bio-augmentation). The effect of these measures can be evaluated by performing anaerobic degradation tests.

Anaerobic degradation tests are performed using soil and groundwater samples for the contaminated site. These samples have to be collected anaerobically, to prevent the

introduction of oxygen. Also, the preparation of the batch experiments is performed under anaerobic conditions.

The set-up of the experiments is depending on site characteristics (among which are the results of the groundwater characterisation) and the questions that have to be addressed. In order to evaluate the effect of the addition of an electron donor, tests are performed with and without addition of an electron donor. By regular analyses for chlorinated ethenes, degradation products, electron acceptors, organic carbon and dechlorinating micro organisms, the dechlorination process is followed over time.

Based on the results it can be determined whether reductive dechlorination is stimulated by the addition of an electron donor and degradation rates can be estimated. To obtain reliable results, it is advised to use specialized laboratories with experience in performing these degradability studies. A guideline that can be used when performing these tests is the guideline developed by Bioclear and Wageningen University (NOBIS 94-4-04, available at the website www.skbodem.nl).

If the groundwater characterisation shows that no dechlorinating micro organisms are present at the site, a degradation test can be performed in which an electron donor and dechlorinating micro organisms are added. Dechlorinating micro organisms can also be added during the incubation, when the preliminary results of the tests with only an electron donor show that the required conditions are induced but a dechlorinating consortium is not developing fast enough or not at all.

A typical set up for an anaerobic degradation test is given in table 2.

Table 2 . Typical set up anaerobic degradation test for a contaminated site

test	conditions	analyses	time scale
intrinsic stimulated bio-augmented	natural electron donor electron donor and dechlorinating micro organisms	contamination, degradation products, redox parameters, TOC, <i>Dehalococcoides</i> <i>ethenogenes</i>	once a month, total duration of the tests 6 months

The monitoring program can be optimised based on site characteristics. For instance, if no nitrate is present in the contaminated groundwater, nitrate analyses are not necessary.

The electron donor used in the tests should be the same as is considered for use during full-scale remediation. When desirable, different electron donors can be tested to determine the

optimal electron donor. More information about possible electron donors that can be used to stimulate reductive dechlorination is presented in chapter 4.

Typical costs for an anaerobic degradation test with an incubation time of 6 months and 5 periodic gas chromatography analyses for PCE, TCE, DCE, VC, ethene, ethane and methane are 2,500 to 3,000 euro. The costs for a microcosm study which includes an intrinsic and stimulated anaerobic degradation test range from 5,000 to 6,000 euro. This does not include sampling for soil and groundwater, necessary to perform the tests.

3.2.3. Modelling and design

Using a geohydrological model, build using site specific data, groundwater flow and velocity can be predicted. Modules that describe solute transport (incorporating retardation, dispersion etc.) and degradation of the contaminant can then be added to the model to predict the fate of the contamination. Degradation rates for the contaminants can be obtained from anaerobic degradation tests, in combination with data from literature.

Modelling can be used to show the development of the plume over time under different circumstances. A situation without remedial actions is calculated as a reference, and the influence of stimulation of the reductive dechlorination process is determined by comparing the results of these model calculations with the reference output. Also, the effect of additional activities can be determined, for instance core zone removal.

To determine the sensitivity of the model output for input parameters, it is advised to perform model calculations with a certain range of degradation rates and groundwater flow velocities.

The geohydrological model is also an important instrument to design a biological remediation system. Optimal extraction and infiltration well configuration, groundwater flows and system operation (continuous, intermittent) or, in the case of direct injection, grid design can be determined.

3.2.4. Evaluation feasibility

Based on the results of the modelling study, it is determined if the proposed remedial actions are sufficient to comply with remediation targets and if the proposed remediation approach is feasible. The output of the modelling can be an important aspect in the procedure to obtain approval of regulatory authorities.

4. Electron donors and techniques

4.1. Types of electron donor

To stimulate reductive dechlorination several electron donors can be used. The most important electron donors that have been used in laboratory studies, pilot testing and full-scale remediation are given in table 3. A distinction has been made between well-defined, single component electron donors and undefined complex mixtures of electron donors.

Table 3 . Possible electron donors to stimulate reductive dechlorination

substance	source
single component	
methanol	product chemical industry
ethanol	product chemical industry
lactic acid	product chemical industry
acetic acid	product chemical industry
HRC ¹	product chemical industry
undefined complex mixtures	
compost percolate	by product composting facilities
molasses	by product beet sugar industry
protamylasse	by product potato industry
vegetable oil	raw material food industry

¹: HRC (hydrogen release compound) is a trade name of Regeneis, USA and consists of a polylactate ester

In general, single component electron donors are more expensive than complex electron donors, which are usually by products from industrial processes. Because these single component electron donors do not contain nutrients (nitrogen, phosphorous, trace elements) these components have to be added separately. Also, some single component electron donors like methanol can be toxic at high concentrations.

Disadvantages of complex electron donors are the presence of suspended solids which may cause infiltration problems. Also, because these complex mixtures contain nutrients and trace elements, the risk of biofouling of infiltration wells is higher. A good design of the system can prevent such problems.

Eventually, the choice for the electron donor which is used in the field is mainly directed by its suitability to stimulate reductive dechlorination, the practical feasibility (availability, possibilities to infiltrate or inject, storage life etc.) and acceptance by the regulatory

authorities. If an electron donor also has its use as, e.g., a food additive, it will be much easier to get approval for injection of this component for in-situ treatment.

In the Netherlands, there is a tendency to use complex mixtures as electron donor when applying full-scale remediation projects. Important motives are the costs, availability, biodegradability, the fact that these mixtures contain nutrients and trace elements and their harmlessness for the environment. Last but not least, very good results have been obtained using molasses or protamylasse in laboratory studies and in full-scale applications.

Before using an electron donor full-scale, it is advised to verify its feasibility as an electron donor for reductive dechlorination at a particular site by anaerobic degradation tests. The amount of electron donor that is needed to induce the required redox conditions and to support reductive dechlorination has to be calculated based on concentrations of nitrate, sulphate, chlorinated ethenes and the amount of electrons a given amount of electron donor can generate during biological degradation. An extensive suite of analyses should be performed to evaluate if the concentrations of potential contaminants like heavy metals are below standards.

4.2. Techniques to deliver the substrates

In the past years, several techniques have been developed and used in the Netherlands to deliver electron donor to contaminated groundwater. In general, three different techniques can be distinguished:

- extraction of groundwater, dosage of the electron donor and infiltration;
- injection of a gaseous electron donor using nitrogen as carrier gas;
- direct injection of a concentrated electron donor mixture.

4.2.1. Extraction and infiltration

Groundwater is extracted, supplied with the necessary electron donor and infiltrated again. Based on the results of several projects in the Netherlands, specific design criteria have been formulated to obtain a proper design and to prevent clogging of the wells, with special emphasis on measures to remove suspended solids, to prevent or control degassing and to prevent the introduction of oxygen.

Infiltration of the groundwater has been performed using horizontal or vertical infiltration wells. The most suitable configuration is depending on soil characteristics (hydraulic conductivity, groundwater flow) and volume of groundwater that has to be treated. Using a

three-dimensional model, different configurations can be evaluated and the optimal configuration can be determined.

Extraction and infiltration is especially suitable to treat large volumes of contaminated groundwater in aquifers with sufficient conductivity. Possible disadvantages are clogging and the technical complexity of the system. Also, the system is less suitable for use in low permeability soils like peat and clay.

4.2.2. Injection of gaseous electron donor

A second technique for the delivery of an electron donor to the contaminated groundwater is LINER, a technique developed within the SKB-program. LINER (Liquid Nitrogen Enhanced Remediation) uses nitrogen gas as a carrier to deliver a gaseous electron donor and nutrients in the subsurface. The system is comparable to an air sparging system; the electron donor is atomised in a nitrogen gas flow, which is injected under pressure into the groundwater. The electron donor dissolves into the groundwater and can be used by dechlorinating micro organisms to degrade the chlorinate ethenes. By using nitrogen gas, the groundwater is kept anaerobic.

Advantages are a good distribution of the electron donor, prevention of clogging problems and an increased bioavailability of the contaminants. Disadvantages are the possibility of volatilisation of the contaminants which might escape to the surface and the costs for nitrogen and volatile electron donor (ethylactate). Complex electron donors, which have several advantages above single component electron donors, cannot be used when implementing LINER. Also, the technique is not feasible in low-permeability soils like peat or clay.

4.2.3. Direct injection of an electron donor

An alternative for the use of water (extraction and infiltration) or nitrogen gas (LINER) as a carrier for the electron donor is the direct injection of a (solution of) the electron donor. This technique, with which extensive experience has been gained in civil engineering and bioremediation, uses a injection conus that is pushed into the soil. When the required depth has been reached, a high-pressure pump is used to inject an amount of the electron donor (figure 5).



Figure 5. Direct injection of an electron donor. Left: the injection conus is pushed into the soil. Right: the electron donor is injected using a high pressure pump.

When it is expected that the injection has to be repeated, fixed injection points can be installed. Depths up to 40 meters can be reached, depending on the system used. Typical radius of influence range from 3 to 5 meters in low-permeability soils. Advantages of this technique are the relatively low costs, simplicity (no tubing, wells etc.) and its applicability in low-permeable soil types.

4.2.4. Status, experience and selection criteria

In the Netherlands, mainly extraction and infiltration and direct injection are used as techniques to deliver an electron donor to contaminated groundwater. The LINER concept has been developed but reference projects are not yet available, the first full-scale applications are in preparation. Advantages and disadvantages of the techniques are presented in table 4.

Table 4. Characteristics of the techniques to deliver electron donor

technique	permeability		clogging risks	distribution of electron donor	types of electron donor	costs	experience
	high	low					
extraction and infiltration	+	-	+/-	+	all	+/-	+
direct injection	+/-	+	+	+/-	all	+	+
LINER	+	-	+	+	limited	+/-	+/-

The choice between these techniques is mainly dependent on soil conductivity, the volume of groundwater that has to be treated, the depth of the contamination, costs and accessibility of the site. In general, extraction and infiltration or LINER are most suitable for treatment of large volumes of contaminated groundwater in soil with high hydraulic conductivities and groundwater flows. Direct injection techniques are preferred when low-permeable soil types have to be treated.

5. Legislation, introduction of chemicals and micro organisms

In the Netherlands, the use of chemicals and micro organisms to remediate soil and groundwater contamination is not explicitly regulated by law. In general, it is not allowed to inject or infiltrate 'anthropogenic' substances; components that are normally not present in soil or groundwater. However, in specific cases, for instance in soil remediation, specific components can be used to degrade or remove the contamination. This includes chemical oxidation fluids, surfactants or solvents for surfactant/solvent flushing or electron donors to enhance reductive dechlorination.

The decision to approve the use of electron donors is made using 'common sense', in which the composition of the electron donor (possible contaminants, biodegradability) and its fate in the subsurface play an important role. By demonstrating the biodegradability, non-toxicity and the positive overall effect of injecting an electron donor on soil quality, approval of the regulatory authorities can be obtained. Normally, this does not pose a problem because the electron donor is used to stimulate biological processes; an important prerequisite for an electron donor is that it is biodegradable and non-toxic. The approval of the regulatory authorities overrules the regulations stated in the national law that is applicable for this subject.

Another important aspect when using an extraction and infiltration system is the infiltration of contaminated groundwater. The sole purpose of the system aboveground is to supply an electron donor to the groundwater and not to remove the contamination before infiltration. In fact, techniques that can be used to clean the groundwater (stripping, activated carbon) alter the composition of the groundwater, causing a disruption of the degradation process or an increased risk of clogging of the infiltration wells. When it is shown that the extraction and infiltration of groundwater does not cause an uncontrolled migration of the contamination (for instance by using modelling and monitoring in the field during pilot testing) and the infiltrated contamination is degraded, infiltration of contaminated groundwater (extracted from the site itself) can be approved.

When implementing a bio-augmentation remediation, specific micro organisms are added besides an electron donor. To 'install' the capacity for reductive dechlorination at a

contaminated site, micro-organisms obtained from nature itself are used as inoculum. The required micro organism (*Dehalococcoides ethenogenes*) has developed by evolution at contaminated sites instead of genetic engineering in laboratory. When the groundwater is remediated, the necessary electron acceptors for this organism (the chlorinated ethenes) are not present anymore and the micro organisms will die out. The community of micro organisms that is originally present in the aquifer will be restored. The use of this non-pathogenic micro organism has been approved in several cases in the Netherlands.

For the Hoogeveen site, where a full-scale bio-augmentation strategy has been used, the effluent of the bioreactor was screened for the presence of known pathogens. The effluent contained none of these pathogens, and infiltration of groundwater containing dechlorinating biomass was approved.

6. Reference projects in the Netherlands

ERD projects in the Netherlands that are in progress or have been finished are presented in table 5a, b, c and d. In table 5e and f, sites where a ERD approach is in preparation are presented. The tables do not aim to be comprehensive, but the most important projects are included.

Projects in which Bioclear is involved are marked (*), sufficient data are available to describe the characteristics of the site, approach and, if finished, the results. Other important projects in the Netherlands are also mentioned, but the available or published data are sometimes limited so the information may not be complete.

Table 5a. ERD projects in the Netherlands, finished or in progress

Project	contaminants	geology, conductivity	'natural' redox conditions	volume, area	approach	electron donor	status	costs (euro, estimated)	time (years, estimated)
Appingedam *	PCE and degradation products. Estimated load 450 kg of PCE, 55 kg TCE, 55 kg c-DCE en 10 kg VC	clay, peat < 0,1 m/day	sulphate reducing to methanogenic	650 m ³ soil	direct injection of 600 litres electron donor and nutrients in 27 points, up to 8 m-bgl	molasses, nutrients	in progress. Increased degradation rates, chlorinated ethenes are degraded to ethene and ethane.		10-15
Uden centre *	PCE, up to 1.500 µg/l	sand, 30 m/day	nitrate reducing	area above intervention level 9 hectares, treated volume 375,000 m ³ groundwater	extraction of groundwater, infiltration after electron donor is added, using horizontal drains	100 m ³ protamylasse	in progress. Redox conditions lowered to required levels for RD, degradation of PCE to ethene/ethane		5
Nieuwpoort *	PCE, DNAPL present	clay, peat < 0,1 m/day	sulphate reducing to methanogenic	12,500 m ³ soil	electro bioreclamation of source zone, direct injection of electron donor in source zone and plume	mixture of ethanol, lactate, acetate and nutrients	finished and approved by regulatory authorities	1,000,000	2.5
De Zon, Breda	PCE, TCE	sand	nitrate-reducing		extraction and infiltration sequential process, RD to degrade PCE, aerobic cometabolic degradation of daughter products.	RD: methanol cometabolic: phenol (and oxygen)	finished, low concentrations left (< 100 µg/l). Site is being redeveloped for housing		
Medemblik *	PCE, TCE	clay	methanogenic		excavation of source zone, direct injection of electron donor in plume	HRC	in progress. Site is redeveloped, plume is monitored	200,000	5

Table 5b. ERD projects in the Netherlands, finished or in progress

Project	contaminants	geology, conductivity	'natural' redox conditions	volume, area	approach	electron donor	status	costs (euro, estimated)	time (years, estimated)
Groningen, Rademarkt *	PCE and degradation products	sand, 15 m/day	sulphate reducing		extraction of groundwater, infiltration after electron donor is added	methanol and compost percolate	in progress		
Hoogeveen *	PCE, DNAPL present in clay/loam layer up to 10 m-bgl. Up to 50,000 µg/l in sandy aquifer below 10 m-bgl	loam/clay up to 10 m-bgl sand below 10 m-bgl, 5-25 m/day	sulphate-reducing	treated volume in plume 65,000 m ³ groundwater	extraction of groundwater, inoculation using anaerobic dechlorinating bioreactors, infiltration of biomass and electron donor	mixture of lactate and acetate, nutrients	plume remediated to concentrations below 10 µg/l. Containment plan for source zone is developed.		2
Zeist *	PCE, TCE	sand up to 2 m-bgl, deeper layers consist of clay/sand		7,200 m ³ soil	electro(bio)reclamation, direct injection of electron donor in source zone and plume	mixture of ethanol, lactate, acetate and nutrients	in progress	400,000	5
Arnhem *	PCE and degradation products	clay, layers of peat	sulphate reducing to methanogenic		direct injection of electron donor		in progress. Pilot injection performed		
Eindhoven, DAF	PCE, TCA	up to 25 m-bgl clay, loam, sand and peat below 25 m-bgl sand, 35-40 m/day	iron- to sulphate reducing		biological reactive barrier by extraction of groundwater, infiltration after electron donor is added	compost percolate	in progress		

Table 5c. ERD projects in the Netherlands, finished or in progress

Project	contaminants	geology, conductivity	'natural' redox conditions	volume, area	approach	electron donor	status	costs (euro, estimated)	time (years, estimated)
Dinxperlo	TCA, TCE and BTEX	sand		15,000 m ³ groundwater	excavation, pump&treat and infiltration of electron donor	molasses	in progress		
Roden *	PCE	sand, 4 m/day	sulphate reducing	3,800 m ²	extraction of groundwater, infiltration after electron donor is added	molasses	in progress		5-7
Terneuzen	PCE and degradation products	clay	sulphate reducing		excavation of source zone, extraction and infiltration after electron donor is added		in progress		7
Uithuizen *	PCE	fine silty sand, 1-5 m/day peat layers	nitrate-reducing (shallow) to methanogenic (deep)	7,500 m ² , up to 18 m-bgl	direct injection of electron donor	molasses	in progress, first injection performed		4-5
Zwolle, Dellen Wuyts	PCE and degradation products	sand	iron- to sulphate reducing		source zone removal by excavation and chemical oxidation, ERD in plume by extraction and infiltration after electron donor is added		source zone remediation nearly finished, plume remediation in start-up phase.		4-5

Table 5d. ERD projects in the Netherlands, finished or in progress

Project	contaminants	geology, conductivity	'natural' redox conditions	volume, area	approach	electron donor	status	costs (euro, estimated)	time (years, estimated)
Bunnik, DRAVO	PCE and degradation products (up to 5,000 µg/l), heavy metals	sand	iron- to sulphate reducing		extraction of groundwater, infiltration after electron donor is added		in progress		3-5

Table 5e. ERD projects in the Netherlands, in preparation

Project	contaminants	geology, conductivity	'natural' redox conditions	volume, area	approach	electron donor	status	costs (euro, estimated)	time (years, estimated)
Dordrecht *	VC	sand	sulphate reducing		extraction and infiltration to install a biological active barrier, prevention of migration of site boundaries	molasses	in preparation, contractor selected		
Zwolle, Groeneweg	PCE and degradation products	sand	iron- to sulphate reducing		ERD, configuration to be determined	to be determined	in preparation, contractor selected		
Eindhoven, Palingstraat	PCE and degradation products	up to 25 m-bgl clay, loam, sand and peat, below 25 m-bgl sand	iron- to sulphate reducing	300,000 m ³ soil	ERD, configuration to be determined	to be determined	in preparation, call for tenders	2,000,000	
Roosendaal *	PCE and degradation products	sand, loam/clay	iron reducing	< 150,000 m ³ soil	ERD, configuration to be determined. Probably direct injection	protamylasse	pilot in preparation	1,500,000	
Veendam *	<i>cis</i> -DCE and VC	sand, 5m/day	sulphate reducing, methanogenic	82,000 m ³ soil	direct injection of electron donor	protamylasse	pilot in progress, preparations full-scale	100,000	2-3
Almelo *	PCE and degradation products	sand, 5 m/day	iron- to sulphate reducing	3,000 m ²	extraction of groundwater, inoculation using anaerobic dechlorinating bioreactors, infiltration of biomass and electron donor		in preparation, contractor selected		1.5-2

Table 5f. ERD projects in the Netherlands, in preparation

Project	contaminants	geology, conductivity	'natural' redox conditions	volume, area	approach	electron donor	status	costs (euro, estimated)	time (years, estimated)
Almelo, Palthe	PCE and degradation products, TPH, asbestos	sand	iron- to sulphate reducing	contaminated area 9 hectares	excavation and chemical oxidation of source zone, extraction and infiltration after electron donor is added	to be determined	in preparation, call for tenders		
Eindhoven * Gennepweg	PCE and degradation products	up to 25 m-bgl clay, loam, sand and peat, below 25 m-bgl sand	iron- to sulphate reducing	80,000 m ³ above intervention level VC	chemical oxidation of source zone, direct injection of electron donor in plume	to be determined	in preparation	source 100,000 plume 230,000	4
Alkmaar *	PCE and degradation products, up to 3,000 µg/l PCE	silty fine sand, 3 m/d	sulphate reducing	3,200 m ³ groundwater	direct injection of electron donor	protamylasse	in preparation	80,000	3-4

7. Literature

- Dijkhuis, J.E., J.B.M. van Bommel, M.J.C. Henssen, R. van Lotringen. 2003.** Protocol for the determination of the sustainability of the natural attenuation (S-NA) of chlorinated ethenes. SKB, Gouda the Netherlands.
- Wiedemeier, T.H., M.A. Swanson, D.E. Moutoux, E.K. Gordon, J.T. Wilson, B.H. Wilson, D.H. Kampbell, P.E. Haas, R.N. Miller, J.E. Hansen, F.H. Chapelle. 1998.** Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio USA.
- J.J. van der Waarde, M.H.A. van Eekert. 1999.** Selection and validation of a practical protocol for anaerobic dechlorination. Phase 1: Inventory of methods and work visit Cornell University USA. NOBIS-project 97-4-04, CUR/NOBIS Gouda
- N.J.P. van Ras, J.J. van der Waarde, G. Schraa. 2001.** Selection and validation of a practical protocol for anaerobic dechlorination. Phase 2: validation of selected parameters in batch experiments. NOBIS-project 97-4-04, CUR/NOBIS Gouda