



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Rapport 1:2011

Stimulerad reaktiv deklorering

En praktisk handledning



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Rapport 1:2011

Stimulerad reduktiv deklorering

En praktisk handledning

Göteborg 2011

SGF Rapport	Svenska Geotekniska Föreningen C/O Arokad PLEJADGATAN 3 417 57 Göteborg E-post: info@sgf.net
Beställning	Statens geotekniska institut Biblioteket Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se
ISSN	1103-7237
ISRN	SGF-R-11/1-SE
Layout	7an Mediapartner
Upplaga	Digital utgåva
Tryckeri	sgf.net

Förord

Det finns ett behov av att behandla områden som är förorenade med klorerade alifater. Med begränsade resurser är det viktigt att detta görs på ett effektivt sätt. I Sverige finns ett växande intresse för kontrollerad eller stimulerad reduktiv deklorering av klororganiska lösningsmedel. Internationellt, och då framför allt i USA, används metoder för stimulerad reduktiv deklorering och när nu några projekt pågår eller genomförts i Sverige ser vi det som viktigt att förmedla några av de erfarenheter som vunnits.

En omfattande och detaljerad genomgång av området ”naturlig självrening av klorerade alifater” har presenterats av SGI (Lennart Larsson, 2009). Samma år kom en generell rapport från SGF om formulering och kontroll av åtgärds mål vid in situ sanering (Lindström et al. 2009). Redan några år tidigare gjordes en omfattande kunskapsöversikt om stimulerad in situ reduktiv deklorering inkluderande en detaljerad screening av 13 förorenade lokaler i Danmark (Højbjerg Jørgensen et al. 2005).

Föreliggande rapport har finansierats som ett projekt inom marksaneringscentrum norr (MCN). Den som önskar använda handledningen gör det på eget ansvar. Handledningen är indelad i ett huvuddokument och fem bilagor, varav de tre första är exempel på praktisk användning av stimulerad reduktiv deklorering i Sverige. Handledningen och de sista två bilagorna har författats av Harald Grip (egen konsult) tillsammans med Jonny Bergman, RGS90, Morgan Näslund, NIRAS, Lars Davidsson, WSP och Ulf Wiklund, Tyréns. Huvuddokumentet har granskats av Helena Branzén, Kristina Haglund och Lennart Larsson, alla SGI och Jan-Erik Lindström, Miljö & Teknik AB. Det är vår förhoppning att rapporten ska bli ett levande dokument, där läsarnas kommentarer successivt kan infogas i texten.

Innehåll

1. Inledning	11
2. Risk	12
2.1 Finns det någon förorening?	12
2.2 Utgör föroreningen någon risk?	13
2.3 Hur kan risken reduceras till acceptabel nivå?	14
3. Beslutsunderlag – Förundersökning	15
3.1 Avgränsning och hydrologisk profil	19
3.2 Föroreningsprofil	20
3.3. Geokemisk profil	21
3.4. Logistiska faktorer	23
3.5. Konceptuell modell.....	24
4. Projekteringsunderlag	25
4.1 Metodbeskrivning	25
4.2 Dimensionering	28
4.3 Pilotförsök	30
4.4 Beslut	31
5. Behandlingsfas	32
5.1 Tekniskt utförande	32
5.2 Kontrollprogram	33
5.2.1 Haltanalyser och dekloreringsgrad	33
5.2.2 Isotopanalyser.....	34
5.2.3 Biologiska analyser	35
6. Screening av fallstudier	36
7. Litteratur	38

Appendix 1, Fallstudie Söderkaj	41
Bakgrund.....	42
Åtgärds mål	43
Resultat.....	43
Diskussion.....	46
Slutsatser	47
Kostnad.....	47
Referenser	48
Appendix 2, Fallstudie Götarp.....	49
Bakgrund.....	50
Resultat.....	50
Diskussion	53
Slutsatser	54
Rapporter	55
Appendix 3, Fallstudie Rampen 36, Falkenberg	56
Bakgrund.....	57
Undersökningar – Resultat	57
Konceptuell modell.....	58
Riskbedömning	58
Åtgärd – Injektion av 3DMe.....	59
Kontrollprogram – Resultat i maj 2011.....	59
Kostnad.....	62
Rapporter	62
Appendix 4, Screening av tre fallstudier	63
Appendix 5, Aktuella klororganiska ämnens egenskaper	67
Kemiska och fysikaliska egenskaper	67
Uppträdande i jorden	69
Referenser	73

Sammanfattning

I Sverige liksom i många andra länder finns ett stort antal platser förorenade med klorerade lösningsmedel, dels efter kemtvättar, dels efter tvätt inom verkstadsindustrin. Ämnena är mycket persistenta i aerob miljö, men kan brytas ned på naturlig väg i anaerob miljö. Vid fermentering av organiskt material i jorden frigörs bland annat vätgas, som tillsammans med den klorerade föroreningen skapar förutsättningar för mikroorganismer att växa till och utvinna energi. Detta möjliggör en fullständig mikrobiell nedbrytning av de klorerade föroreningarna. Processen kan stimuleras genom tillsats av lämplig kolkälla.

För att genomföra en sanering med stimulerad reduktiv deklorering på ett effektivt sätt måste ett tämligen omfattande beslutsunderlag tas fram. I kapitel 3 beskrivs många viktiga faktorer (i fyra screeningtabeller) som man bör ta hänsyn till för att bedöma förutsättningarna för stimulerad reduktiv deklorering. Avslutningsvis poängteras vikten av att upprätta en konceptuell modell, ett levande dokument där kunskaperna om ett förorenat område bör samlas för att på bästa sätt kunna bedöma risker och föreslå lämpliga saneringsåtgärder.

I kapitel 4 diskuteras projekteringsunderlag i form av metoder, dimensionering och möjliga pilotförsök. Behandlingsfasen tas upp i kapitel 5. Det tekniska utförandet belyses kortfattat, medan kontrollmetoder som är specifika för behandling med reduktiv deklorering och som bör ingå i ett kontrollprogram diskuteras i mer detalj.

I Appendix 1 – 3 beskrivs tre svenska fallstudier där sanering utförts som stimulerad reduktiv deklorering. Screeningtabellerna från kapitel 3 tillämpas i Appendix 4 på dessa fallstudier. Som bakgrund och referensmaterial ges slutligen egenskaper hos klorerade lösningsmedel i Appendix 5.

1. Inledning

Ett mycket stort antal platser världen över är förorenade med klororganiska lösningsmedel. I Sverige har vi ca 80 000 förorenade platser och ca 10 % kan överslagsmässigt bedömas vara förorenade med klororganiska lösningsmedel (Skogsjö, 2011). De två viktigaste föroreningskällorna är spill av tvättvätskor från kemtvättar och verkstadsindustrier. Eftersom ämnena och flera av dessas metaboliter är toxiska finns ett akut behov av att sanera sådana lokaler.

Stimulerad reduktiv deklorering är en av flera möjliga saneringstekniker för att åtgärda områden som är förorenade med klorerade ämnen. Andra exempel är schaktning och *ex situ* behandling av den förorenade jorden, påskyndad ventilation, där föroreningsens ångtryck utnyttjas för att ventilera av och behandla den förorenade markluften (Naturvårdsverket, 2007). Traditionella metoder för fysisk massreduktion, som uppgrävning och borttransport eller extraktion av porgas kan vara svåra att genomföra, inte minst i urban miljö eller kan de bli omfattande och kostsamma. I många fall är det också svårt att veta om man befinner sig i ett käll- eller plymorråde. Behandling *in situ* är därför att föredra eftersom det ofta visat sig ge resultat, många gånger är billigare än andra metoder för massreduktion och stör annan verksamhet minimalt. Om man kan visa att deklorering i tillräcklig omfattning redan sker på platsen kan övervakad naturlig självrening vara ett gott, men ofta inte billigare alternativ (Larsson, 2009). Övervakad naturlig självrening och stimulerad reduktiv deklorering är båda goda exempel på hållbar sanering.

Reduktiv deklorering innebär att föroreningsens kloratomer spjälkas av från molekylerna under anaeroba förhållanden. Mikroorganismer fermenterar en kolkälla, varvid bl.a. vätgas produceras. Andra mikroorganismer kan sedan använda vätgasen som elektrongivare medan föroreningen är elektronmottagare när klor spjälkas av. Reduktiv deklorering genom mikrobiell nedbrytning fungerar framför allt vid kraftigt anaeroba förhållanden, och är mest lämpad i föroreningsplymer med liten förekomst av fri fas (se kap. 4.2).

När man inom ett område misstänker att det finns klorerade ämnen eller att sådana påträffats bör många frågor ställas och besvaras innan man kan ta ställning till vilken typ av åtgärd (eller troligen vilka typer av åtgärder) som krävs för att reducera eventuella risker som de klorerade ämnena kan orsaka på människors hälsa och/eller miljön.

Nedan följer en genomgång av hur förorenade områden bör angripas för att ge en tillräckligt god bild av föroreningssituationen och aktuella risker för att man därefter ska kunna fatta beslut om eventuella åtgärder, vilka åtgärder som är lämpligast och hur dessa bör utföras. I själva begreppet ”angripa” ligger en insikt om hur man skall kunna förstå föroreningssituationen på den aktuella platsen.

Till fördelarna hör att vi i många fall lärt oss att minimera negativ påverkan på miljön. Vi lär oss också mer och mer om hur vi kan reducera den negativa påverkan som såväl tidigare generationer som vår egen orsakat på vår livsmiljö. Vi får alltså mer och mer kunskap om hur vi skall reducera nuvarande och förhindra framtida risker.

2. Risk

Människan har alltid levt under olika typer av hot och risker och har både påverkat och påverkats av den miljö hon levt i. Förmågan att påverka den egna livsmiljön har tilltagit, vilket inneburit såväl för- som nackdelar.

Ett sätt att beskriva risk är att se den som något som bestäms av sannolikheten för att något ska inträffa och konsekvenserna som uppkommer om det inträffar.

RISK = sannolikheten x konsekvenserna

Hur bör man se på risker som kan vara förknippade med olika sorterade kemikalier som ansamlats i mark och grundvatten, dvs. ”föroreningar” i mark och grundvatten? Tre frågor bör ställas och besvaras;

- Finns det någon förorening?
- Utgör föroreningen någon risk?
- Hur kan risken reduceras till acceptabel nivå?

Den sista frågan är av stor vikt då åtgärder bara bör vara så omfattande att risknivån reduceras till en acceptabel nivå. Samtidigt bör dessa åtgärder vara så kostnadseffektiva som möjligt. Om de inte är kostnadseffektiva kommer knappa resurser att utnyttjas ineffektivt och på fel sätt vilket leder till att man inte kan åtgärda andra risker som behöver reduceras.

2.1 Finns det någon förorening?

Det första man bör få klart för sig är vilka föroreningar som kan finnas i det område (på den plats) som misstänks vara förorenad. Här är ett historiskt perspektiv av stor vikt. Man kan få mycket information från en genomgång av historiskt material, t.ex. tidigare verksamhet och olyckstillbud. Det kan finnas personer som varit med under verksamhetstiden. De kan veta en hel del utöver de officiella dokumenten. Den inledande provtagningen måste vara av sådan omfattning att föroreningsförekomst kan antingen fastställas eller avfärdas. Eftersom förbrukningen sedan länge rapporterats i Sverige och även produktionen är känd kan man se om där finns ett glapp mellan faktisk förbrukning och normal förbrukning, vilket kan antas vara spill. Man bör dock ha i åtanke att den historiska betraktelsen inte alltid ger alla svar på vilka föroreningar och föroreningsmängder som kan finnas.

När vi vet vilka föroreningar som kan finnas på en plats måste vi skaffa oss kunskap om vilka egenskaper dessa föroreningar har. En förorenings egenskaper är nyckeln till att förstå vilka undersökningar som krävs för att hitta den. För att hitta en förorening eller säkerställa att det inte finns någon omfattande förorening i ett område krävs kunskap om hur föroreningen sprids i mark och grundvatten. För detta krävs kunskap om såväl förorenings egenskaper som om det medium där föroreningsspridningen sker. Vi behöver alltså kunskap om platsspecifika mark- och grundvattenförhållanden.

Man bör ställa sig frågor som: Hur omfattande bör en undersökning vara för att hitta en förorening? Hur omfattande bör en undersökning vara för att säkerställa att det *inte* finns en förorening? Vilka medier bör undersökas och i vilken ordning? Vilken provtagningsstrategi bör man ha? Vilka parametrar bör ingå i en undersökning för att man skall få en tillräckligt rättvisande bild av föroreningsituationen. Dessa frågor har väl beskrivits av Lindström et al. (2009).

Utöver vad som sagts av dem rekommenderas specifika analyser som bör ingå i underlaget för att man ska kunna bedöma om stimulerad reduktiv deklorering kan vara en lämplig saneringsteknik.

De föroreningar vi koncentrerar oss på i detta sammanhang är klorerade alifatiska föreningar, dvs. i olika grad klorerad eten, etan och metan. Vid kloreringen substitueras en eller flera väteatomer mot kloratomer. De minst klorerade formerna är gaser vid normalt tryck och temperatur. Övriga är vätskor med högre densitet än vatten. De kan klassas som DNAPL, dvs. Dense Non-Aqueous Phase Liquids, är intermediärt vattenlösliga och mer eller mindre flyktiga. I fri fas kommer de att sjunka ned genom grundvattenzonen, men kommer dessutom att finnas kvar som droppar i markens porer, löst i vattnet, adsorberat till främst markens organiska partiklar och i gasfas i markens omättade zon. Under gynnsamma omständigheter i anaerob miljö kan föroreningarna dekloreras, dvs. kloratomerna kan spjälkas av, men i allmänhet är persistensen hög. I aerob miljö kan halveringstiden ofta vara 10-tals år eller mer (se vidare App. 5).

2.2 Utgör föroreningen någon risk?

Föroreningens egenskaper säger mycket om de risker som den för med sig. För att bedöma risken behöver vi kunskap om var föroreningen finns, haltnivåer, hur stor den är (dvs. föroreningens utbredning) och hur den sprids i mark- och grundvatten (inklusive via markens porluft och vidare in i t.ex. byggnader). Det sista innebär också att vi måste ha ordentlig kunskap om mark- och grundvattenförhållanden, liksom om konstruktioner i vilka föroreningen kan tänkas spridas. Risken styrs dessutom väldigt mycket av vilka skyddsobjekt som kan påverkas av föroreningen. Har vi inga skyddsobjekt som kan påverkas av en förorening så finns det inte heller någon risk. Ämnesgruppens hälsofarlighet medför oacceptabel risk redan vid låga koncentrationer i exempelvis luft och dricksvatten (se tabell 2.1).

Tabell 2.1. Riktvärden för dricksvatten och grundvatten (µg/l).

Ämne	PCE	TCE	cDCE	VC
Holländska listan (2009) ¹	40	500	20	5
SLV 2001:30 ²	10	10	-	0,5
Danska kvalitetskriterier (2009) ²	1	1	1	0,2
WHO (2011) - dricksvatten ²	40	20	50	0,3
US-EPA (2009) – dricksvatten ²	5	5	70	2

1) Interventionsvärde

2) Riktvärde dricksvatten

När föroreningens koncentration, utbredning och tillstånd, liksom platsspecifika mark- och grundvattenförhållanden fastställts kan en riskbedömning göras. Naturvårdsverket (2007) har tagit fram en generell riskbedömningsmetodik. Eftersom de klorerade lösningsmedlen är flyktiga bör kompletterande mätningar göras av halter i markluft och inomhusluft.

2.3 Hur kan risken reduceras till acceptabel nivå?

Återigen är det föroreningens egenskaper som i stor utsträckning styr vilka åtgärder som kan vidtas för att reducera en risk. Om bedömningen är att risken måste reduceras är det nu dags att bestämma vilken eller vilka metoder som ska användas.

Om förutsättningarna för reduktiv deklorering är uppfyllda är den att föredra framför andra metoder eftersom ingreppet i området är minimalt, inga farliga kemikalier hanteras och den i många fall visat sig kostnadseffektiv. Det första kravet för att få till stånd en reduktiv deklorering är att anaeroba förhållanden råder eller kan skapas. Sedan måste det finnas lämpliga mikroorganismer närvarande som kan utföra dekloreringen eller finnas möjlighet att tillsätta sådana. I det följande går vi igenom de olika åtgärdsfaserna för fall där riskreduktionen sker med stimulerad reduktiv deklorering.

3. Beslutsunderlag

– Förundersökning

Stimulerad reduktiv deklorering kan vara ett mycket kostnadseffektivt sätt att behandla områden som är förorenade med klorerade lösningsmedel. För att ta reda på om så är fallet är det viktigt att ett objekts lämplighet för stimulerad reduktiv deklorering utvärderas systematiskt. Genom systematiska förundersökningar måste man först slå fast *om* metoden kan vara lämplig för objektet. Det beror på flera faktorer som alla måste belysas, bl.a. vilka föroreningar det är frågan om och hur objektet är beskaffat. Man måste också ta ställning till *hur* en stimulerad reduktiv deklorering ska genomföras. Det är en kombination av teoretisk förståelse och praktisk kunskap som gör att man kan angripa ett komplext förorenat område och förstå vad som behöver göras för att kartlägga utbredning, förstå risker och utföra åtgärder. Att ha en *förståelse* för föroreningen är alltså mycket viktigt. Under genomförandefasen är det viktigt att *verifiera* och *kontrollera* att dekloreringsförloppet fortgår som planerat. Det är då viktigt att arbeta med olika verktyg och analyser för att få flera bevislinjer för hur föroreningsituationen ser ut och utvecklas vid behandlingen. Flödesschemat i Fig. 3.1 visar exempel på lämplig arbetsgång.

För att kartlägga en förorening krävs oftast en tämligen omfattande undersökning, dvs. att fastställa utbredning av både källa och plym, såväl vertikalt som horisontellt och dessutom i flera olika medier; jord, gas, grundvatten och som fri fas. I de undersökningspunkter där man identifierat en förorening är det också naturligt att följa upp ett nedbrytningsförlopp. Antalet provpunkter styrs således väldigt mycket av den platsspecifika föroreningsituationen. Det är inte ovanligt att en källa kan vara mycket liten, < 50 m² och en plym inte bredare än 15-20 m vilket gör att ett avstånd mellan provpunkter inte bör överstiga 10-15 m för att väl kunna definiera ett förorenat område. Är undersökningspunkterna placerade för glest så risker vi att helt missa den aktuella plymen eller kanske bestämmer vi oss för att sanera mer än nödvändigt. En föroreningsplym som i verkligheten är 25 m bred och 50 m lång har en yta på ca 1250 m². Saneringsområdet bör kanske vara något större om man väljer att åtgärda hela plymen, låt säga ca 5 m bredare på båda sidor, vilket innebär en yta på ca 1750 m². Är undersökningspunkterna för glest placerade kan det dock bli så att saneringsområdet blir 10 m bredare på varje sida, vilket gör att saneringsytan blir 2250 m², vilket är nästan dubbelt så stort som det område som var förorenat i verkligheten. I många fall kan det vara ekonomiskt fördelaktigt att väl kunna bestämma den verkliga föroreningsutbredningen.

När man misstänker kontaminering med DNAPL är det viktigt att undvika långt slitsade rör, eller öppna rör, utan mellanliggande fysiska avgränsningar mellan nivåerna, för provtagning på flera nivåer. Det finns stor risk att sådana installationer förvärrar skadan genom att leda föroreningen mellan olika nivåer i akviferen, beroende på gradienter i total potential längs röret. Det kan därför vara nödvändigt att installera ett flertal oberoende rör med respektive intagsöppning på olika nivåer.

MIP-sondering kan vara en effektiv metod att snabbt få en överblick över en förorenings utbredning i rummet (Clu-In, 2011). En MIP-sond (Membrane Interface Probe) kan detektera ett antal flyktiga, icke-polära, föroreningar, såväl över som under grundvattenytan. MIP-sonden kan användas som ett snabbt screeningverktyg som ger information om såväl geologi som förorenings utbredning och typ med hög upplösning i profilen. Metoden kan inte användas för kvantifiering, utan ger endast mängd relativt den aktuella bakgrunden.

Om en förorening hittats blir nästa steg att fastställa de geologiska och hydrogeologiska förhållandena på platsen, vilket innefattar såväl mark- som grundvattenförhållanden. Samtidigt måste förorenings utbredning och spridning klarläggas. Eventuella områden med förorening i fri fas måste fastställas och föroreningsplymens stabilitet bestämmas. Eftersom DNAPL är tyngre än vatten sjunker de (se App. 5). Vid borringar för sondering och provtagning är det därför viktigt att beakta risken för att nya dräneringsvägar genom täta skikt skapas vilket ytterligare kan bidra till förorenings spridningen.

I föroreningsområdet ska max- och medelhalter av föroreningen fastställas liksom ett antal kemiska parametrar, som redox-potential, biologisk aktivitet, förutsättningar för biologisk nedbrytning, m.m. Till hjälp för att systematisera dessa inventeringar har flera olika klassningssystem tagits fram. Vi har utgått från och för svenska förhållanden något anpassat det system som tagits fram i Danmark (Højbjerg Jørgensen et al., 2005). Det danska systemet grundar sig på system från USA (Morse et al., 1998, Wiedemeier et al., 1998, Wiedemeier et al., 1998b) kompletterad med detaljerad analys av situationen vid 13 förorenade platser i Danmark. Efter någon komplettering avseende kolisotoper, förorenings nedbrytningsgrad, några metaller (metalloider) och samverkan i projekten presenteras systemet i tabellerna 3.1-3.4. Materialet är samlat i följande grupper;

- Avgränsning och hydrologisk profil
- Föroreningsprofil
- Geokemisk profil
- Logistiska faktorer

Klassningssystemet är både en hjälp att initialt utvärdera förutsättningarna för reduktiv deklorering och en redovisning av lämpliga parametrar att ta hänsyn till vid utvärdering av förutsättningarna för just stimulerad reduktiv deklorering. Övervakad naturlig självrening kan komma på tal om vi ser tydliga bevis på en pågående deklorering, goda förutsättningar för en fullständig deklorering och en risksituation som tillåter en riskreduktion under längre tid. Men det kräver oftast en längre provtagningsserie för att se trender som kan bevisa att det pågår en naturlig självrening och hur snabbt nedbrytningsförloppet sker. Det kan därför i slutändan bli billigare att satsa på att stimulera den reduktiva dekloreringen än att fullt förlita sig på naturlig självrening.

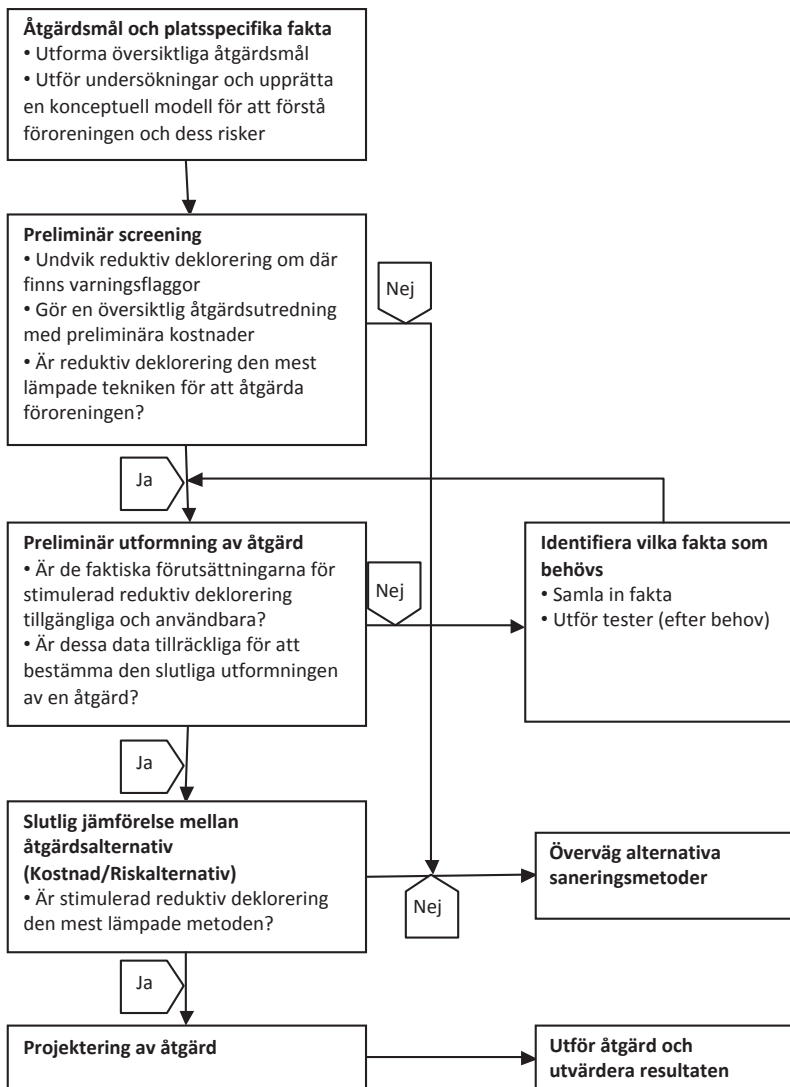


Fig. 3.1. Flödesschema över arbetsgången vid förundersökning av möjligheterna till sanering genom reduktiv deklorering.

I klassningssystemet får användaren poängsätta ett stort antal variabler och förhållanden, för varje grupp summera poängen och slutligen göra en summering för hela undersökningen. Alltför låg total poäng betyder att platsen och föroreningen troligen varken är lämplig för naturlig eller stimulerad reduktiv deklorering. Även enskilda mycket låga poäng kan göra att man måste ifrågasätta lämpligheten av en sådan åtgärd. Ett lågt poäng betyder dock inte att man omedelbart ska ge upp utan snarare vara ett incitament att undersöka möjliga alternativa lösningar så att

man kommer förbi det låga poängtalet. Tabellerna är framför allt verktyg för att inte glömma bort viktiga faktorer. De utgör en lista på vad som måste vara klart innan en behandling börjar, dvs. vilka kontrollparametrar som måste klargöras innan en behandling påbörjas.

Flödesschemat i Fig. 3.1 visualiserar de viktiga momenten vid förundersökning av möjligheterna till sanering genom stimulerad reduktiv deklorering. Inledningsvis ska översiktliga mål för åtgärderna utformas. Detta ska göras gemensamt av beställare och utförare och förankras hos tillsynsmyndigheten. Det övergripande syftet med en åtgärd bör alltid vara att reducera en risk. En önskvärd riskreduktion kan kvantifieras genom att sätta direkta mål för vilka halter som kan accepteras. Målen måste vara entydiga och lätt kvantifierbara (Lindström et al., 2009). Det är t.ex. lämpligt att som mål sätta en reduktion av maximal föroreningshalt i grundvatten till ett acceptabelt gränsvärde. Mindre lämpligt är det att t.ex. sätta en given massreduktion som mål, eftersom det ofta är svårt att uppskatta den totala massan av föroreningen. Undersökningar genomförs därefter med målet att förstå föroreningen och dess risker på platsen. Föroreningen och platsens egenskaper bör åskådliggöras i en konceptuell modell (se Fig. 3.2).

I nästa moment genomförs en preliminär screening där lämpligheten av metoder med reduktiv deklorering bedöms. Här gäller det att identifiera eventuella varningsflaggor:

Reduktiv deklorering är inte effektiv

- om inte föroreningen finns i en anaerob miljö
- om inte starkt reducerande förhållanden kan skapas
- om inte förutsättningar för tillräcklig bakteriell tillväxt kan uppnås
- om inte en fungerande bakteriekultur kan skapas eller en sådan kan tillföras den aktuella platsen
- om inte en näringslösning (kolkälla) med framgång kan injekteras och/eller fördelas i hela det område som behöver åtgärdas.

Till den preliminära screeningen hör också att göra en översiktlig utredning om vilka åtgärder som bör vidtas och vad de kan kosta. Slutligen måste man bedöma om stimulerad reduktiv deklorering är den lämpligaste tekniken för att behandla föroreningen. Bedöms så inte vara fallet bör man överväga alternativa saneringsmetoder.

Om man funnit att stimulerad reduktiv deklorering troligen är den lämpligaste tekniken görs så en preliminär utformning av åtgärden. I de fall tillräcklig information inte föreligger måste bristerna identifieras och information insamlas. T.ex. är det mycket sällan det finns detaljerad information om den aktuella bakteriekulturen och förutsättningarna för att en sådan ska utvecklas. Kanske får man genomföra fält- eller laboratorieförsök. Det kan också finnas behov av att genomföra test i fält, t.ex. genom en pilotstudie, dels för att förvissa sig om att förutsättningarna för stimulerad reduktiv deklorering föreligger, dels för att ge underlag till dimensionering av den slutliga utformningen av saneringen.

I en slutlig jämförelse mellan kostnad/riskalternativen för olika möjliga åtgärder ställs frågan om stimulerad reduktiv deklorering är den mest lämpade metoden att sanera objektet. Finns det så inte är fallet måste alternativa saneringsmetoder övervägas i detalj, annars är det dags för projektering av den stimulerade reduktiva dekloreringen, att utföra åtgärden och att till sist utvärdera resultaten.

3.1 Avgränsning och hydrologisk profil

När en förorening upptäckts är det viktigt att skaffa sig kunskap om dess utbredning och läge, liksom om de hydrauliska förhållandena. För att kunna bedöma risker och planera saneringsåtgärder måste föroreningens utbredning i tre dimensioner fastställas. Information om detta,

liksom om hydrauliska förhållanden och tillgång till fermenterbart kol utgör den första delen av screeningen och dess detaljer anges i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Förundersökning och hydrologisk profil

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Poäng
Avgränsning av föroreningsplymen	3-D	5	Fullständigt avgränsad föroreningsplym begränsar ytterligare undersökning	
	2-D (horisontell)	2	Kunskap om horisontella spridningsvägar. Nödvändigt med vertikala avgränsningar	
Djupet till plymen	<10 m	3	Stort djup till plymen ger stora kostnader. Lokaler med litet avstånd till grundvattnenytan föredras	
	<20 m	2		
	<30 m	1		
Plymens bredd	<50 m	5	Breda plymer ökar kostnaderna. Smala plymer föredras	
	<75 m	4		
	<100 m	3		
	<200 m	2		
	<300 m	1		
Hydraulisk konduktivitet (recirkulation)	>10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaler med hög permeabilitet ökar möjligheterna för god recirkulation i det förorenade området och gör tillsats och spridning av substrat enklare. Låg konduktivitet reducerar antal möjliga tekniker till direktinjektering (se nedan)	
	10 ⁻⁶ m/s	10		
	10 ⁻⁷ m/s	0		
	10 ⁻⁸ m/s	-10		
	<10 ⁻⁹ m/s	-20		
Hydraulisk konduktivitet (direktinjektering)	>10 ⁻⁵ m/s	5	Allt för hög permeabilitet kan göra att det som direktinjekteras sköljs ur det förorenade området. Allt för täta jordar försvårar injektering och fördelning av kolkälla i hela jordmatrisen.	
	10 ⁻⁶ m/s	15		
	10 ⁻⁷ m/s	10		
	10 ⁻⁸ m/s	0		
	<10 ⁻⁹ m/s	-10		
Innehåll av organiskt kol i sediment	<0.01 %	2	Litet innehåll av organiskt kol minimerar behovet av behandling av den sorberade fasen	
	>1 %	-5	Högt innehåll av organiskt kol ger hög sorption och troligen längre behandlingstid. Kan även försvåra utvärderingen av behandlingsmöjligheter	
Summa			Förundersökning och hydrologisk profil	

*) Tabellvärden bör ses som intervall där ett valt värde bör ligga mellan max och min och baseras på platsspecifika förutsättningar.

Föroreningsens avgränsning har stor betydelse för den fortsatta förundersökningen. Om plymen är avgränsad i tre dimensioner bör behovet av förundersökning vara begränsat. Utbredningen av en ytlig förorening är enklare att fastställa och behandlingen kan göras till lägre kostnad. Oavsett hur ytlig plymen är, är det nödvändigt att känna till dess utbredning på djupet. Det är enklare och billigare att handskas med en förorening som har begränsad areell utbredning.

Hydraulisk konduktivitet är den enda parameter som beskriver de hydrogeologiska förhållandena i den här screeningmodellen. Den är visserligen svår att skatta och varierar oftast mycket inom ett område, men ger ändå en direkt uppfattning om hur lätt det är att sprida substrat och eventuell bakteriekultur inom den förorenade volymen. Akviferer med hög hydraulisk konduktivitet kan ofta behandlas med recirkulationssystem, medan akviferer med lägre hydraulisk konduktivitet lämpligen behandlas med direkt injektering. Om den hydrauliska konduktiviteten

är 10^{-8} m s^{-1} eller lägre bedöms lokalen vara mindre lämpad för stimulerad reduktiv deklorering. Det är dock idag fullt möjligt att med högt tryck injektera aktivt substrat och sålunda spräcka upp täta lager och därmed få ut organisk substans tämligen jämnt fördelat även i en ganska tät jordart.

Organiskt kol i sediment påverkar föroreningarna främst genom att de binds till de fasta organiska föreningarna. Det har visat sig att den mikrobiella dekloreringen i stort sett sker av den lösta fasen och att desorptionshastigheten kan komma att begränsa nedbrytningen.

3.2 Föroreningsprofil

I screeningens andra del specificeras föroreningen (tabell 3.2). Den danska listan (Højbjerg Jørgensen et al. 2005) har kompletterats med information om föroreningens nedbrytningsgrad och kolisotopsammansättning. En hög nedbrytningsgrad tyder på att den naturliga nedbrytningen gått långt, men ger ingen information om processen pågår eller har avstannat. Isotopsammansättningen ger kompletterande information om hur långt nedbrytningen gått och vilka komponenter som brutits ned.

Tabell 3.2. Föroreningsprofil

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Poäng
Total föroreningsmängd inkl oljekomponenter	>0.1, men <5 mg/L	2	Det finns elektrondonatorer närvarande som hjälper till att upprätthålla anaeroba förhållanden	
	>10 mg/L	-5	LNAPL kan finnas och inverka på nedbrytningen	
Närvaro av CM och TeCM	>1 mg/L	-5	Kloroform och klormetan hämmar reduktiv deklorering av kloreter	
Nedbrytningsprodukter av PCE och TCE	Eten	10	<i>Dehalococcoides</i> troligen närvarande. Fördelaktigt för fullständig nedbrytning	
	VC	5	<i>Dehalococcoides</i> troligen närvarande.	
	cis-DCE	2	Tydlig dekloreringsaktivitet	
	Inga nedbrytningsprodukter	-5	Förhållandena indikerar ingen dekloreringsaktivitet	
Total koncentration av kloreter	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationen är måttlig och möjliggör biologisk behandling	
	>100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerar DNAPL i fri fas; kan försvåra en biologisk behandling. Andra åtgärder bör utföras för att åtgärda DNAPLs, före eller i kombination med reduktiv deklorering	
¹³ C halt relativt standard	Hög i alla CAH	5	Dekloreringen har gått långt	
	Låg i alla CAH	-5	Dekloreringen har inte gått långt	
Nedbrytningsgrad	>90 %	10	Beräknas ur totalhalt och delkomponenternas halter	
	70 - 90 %	8		
	50 - 70 %	6		
	30 - 50	4		
	10 - 30 %	0		
	<10 %	-5		
Summa Föroreningsprofil				

*) Tabellvärden bör ses som intervall där ett valt värde bör ligga mellan max och min och baseras på platsspecifika förutsättningar.

Samexistens med andra föroreningar kan vara såväl positivt som negativt. Oljekomponenter i mindre mängd kan bidra som elektrondonatorer och hjälper till att upprätthålla anaeroba förhållanden. Om LNAPL finns närvarande kan den försvåra utvärderingen av data. Kloroform och klormetan hämmar reduktiv dekloreringsprocesser.

Nedbrytningsprodukter av PCE och TCE indikerar att reduktiv dekloreringsprocess pågår. Observeras eten är det mycket troligt att *Dehalococcoides* finns närvarande och är aktiva i den pågående dekloreringsprocessen. Eten indikerar också att fullständig dekloreringsprocess pågår. Även närvaro av VC tyder på att *Dehalococcoides* finns närvarande och är aktiva. Även närvaro av cis-1,2-DCE är en tydlig indikator på en pågående dekloreringsprocess. Observeras över huvud taget inga nedbrytningsprodukter är den nuvarande miljön olämplig för reduktiv dekloreringsprocess. I ett sådant fall måste man förstå orsaken och se om det finns möjlighet att på olika sätt förbättra situationen.

Den totala koncentrationen av kloreter bör vara tillräckligt stor så att en effektiv behandling kan fastställas analytiskt. Om den totala koncentrationen däremot är mycket stor tyder det på att fri fas finns närvarande, vilket kan göra det svårt att utvärdera resultaten från behandlingen eller en pilottest. Om samtliga komponenter i nedbrytningskedjan analyseras kan dekloreringsgraden i systemet beräknas (se 5.2.1). En låg dekloreringsgrad tyder på att dekloreringsprocessen går långsamt eller på tillförsel av ny ursprungsprodukt, vilket i sin tur kan tolkas som närvaro av fri eller adsorberad fas.

Om ^{13}C -halten relativt en internationell standard ($\delta^{13}\text{C}$) i ursprungsprodukten (PCE, TCE) är hög tyder det på att det skett en nedbrytning av produkten. Ett ofta citerat värde på $\delta^{13}\text{C}$ i onedbrytten ursprungsprodukt är -28. Värdet kan dock variera beroende bl.a. på var produkten tillverkats. Om värdet inte verkar vara förhöjt samtidigt som nedbrytningsprodukter inte kunnat konstateras sker troligen ingen dekloreringsprocess, men om värdet inte verkar vara förhöjt samtidigt som nedbrytningsprodukter konstaterats är poolen av ursprungsprodukt stor. (Se vidare 5.2.2).

3.3. Geokemisk profil

Den förorenade akviferens geokemi har stor betydelse för dimensioneringen av tillsatta saneringsprodukter. Den beskriver också redox-situationen och därmed förutsättningen för de anaeroba processer som möjliggör reduktiv dekloreringsprocess. Den detaljerade geokemiska profilen ges i tabell 3.3.

Tabell 3.3. Geokemisk profil

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Poäng
Löst syrgas	< 0.5 mg/L	3	Existerande förhållanden är fördelaktiga för reduktiv dekloreringsprocess	
	> 3.0 mg/L	-3	Existerande förhållanden är hämmande för reduktiv dekloreringsprocess	
Nitrat	< 1 mg/L	3	Existerande förhållanden är fördelaktiga för reduktiv dekloreringsprocess	
	> 5 mg/L	-3	Existerande förhållanden är hämmande för reduktiv dekloreringsprocess	
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal risk att sulfat fungerar som konkurrerande elektronacceptor	
	> 250 mg/L	-3	Sulfat kan potentiellt försinka eller förstöra reduktiv dekloreringsprocess	
Löst järn Fe(II)	> 1 mg/L	1	Förhållandena är fördelaktiga för reduktiv dekloreringsprocess	

Metan	>0.1 mg/L	3	Förhållandena är fördelaktiga för reduktiv deklorering
Redox-potential	< -200 mV	3	Förhållandena är fördelaktiga för reduktiv deklorering
	-200 to -100 mV	2	
	-100 to 50 mV	1	Förhållandena är mindre fördelaktiga för reduktiv deklorering
	50 to 200 mV	-1	
> 200 mV	-2		
Löst organiskt material (DOC)	> 20 mg/L	3	Betydande försörjning av organiska elektron-donatorer
	5-20 mg/L	1	Möjlig försörjning av organiska elektron-donatorer
	<5 mg/L	0	Begränsad försörjning av organiska elektron-donatorer
pH	6.5 - 7.5	3	Optimalt pH
	5.0 - 6.0 eller 8.0-9.0	0	Fördelaktiga förhållanden för mikrobiologisk tillväxt i akviferen, dock med långsam tillväxthastighet
	<5.0 eller >9.0	-5	Ogynnsamma förhållanden för mikrobiell tillväxt i akviferen
Bikarbonat, alkalinitet	>100 mg/L	1	Buffertkapaciteten är fördelaktig
	<25 mg/L	-1	Obetydlig buffertkapacitet
Ledningstal	Brackvatten (50 % havsvatten)	-10	Mycket stor jonstyrka kan hämma bakteriell tillväxt
Summa Geokemisk profil			

*) Tabellvärden bör ses som intervall där ett valt värde bör ligga mellan max och min och baseras på platsspecifika förutsättningar.

För att reduktiv deklorering ska ske krävs åtminstone lokalt anaeroba förhållanden. Det betyder att redox-potentialen bör vara negativ. I princip ska syrgas inte förekomma, men eftersom absolutmätning av koncentrationen är svår och förhållandena lokalt kan variera kan man acceptera att viss syrgaskoncentration uppmätts. Nitrathalten bör inte heller vara alltför hög eftersom nitraten kommer att reduceras innan deklorering av större omfattning kommer igång. Även högre halter av sulfat kan förhindra eller försinka reduktiv deklorering. Närvaro av järn(II) och metan indikerar gynnsam miljö för reduktiv deklorering.

Löst organiskt kol (DOC) kan vara elektron-donator varför en inte alltför låg halt av DOC är positiv. Optimalt pH för mikrobiologiska processer är i intervallet 6.5 – 7.5, men ned till pH 5.0 respektive upp till pH 9.0 är fortfarande bra. Lägre eller högre pH än dessa värden är hämmande för mikrobiologisk tillväxt. Vid tillsats av vissa elektron-donatorer som t.ex. mjölksyra kan pH sjunka. I sådana fall kan det vara viktigt att buffertkapaciteten i akviferen är hög. Ett högt ledningstal kan tyda på inblandning av havsvatten i akviferen. Mycket hög jonstyrka kan hämma bakteriell tillväxt.

Vid val av saneringsmetod bör man även överväga övrig geokemi. Arsenik, selen, järn och mangan är exempel på metaller som kan gå i lösning via reduktiv upplösning eller desorption till följd av ändringar i pH och redox-potential om de förekommer bundna i marken till järn- eller manganoxider eller andra lermineral (AFCEE, 2004). Man bör därför ha koll på om jorden innehåller besvärande mängder av dem. Längre nedströms där den tillsatta elektron-donatorn är förbrukad stiger redox-potentialen igen och upplösta metaller kan åter falla ut. Finns skyddsobjekt som vattentäkt i närområdet kan det bli nödvändigt att höja redox-potentialen genom tillsats av lämpligt oxidationsmedel för att påskynda utfällningen.

3.4. Logistiska faktorer

Kostnaden för en saneringsinsats hänger bl.a. samman med platsens tillgänglighet och vilka faciliteter som finns på platsen. I en värdering av om stimulerad reduktiv deklorering är lämplig bör därför platsens logistiska situation värderas (tabell 3.4). Eftersom mycket tid kan sparas om beställarens projektledning kan hållas intakt över tid har den danska listan (Højbjerg Jørgensen et al. 2005) kompletterats med en punkt om samarbeten.

Tabell 3.4. Logistiska faktorer

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Poäng
Lokalens tillgänglighet och beskaffenhet	God Begränsad	3 -3	Lokaler med begränsad tillgänglighet ger dåliga arbetsförhållanden, liksom begränsade ytor och takhöjder. Full tillgänglighet för projektets medarbetare föredras	
Samarbeten	Kontinuitet Ständiga byten	5 -5	Kontinuitet i beställarens projektledning	
Tekniker, lokal eller på orten	Tillgänglig	5	Lokal assistans (eventuellt på lokalen) föredras för att reducera driftskostnaderna	
Bef. Rör, brunnar och installationer	Existerande	5	Existerande rördragningar och borringar kan återanvändas	
Elektricitet, vatten och sanitet	Tillgänglig	5	Tillgång till vatten, el och sanitet ökar designmöjligheterna och kan reducera omkostnaderna	
Avstånd till byggnader	Bostadsbebyggelse över eller nära behandlingszonen	-5	Stimulerad reduktiv deklorering kan potentiellt producera metan och vinylklorid. Används metoden nära bebyggelse ska man vara uppmärksam på risken för påverkan av inomhusklimatet	
Risk för påverkan på dricksvattenbrunnar eller recipienter vid behandling	Dricksvattenbrunnar eller recipienter i närheten av behandlingsområdet	-5	Stimulerad reduktiv deklorering kan påverka grundvattenkvaliteten. Behandling nära dricksvattenbrunnar eller recipienter bör undvikas	
Summa Logistiska faktorer				
TOTAL SUMMA				

*) Tabellvärden bör ses som intervall där ett valt värde bör ligga mellan max och min och baseras på platsspecifika förutsättningar.

En rad logistiska faktorer påverkar möjligheten att optimalt sanera ett förorenat område. Inom en del områden pågår eller har det pågått verksamhet som inte tillåter fritt tillträde. Sådana lokaler är mindre lämpliga eftersom enkel tillgänglighet är viktig för provtagning och kontroll av behandling. Däremot är det en klar fördel om det finns lokal tillgång till lämplig personal som kan sköta löpande övervakning och viss provtagning. I vissa fall kan utrustning från tidigare verksamhet eller från alternativ behandling finnas kvar och kan användas. Befintliga rör, brunnar och andra installationer kan t.ex. användas för tillförsel av elektrondatorer och för undersökningar och uppföljning av haltutveckling. Lokal tillgång till elektricitet för drift av diverse utrustning, liksom tillgång till vatten och sanitet för att säkra personalens hälsa är andra faktorer som underlättar etableringen av en behandling.

Avstånd till bostadshus måste beaktas eftersom avgång av gasfaser som metan och VC från det behandlade området kan ske. Det finns också en risk att brunnar eller recipienter påverkas av

behandling med reduktiv deklorering, varför sådan behandling inte bör ske nära dricksvattenbrunnar och recipienter.

3.5. Konceptuell modell

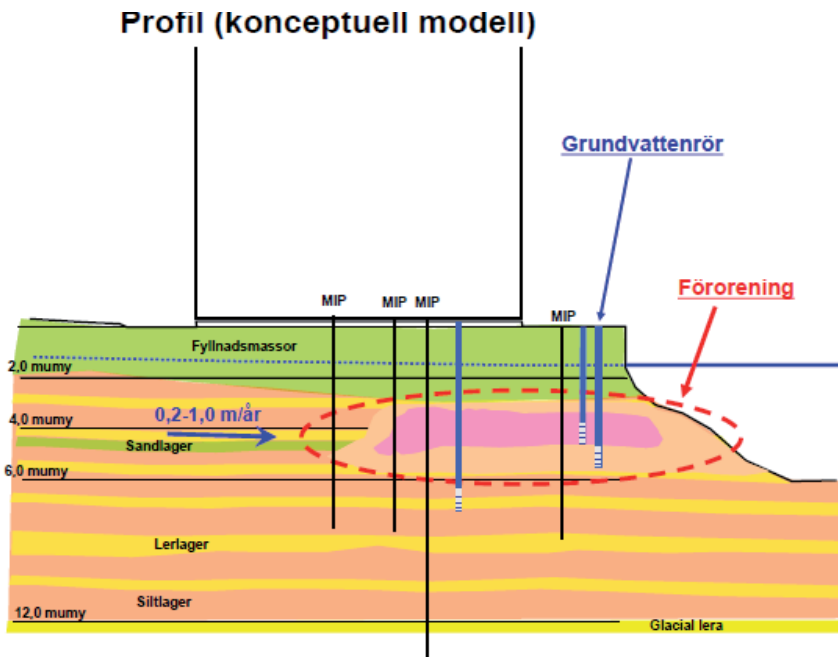


Fig. 3.2. Konceptuell modell i profil av det förorenade området Söderkaj i Halmstad. (Från Davidsson, 2011).

Det är absolut nödvändigt att under arbetets gång utveckla en konceptuell förståelse av förhållandena på platsen och föroreningssituationen där. Förståelsen kan manifesteras i ritningar eller figurer (Fig. 3.2) med alltmer förfinat innehåll vartefter information blir tillgänglig. Utöver att vara ett sätt att systematisera sin förståelse är en konceptuell modell ett viktigt instrument för kommunikation med myndigheter och problemägare. På marknaden finns flera visualiseringsverktyg (ArcGIS, SADA (fri på nätet) och liknande), som kan göra det lättare att kommunicera situationen.

Parallellt med fältundersökningar och analyser kan applicerandet av en matematisk modell vara ett bra sätt att testa att gjorda kvantifieringar är rimliga. Det finns ett stort antal kommersiellt tillgängliga eller fria modeller som på ett mer eller mindre sofistikerat sätt kan hantera grundvattenflöden, ämnestransporter och nedbrytning av kemiska substanser. Man kan t.ex. simulera effekten av kemiska barriärer och deras placering, transittider och utvecklingen av föroreningens koncentration i tid och rum. Det är också möjligt att hitta platsspecifika fördelningskoefficienter och reaktionshastigheter.

4. Projekteringsunderlag

4.1 Metodbeskrivning

För att åstadkomma den eftersträvade stimuleringen av den reduktiva dekloreringen måste en kolkälla tillföras den förorenade marken. Denna bryts ned av fermenterande mikroorganismer som växer till och utvinner energi ur processen. Samtidigt frigörs elektroner och vätgas som utnyttjas av andra mikroorganismer i dekloreringssteget (se kap. 4.2).

Socker, melass och mjölksyra ger omedelbart kolkälla för fermenteringen. De fungerar bra för att dra igång dekloreringsprocessen, men har knappast tillräcklig livslängd annat än i recirkulerande system där den aktiva substansen kontinuerligt kan tillsättas. Eftersom substanserna är så attraktiva för mikroorganismerna finns en påtaglig risk för att dessa växer och sätter igen injekteringsrören i recirkulationssystem. Ett sätt att komma tillrätta med detta problem är att justera ned pH i injekteringsrören. Fermenteringen kommer då inte igång förrän produkten nått ut i jorden där pH buffras till attraktivare nivå. En lätt nedbrytbar kolkälla kan kombineras med en mer svårnedbrytbar, vilken kan utgöra substrat för fermentering och därmed leda till produktion av elektrondonator under lång tid, eventuellt under hela dekloreringsförloppet. Vid en utdragen process kan ny kolkälla behöva tillföras vid flera tillfällen.

På marknaden finns även blandprodukter vars ingående delar var för sig tillfredsställer någon del av tidsskalan. För initialskedet kan ett laktat vara lämplig (dagar – månader), för den lite längre tidsskalan (månader – år) ett polylaktat och för den längsta tidsskalan (år) en lämplig fettsyra. En sådan blandprodukt är t.ex. 3DMe[®] som utvecklats av Regenesys (USA) (se tabell 4.1 för fler exempel).

Tabell 4.1. Några större produkter på marknaden för stimulerad reduktiv deklorering

Produkt	Aktiv substans	Nedbrytning	Livslängd	Producent	Lämplig metod och geologi
Socker	Socker	Fermentering	Kort		Recirkulation/ grov textur
Melass	Melass	Fermentering	Kort		Recirkulation/ grov textur
Mjölksyra + acetat	Mjölksyra, acetat	Fermentering	Kort		Recirkulation/ grov textur
Veg. oljor	Veg. oljor	Fermentering	Längre		Injekttering/ grov textur
HRC	Polylaktatester Fri mjölksyra,	Fermentering	18 mån	Regenesys	Injekttering/ fin textur
3DMe	polylaktatester, fett-syrestrar	Fermentering	3 – 5 år	Regenesys	Injekttering/ fin textur
DARAMEND	Org.matr, Fe ⁰	Fermentering Kemisk red		Adventus	Injekttering/ fin textur
EHC	Org.matr, Fe ⁰	Fermentering Kemisk red	1 – 6 år	Adventus	Injekttering/ fin textur
CAP18	Triacylglycerol	Fermentering	Lång-Kort	Carus	Injekttering/ fin textur
CAP18 ME	Triacylglycerol, soyametylyster	Fermentering	Lång-Kort	Carus	Injekttering/ fin textur
BOS100	Aktivt kol, Fe ⁰	Absorption Kemisk red	Snabb	Remediation Products Inc	Injekttering/ fin textur

De flesta produkterna är baserade på en mer eller mindre komplex organisk substans som fermenteras, varvid vätsgas frigörs. I flera fall adderas näringsämnen till produkten och i vissa fall tillsätts även deklorerande mikroorganismer. Till den här gruppen hör ett antal naturliga produkter som socker, melass, mjölksyra, acetat, vegetabiliska oljor, t.ex. sojaolja, liksom specialkonstruerade produkter som HRC[®], 3DMe[®], CAP18[®], CAP18 ME[®] (se tabell 4.1). Generellt kan man säga att lätt nedbrytbara produkter lämpar sig bäst i recirkuleringssystem, medan produkter som innehåller långlivade komponenter är bättre ägnade att tillföras genom injektering (tabell 4.1). Man kan också säga att grövre textur underlättar tillförsel genom recirkulering medan finare textur kan kräva injektering för att sprida produkten i hela den förorenade markvolymen. För att hålla kostnaderna nere vid injektering är det viktigt att direkt tillsätta tillräcklig mängd av en tillräckligt uthållig produkt så att åtgärds målet kan nås utan upprepning av injektering.

Regenesis produkt HRC[®] består av en polylaktat ester och injekteras i koncentrerad form i liten volym varefter substansen via diffusion sprids i jorden där livslängden kan vara upp till 18 månader. 3DMe[®] är en annan av Regenesis produkter. Den ger snabbt tillgänglig mjölksyra, mjölksyra som långsamt frigörs och fettsyror som frigörs inom loppet av 3 – 5 år. 3DMe bildar hydrofila miceller i grundvattnet, vilket ökar deras rörlighet och gör att större volym penetreras vid en injicering än vad som är fallet med hydrofoba produkter som t.ex. oljor. 3DMe injiceras utspädd till relativt stor volym och fyller sålunda snabbt ut hela den volym som ska behandlas. Carus produkter CAP18[®] och CAP18 ME[®] baseras på triacylglycerol.

En helt annan linje representeras av de produkter som arbetar med abiotisk reduktion. Det vanligaste är att mycket finfördelat metalliskt järn oxideras medan föroreningen är elektronmottagare. Exempel på sådana är Adventus produkter DARAMEND[®] och EHC[®] som båda förutom metalliskt järn innehåller något fermenterbart organiskt material. Även i Remediation Products, Inc. produkt BOS100[®] används finfördelat metalliskt järn, men det är här buret av finfördelat aktivt kol. I detta fall absorberas föroreningen i det aktiverade kolet för att sedan reduceras av det metalliska järnet. Absorptionen går mycket snabbt, medan reduktionen tar längre tid.

Som antytts ovan används i huvudsak två metoder för att tillföra den aktiva substansen till den förorenade volymen; dels kan grundvatten pumpas upp nedströms föroreningen, tillsätts kolkälla och sedan injekteras uppströms föroreningen (Fig. 4.1), dels kan kolkälla injekteras i ett tätt rutnät över hela eller delar av det förorenade området (Fig. 4.2). Valet av metod måste bestämmas av de lokala förhållandena, som utretts enligt tabellerna 3.1-3.4. Generellt väljs pumpmetoder när markens hydrauliska konduktivitet är någorlunda stor, medan injekteringsmetoden är att föredra när konduktiviteten är lägre. Det kan också finnas lokala förhållanden som gör den ena metoden bättre lämpad än den andra, t.ex. kan ett ytligt grundvatten, eller närhet till ett ovanförliggande skikt med hög hydraulisk konduktivitet försvåra användningen av pumpmetoder, eftersom grundvattenytan lokalt kan stiga otillåtet mycket vid injekteringspunkterna och därmed leda upp vatten till markytan, eller in i skiktet med hög ledningsförmåga.

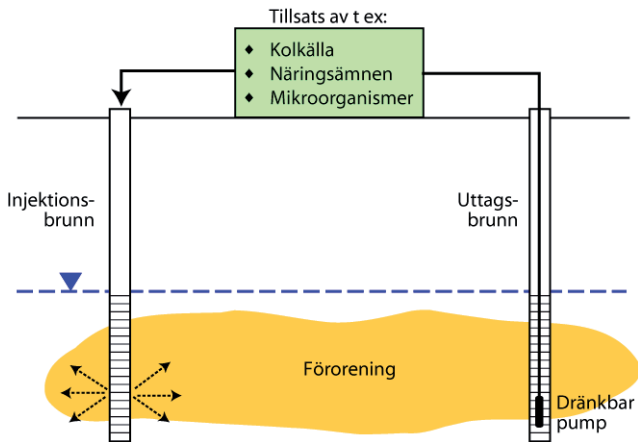


Fig. 4.1. Principskiss för tillsats av kolkälla, näringsämnen och mikroorganismer i ett recirkuleringsystem (bildkälla: Bilaga A i Naturvårdsverket, 2007).

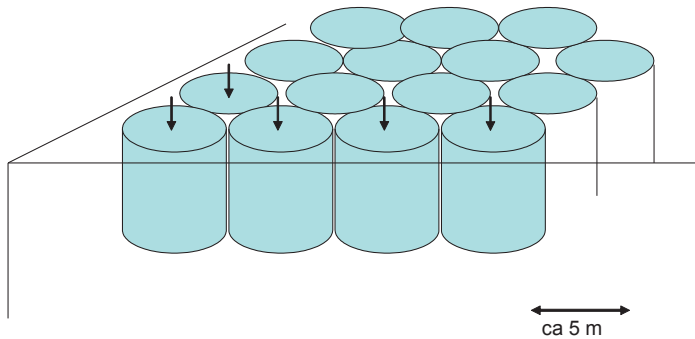


Fig. 4.2. Principskiss för tillsats av kolkälla, näringsämnen och mikroorganismer i ett rutnät av injektionsprofiler över hela det förorenade området.

4.2 Dimensionering

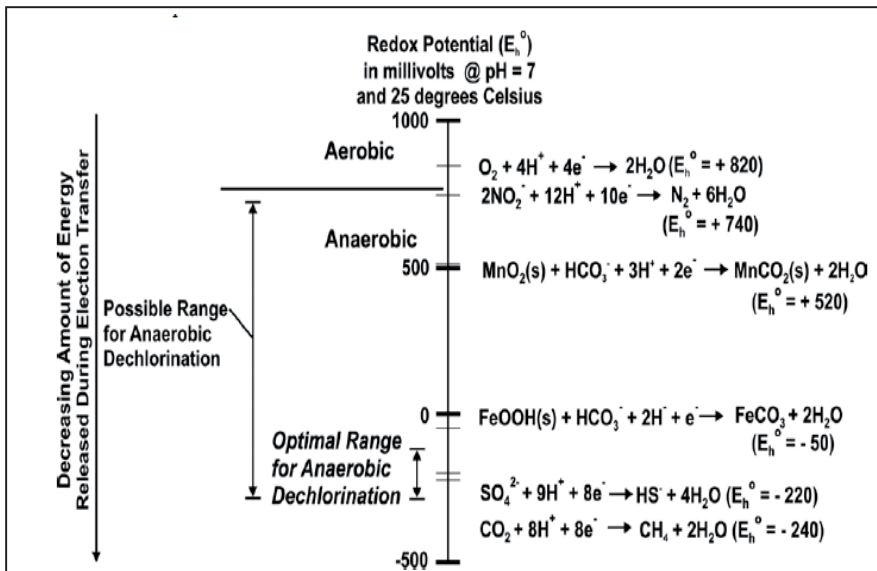


Fig. 4.3. Redox-potential för olika oxidationsprocesser och intervall för möjligt, respektive optimalt intervall för deklorering av klorerade alifater. (AFCEE, 2004, mod. Bouwer, 1994).

Den reduktiva dekloreringen av CAH:er utförs av bakterier, som utviner energi genom elektrontransport från vätgas till CAH. Vätgasen produceras av andra mikroorganismer vid fermentering av organiskt material i marken. Fermentering liksom reduktiv deklorering sker i anaerob miljö. Flera mikroorganismer kan deklorera PCE och TCE, och såvitt man vet idag kan åtminstone *Dehalococcoides ethanogenes* strain 195 och *Dehalococcoides* strain GT (Sung et al., 2006) utföra fullständig deklorering till eten. *Dehalococcoides* strain MB deklorerar TCE till trans-1,2-DCE (Cheng och He, 2009)

I dekloreringssteget överförs två elektroner från löst vätgas till CAH, som reduceras två steg och H^+ byts in i föreningen mot Cl^- som frigörs. Den andra protonen från vätgasmolekylen uppträder i lösningen och bildar saltsyra tillsammans med Cl^- (Fig. 4.4).

Mikroorganismer utviner energi genom elektrontransport från ett ämne som kan leverera elektroner, elektrondonator, till ett ämne som kan ta emot elektroner, elektronacceptor. Sådana reaktioner kan även ske utan mikrobiologisk inblandning. Under aeroba förhållanden är syrgas elektronacceptor, medan organiskt material ofta är elektrondonator (Fig. 4.3). När syret förbrukas sjunker redox-potentialen och andra elektronacceptorer aktiveras, i tur och ordning NO_3^- , NO_2^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} och slutligen CO_2 . CAH kan vara elektronacceptor i redox-intervallet 720 – -260 mV men fungerar bäst i intervallet -120 – -260 mV. Konkurrerande acceptorer måste förbrukas innan CAH kan bli dominerande elektronacceptor. Det är alltså viktigt att tillräcklig mängd elektron-donator kan produceras.

Fermenteringshastigheten påverkas av hur lättillgänglig kolkällan är. Därmed är det också möjligt att genom val av lämplig kolkälla påverka nedbrytningshastigheten. Tillgängligheten hos organiska elektronacceptorer avtar i serien; socker, melass, laktat, polylaktat, fettsyror. Mikroorganismerna bryter alltså lättast ned socker. Det finns också oorganiska elektronacceptorer, som t.ex. Fe^0 , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^0 . Framför allt har finfördelat metalliskt järn, Fe^0 använts vid abiotisk reaktiv deklorering.

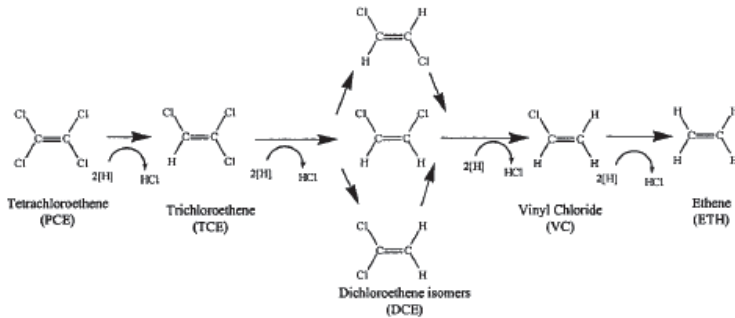


Fig. 4.4. Sekventiell reaktiv deklorering av PCE.

Man kan göra ett överslag på hur stor tillsatsen av kolkälla behöver vara för att leda till en total deklorering av ett CAH-förorenat område. Med måttlig egen erfarenhet är det dock betydligt klokare att låta experter utvärdera tillsatsens storlek utifrån parametervärden och analyser som konsulten tagit fram. För sin egen skull kan man beräkna mängden elektronacceptorer (mol) som tävlar med de klorerade alifaterna om vätet som producerats vid fermenteringen. Dessa är starkare oxidationsmedel än många klorerade alifater och måste först reduceras innan någon väsentlig deklorering startar (se den geokemiska profilen i tabell 2.3 och Fig. 4.3). Dessutom måste naturligtvis tillsatsen vara tillräcklig för att räcka till själva dekloreringen. Man kan dock dra nytta av förekomst av potentiella elektronacceptorer, som löst organiskt kol (DOC), metan och Fe^{2+} .

I princip gäller alltså följande för den jordvolym som avses behandlas uttryckt i mol,

$$\text{Tillsats} = [\Sigma (\text{O}_2, \text{NO}_3^-, \text{Mn}^{4+}, \text{Fe}^{3+}, \text{SO}_4^{2-}) + \Sigma(\text{CAH-Cl})] \cdot \text{säkerhetsfaktor} - \Sigma(\text{DOC}, \text{Fe}^{2+})$$

Säkerhetsfaktorernas storlek beror på hur effektivt elektronacceptorerna kan utnyttjas tillförda elektroner och hur effektivt elektronacceptorerna kan dela med sig av sina elektroner, men inte minst hur väl beräknad den effektiva volymen kommer att vara. I stora plymer kan det vara svårt att uppskatta dispersion och diffusion av aktiv substans, varför viss överdimensionering måste ske. Det kan också vara aktuellt att dimensionera för utspädning genom grundvattentillförsel. En säkerhetsfaktor 2 kan vara en rimlig utgångspunkt. En ytterligare komplicerande faktor är att en del av den vid fermenteringen bildade vätgasen kan förbrukas i metanogenes, dvs. bildning av metan från vätgas och koldioxid eller små organiska föreningar. Detta kan ske när redox-potentialen är lägre än -240 mV. Om redox-potentialen är högre kan istället metan sönderdelas

i vätgas och koldioxid. Metan kan alltså uppträda antingen som positiv eller som negativ term i ekvationen beroende på den rådande redox-potentialen. Eftersom det optimala redox-intervallet för reduktiv deklorering är -100 – -280 mV (se Fig. 4.3) är det troligt att en del av den producerade vätgasen används i metanogenes. I sämsta fall skulle all bildad vätgas kunna bindas i metan.

Inför beslut i enskilda fall är det viktigt att diskutera dimensioneringen med personer som har större erfarenhet, t.ex. rådgivare inom de företag som rekommenderar och säljer tillsatssubstanser (jfr. tabell 4.1). Det kan också vara klokt att genomföra pilottest (se nedan).

Om man bestämmer sig för stimulerad reduktiv deklorering är den aktuella situationen oftast tillräcklig. Provtagning över en längre tid för att klargöra om det sker en naturlig nedbrytning och hur stor den är behövs vanligen inte. När man tagit fram nödvändiga fakta kan olika leverantörer av stimulansprodukter ta fram den dos som krävs. Genom att fråga olika leverantörer får vi en uppfattning om vilken dos som bör tillsättas av olika produkter. Kräv att få ta del av referensprojekt som liknar de platsspecifika förutsättningar som finns och kräv att de förklarar de ingående mekanismer som förklarar hur produkten fungerar när den kommer ner i marken. Många leverantörer garanterar ett visst resultat (om de får tillräckligt med fakta) och om det inte går som det var tänkt så är det inte ovanligt att de kan leverera mer av produkten till reducerat pris för en extra saneringsomgång. Det gäller att ge leverantörerna förutsättningar så att de kan bedöma rätt dos. Det förefaller som att man vid lägre halter ger en viss grunddos, som framför allt styrs av den aktuella porvolymen i marken. Vid högre halter ökas dosen baserat på den faktiska föroreningsgraden. Leverantörerna kan oftast ge svar på om en viss föroreningsituation är behandlingsbar och om produkten går att få ut i marken. Ta reda på hur produkten är sammansatt, av t.ex. hydrofoba eller hydrofila komponenter. Att själv försöka sätta sig in i vilken dos som krävs är vanskligt, men heller inte nödvändigt. Det räcker att veta vilket faktaunderlag som leverantörerna behöver, vad deras produkter kostar, vilka halter man kan komma ner till och hur lång tid detta tar.

På liknande sätt behöver vi ge entreprenören rätt förutsättningar för att räkna på hur en injektion eller recirkulering skall göras, utrustning, tidsåtgång, mm. Tester krävs för att se hur lätt det är att få ut produkten i marken eller recirkulera produkten i marken. Sluttester kan vara tillräckligt, men direkta injektions- eller recirkuleringsförsök med vatten eller den produkt som används är att föredra.

4.3 Pilotförsök

I projekteringsunderlaget är det viktigt att kunna visa att föreslagna åtgärder inom en given tid reducerar risken till den nivå som krävs på platsen. Ofta är det starkaste argumentet ett med lyckat resultat genomfört pilottest. Ett sådant kan genomföras genom att den föreslagna elektronodonatorn tillförs i ett begränsat antal punkter inom en begränsad yta i en passiv injektionsdesign, eller en aktiv recirkuleringsdesign.

Utförningen av ett givet pilottest ska alltid anpassas till de lokala förutsättningarna. Det är bl.a. viktigt att överväga om ett pilottest är tidsmässigt och ekonomiskt försvarbart att genomföra. I stora projekt kan t.ex. flera olika pilottest genomföras parallellt, medan det i mindre förorenade områden kanske är bättre att utföra huvudsaneringen direkt. I flera fall kan ytan för ett pilottest vara 100 - 300 m² och antalet injiceringspunkter kanske 10 - 30. För att observera och kunna visa att man fått igång en stimulerad reduktiv deklorering bör minst tre observationsrör sättas inom den valda försöksytan. Dessutom måste det finnas minst ett observationsrör upp-

ströms och två nedströms försöksytan. En minskad halt av föroreningen inom försöksytan får inte vara ett resultat av ett inflöde av renare grundvatten. Samtidigt måste en sänkt föroreningshalt inom försöksytan resultera i en sänkt eller oförändrad föroreningshalt i pplymen nedströms pilotförsöket.

Ett pilotförsök bör vara så utformat att resultaten från det tydligt visar om metoden och dimensioneringen varit rätt och om inte, hur en förbättrad dimensionering ska se ut. De bevislinjer som bör följas är framför allt ökade mängder nedbrytningsprodukter och ökad dekloreringsgrad (se kap 5.2.1), ökad halt ^{13}C i ursprungsföroreningen demonstrerad som ett allt större $\delta^{13}\text{C}$ -värde (se kap 5.2.2) och ett ökat antal reduktivt deklorerande mikroorganismer (se kap 5.2.3). Pilotförsöket ska alltså analyseras och utvärderas med samma metoder som senare används i kontrollprogrammet under genomförandefasen.

4.4 Beslut

Projekteringsunderlaget kommuniceras till uppdragsgivare och myndigheter och innehåller såväl kostnads- som åtgärdsalternativ. Förundersökningen ska ge svar på om stimulerad reduktiv dekloreringsmetod är den mest lämpade metoden.

5. Behandlingsfas

Behandlingsfasen är tiden från det att stimulerande åtgärder sätts in tills uppställda mål nåtts i hela det förorenade området. Att målen nåtts verifieras i det kontrollprogram som ska löpa parallellt med behandlingen.

5.1 Tekniskt utförande

Reduktiv deklorering kan, som vi sett, ske naturligt i anaerob miljö om en lämplig kolkälla och rätt mikroorganismer finns närvarande. Vanligen betyder det markens mättade zon, dvs. från markens kapillärzon och nedåt i grundvattenzonen. Dessutom kan anaeroba förhållanden uppkomma i jordaggregat i en i övrigt aerob markhorisont. Dekloreringen kan påskyndas genom tillsats av en attraktiv kolkälla, näringsämnen och om lämpliga mikroorganismer saknas, även av sådana. Idealt bör tillsatsen av kolkälla i tillräcklig mängd nå hela den förorenade porvolymen och vara tillgänglig på platsen under tillräckligt lång tid för att mikroorganismerna ska kunna växa till och utföra den önskade nedbrytningen. I täta jordar bör tillsatsen ske genom direkt injektering i ett tätt rutnät över det förorenade området. I mer genomsläppliga jordar kan det vara effektivare med tillsats genom recirkulerande grundvatten eller i en barriär. Vid direktinjektering är sammansättningen hos den injicerade kolkällan viktig. Kommersiellt finns blandningar med olika lätt nedbrytbar kolkälla tillgängliga. Man kan snabbt få igång en deklorerande process genom en lättillgänglig kolkälla och den kan dessutom fås uthållig genom en mer svårtillgänglig kolkälla. Vid beräkningen av hur stor tillsatsen bör vara måste man, som vi såg i kap. 4.2, ta hänsyn till i vilken utsträckning det finns andra potentiella elektronmottagare i den aktuella jordvolymen.

Ett recirkulerande grundvatten kan åstadkommas genom att en eller flera pumpbrunnar placeras centralt i behandlingsområdet och injektionsrör placeras i cirklar runt dessa. Det uppumpade vattnet tillförs elektronodonator i ett slutet system och återförs till grundvattnet genom injektionsrören. I och med uppumpningen i den centrala pumpbrunnen och injekteringen i periferin byggs en sänkningsträtt upp runt pumpbrunnarna och man får ett flöde från injektionsrören mot pumpbrunnarna. Alternativt kan injektionsrören placeras i linje, tvärs grundvattnets flödesriktning och en linje pumpbrunnar parallellt med och nedströms dem (Fig. 4.1).

Vid direktinjektion pressas elektronodonatorn ut på avsett djup i marken. Det är viktigt att se till att man får en så god fördelning av den aktiva substansen i den förorenade volymen som möjligt, dvs. att injektionen sker i ett tillräckligt tätt och djupt rutnät (Fig. 4.2). Vanligen görs injektionerna från föroreningens periferi och in mot centrum, eftersom det kan finnas risk att injektionen trycker en del av föroreningen framför sig. Genom att välja tryck och dimension på injektionsrören kan den påverkade markvolymen varieras. Att hitta rätt pump för ett givet tillfälle kan vara svårt. Det kan därför vara säkrast att diskutera detaljerna med någon som har erfarenhet av injektionsarbeten. Pumparna måste också anpassas till den produkt man väljer. Typiskt kan ett tryck >3.5 MPa och ett flöde av 20 l min^{-1} vara en rimlig utgångspunkt. Ett exempel på injektionsrör är Geoprobes tryckaktiverade spets som öppnar sig när injektionstrycket appliceras.

En modifiering av den yttäckande injekteringen kan vara att i ett område med högre hydraulisk konduktivitet injektera aktiv substans i linjer (barriärer) vinkelrätt mot grundvattnets flödeslinjer. Avståndet mellan barriärerna och mängden injekterad substans bör vara sådant att inte all substans hinner förbrukas mellan barriärerna. På så sätt kan en låg redox-nivå upprätthållas längs hela den förorenade sträckan. Introduceras barriärer är det dock viktigt att beakta dessas hydrauliska egenskaper. Den hydrauliska konduktiviteten får inte vara påtagligt mindre än i akviferen i övrigt. Dessutom måste transittiden för föroreningen genom barriären vara tillräckligt lång för att deklorering ska hinna ske.

Ytterligare en variant kan vara en upprepad tillsats av aktiv substans i ett antal brunnar. Det ställer mindre krav på produktens livslängd än om tillförseln endast sker vid ett tillfälle som är vanligt vid direktinjektion.

5.2 Kontrollprogram

Kontrollprogrammet ska utformas så att det kan svara dels på om deklorering sker och i tillräcklig omfattning, dels på om och när risken reducerats till acceptabel nivå. Om möjligt bör ett antal indikatorer användas. Utöver haltanalyser med beräkning av massbalans och dekloreringsgrad kan isotopanalyser och närvaro och frekvens av specifika mikroorganismer vara viktiga indikatorer för att visa att och i vilken omfattning deklorering sker. Lämpligt provtagningsintervall kan vara 2 – 4 månader vid injektion (långsammare förlopp) och kanske så ofta som 1 – 2 veckor vid recirkulering. Man bör försöka bevara grundvattenrör (och andra eventuella provpunkter i andra medier) från utförda undersökningar så att en uppföljning av nedbrytningsförloppet kan ske i ett och samma rör. Det bör ge bäst förutsättningar att studera eventuella trender. Om man kan utnyttja tidigare utförda installationer kan kostnaderna också hållas nere.

Formulering av åtgärds mål finns noggrant diskuterat av Lindström et al. (2009), liksom utformningen av kontrollprogram och den statistiska behandlingen av mätdata för att avgöra om det överenskomna målet för *in situ* saneringen nås. Vi hänvisar till den genomgången och tar här bara upp evidenslinjer som är specifika för reduktiv deklorering. För reduktiv deklorering är det sannolikt oftast så att det är krav på halter i grundvattnet som sätts som åtgärds mål eftersom halter brukar användas för att bedöma risk. Ett åtgärds krav skulle också kunna vara att uppnå en viss grad av deklorering. Mikrobiologisk tillväxt och förändringar i isotopsammansättning fungerar som bevis för pågående deklorering men är mindre lämpliga som åtgärds mål.

När målet för saneringen uppnåtts avslutas behandlingsfasen. Det är dock troligt att ett program för efterkontroll med lägre intensitet i tid och rum tar vid.

5.2.1 Haltanalyser och dekloreringsgrad

Analys av halten av de förekommande klorerade alifaterna i jord, markgas och grundvatten är basen för såväl planerings- och åtgärdsfasen som för ett kontrollprogram. Dels ger det möjlighet att se haltförändringar för de olika föreningarna i rum och tid, dels kan de användas för att beräkna dekloreringsgraden i de olika provpunkterna.

Haltutveckling och trender i tid och rum utgör viktiga verktyg för att t ex bedöma var en källa kan vara belägen. Haltutvecklingen i sig är nämligen inte ett tillräckligt bevis för en pågående dekloreringsprocess. Halten i en provpunkt kan sjunka av flera andra orsaker, t.ex. genom utspädning eller borttransport (förflyttning).

Dekloreringsgraden kan beräknas ur koncentrationen (mol l^{-1}) av föroreningskomponenterna. Nedan ges beräkningen av dekloreringsgraden i ett fall där utgångsprodukten varit PCE;

$$\text{Dekloreringsgrad (\%)} = \frac{([TCE] + 2 \cdot [DCE] + 3 \cdot [VC] + 4 \cdot [Eten] + 4 \cdot [Etan])}{4 \cdot ([PCE] + [TCE] + [DCE] + [VC] + [Eten] + [Etan])} \cdot 100$$

Det är dock inte tillräckligt som bevis för en pågående dekloreringsprocess att halten av ursprungsföreningen sjunker. Halten i en provpunkt kan sjunka av flera andra orsaker, t.ex. genom utspädning eller borttransport (förflyttning). Trender i tid och rum utgör viktiga verktyg för att bedöma var källan är belägen.

5.2.2 Isotopanalyser

Med så kallad Compound Specific Isotope Analysis (CSIA) är det möjligt att få reda på isotopsammansättningen av enskilda föreningar i en blandning av föreningar. Vi kan t.ex. få veta andelen ^{13}C i TCE i ett prov med en blandning av klorerade etener. I kemiska reaktioner är det generellt så att föreningar som innehåller ett atomslag med lägre masstal har större sannolikhet att delta i en reaktion än samma förening om samma atomslag har högre masstal. Vid fasövergångar är det lättare för föreningar som t.ex. avdunstar lättare än tyngre.

Vid dekloreringen av t.ex. klorerade alifater är det lättare för molekyler med lägre masstal att delta i en reaktion än molekyler med högre. Detta leder till en fraktionering där föreningen som bryts ned successivt anrikas på tyngre isotoper, medan produkten som bildas till större andel består av den lättare isotopen (Fig. 5.1, jfr. även Fig. A3.2). Bombach et al. (2010) visade att förändringar i föroreningarnas isotopsammansättning i förorenade akviferer nästan uteslutande kunde hänföras till mikrobiologiska nedbrytningsprocesser.

Klorerade lösningsmedel - isotopförändringar

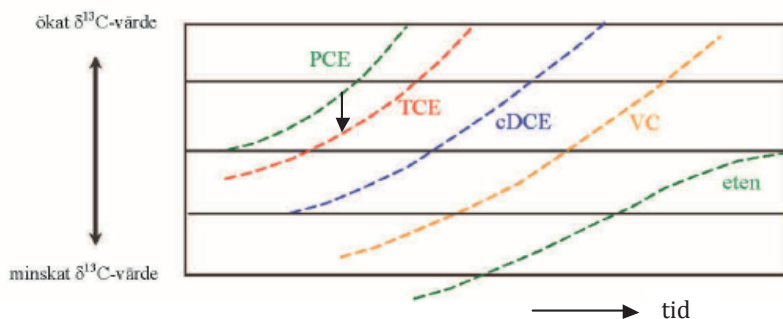


Fig. 5.1. Isotopförändringar vid deklorering av klorerade etener. T.ex. blir $\delta^{13}\text{C}$ -värdet lägre för TCE när PCE dekloreras, medan det ökar för kvarvarande PCE (se pil).

Om isotopfraktioneringen, dvs. i vilken grad den lättare molekylen deltar i en given reaktion än den tyngre, är känd blir det också möjligt att skatta reaktionens omfattning och i vårt fall att uppskatta dekloreringsgrad.

5.2.3 Biologiska analyser

Huvuddelen av mikroorganismerna i marken sitter fast på ytor. Endast en mycket liten del förekommer för längre eller kortare tid fritt i mark- och grundvattnet. Ett alternativ för att analysera aktiva bakteriepopulationer är därför att använda något substrat som introduceras i akviferen, t.ex. i observationsrör och på vilket mikroorganismerna kan växa med hjälp av förbipasserande löst organiskt kol. Sådana fällor kan bestå av ett permeabelt material med stor yta. Ett exempel är det kommersiellt tillgängliga Bio-Trap®, för vilken även den mikrobiologiska analysen kan köpas (Davis et al., 2008, Sublette et al., 2006). Vid sådan analys kan man genom bl.a. analys av fosfolipidfettsyror (PLFA) få veta struktur och omfattning av det mikrobiologiska samhället. Vi kan också få veta om den för fullständig deklorering nödvändiga *Dehalococcoides* finns närvarande och även populationens ungefärliga storlek. Det är viktigt att kunna konstatera att de aktiva mikroorganismpopulationerna är tillräckligt stora och om de var små att de växer eller har förutsättningar för att växa.

6. Screening av fallstudier

I appendix 1 – 3 visas erfarenheter i form av fallstudier från tre svenska försök med stimulerad reduktiv deklorering; Söderkaj i Halmstad, Götarp i Gnosjö och Rampen 36 i Falkenberg. I appendix 4 jämförs dessa objekt enligt den screening vi introducerade i kapitel 3.

Förundersökningen och den hydrologiska profilen för de tre platserna gav samma screening och högsta möjliga värde för avgränsningen av föroreningen. Götarp, där ett recirkulationssystem prövades, hade relativt låg hydraulisk konduktivitet och fick därmed lågt poäng = 0, dvs. inte direkt dåligt, men heller inte bra för recirkulation. Söderkaj och Rampen 36, där direktinjektering användes, hade högre hydraulisk konduktivitet än Götarp och fick båda högsta poäng för konduktiviteten vilket tyder på goda förutsättningar för reduktiv deklorering med direktinjektering. Alla platserna hade lågt innehåll av organiskt kol, varför den sorberade fasen förväntas vara relativt liten. Vid Rampen 36 var dock kolhalten högre och Rampen 36 fick en lägre poäng.

Föroreningsprofilen skiljde sig inte så mycket mellan Söderkaj och Rampen 36, vilka båda fick hög ranking. Götarp hade i stort sett samma förhållanden, utom att eten inte analyserats och därmed inte poängsatts. Detta är ett exempel där förundersökningen borde ha kompletterats med analys av detta ämne. I såväl Söderkaj som Rampen 36 fanns skikt av torv i markprofilen, som skulle kunna bidra som elektrongivare. De gavs därför ett positivt värde på översta raden, ”Total föroreningsmängd inkl oljekomponenter”. Någon sådan positiv komponent fanns inte i Götarp, men där fanns heller inte någon direkt negativ komponent av LNAPL, varför Götarp fick värdet 0. Observerade nedbrytningsprodukter av de ursprungliga klorerade alifaterna tyder på en pågående nedbrytningsprocess. Detta är mycket positivt och ger höga värden. Idealt observeras eten eller etan, vilket tyder på att *Dehalococcoides* finns närvarande och kan spjälka av alla kloratomerna från föroreningen och man kan vara nästan säker på att rätt stimulans leder till att populationerna av *Dehalococcoides* växer till. För detta tilldelas 10 poäng, vilket är det högsta värdet. Såväl Söderkaj som Rampen 36 fick detta värde, medan gaser inte analyserades i Götarp och därför tilldelades värdet 0. Observeras VC finns troligen *Dehalococcoides* närvarande, och vi sätter värdet 5 på alla lokalerna. Nedbrytning till cis-DCE tyder på närvaro av *Desulfuromonas*, *Dehalobacter* och andra och är också ett gott tecken. Vi tilldelar alla lokaler värdet 2 för denna närvaro. Man bör också värdera att den totala halten av kloreter är tillräckligt stor för att göra analyser av dem möjliga, liksom de inte bör vara alltför höga, eftersom detta indikerar att fri fas kan finnas närvarande och interferera vid tolkningen av pilottest och huvudsanering. I alla våra tre fall låg totalhalten inom det optimala intervallet och gav maximalt värde för dem.

Halten ^{13}C (relativt standard, dvs. $\delta^{13}\text{C}$ -värdet) för de olika komponenterna kan vara ett gott indicium för en pågående nedbrytningsprocess. Ett högt värde för ursprungsprodukten tyder på att det mesta av den deklorerats. Detsamma gäller även för de andra komponenterna, men inte lika entydigt. Det kan vara lämpligt att sätta ett värde mellan -5 och 5 för att beskriva hur omfattande nedbrytningen är. Vi tilldelade Rampen 36 värdet 3, eftersom $\delta^{13}\text{C}$ -värdet var relativt högt i alla komponenter. Söderkaj hade inte lika entydiga värden och gavs värdet 1, medan ingen analys skett i Götarp, som därför fick värdet 0.

I den geokemiska profilen värderas hur mycket konkurrerande elektronmottagare som finns tillgängliga och andra parametrar som är viktiga för att få igång en fungerande dekloreringsprocess. Förutsättningarna har överlag varit något mer gynnsamma på Söderkaj än på Rampen 36. Förutsättningarna i Götarp har varit minst fördelaktiga.

De logistiska faktorerna har överlag varit gynnsamma på alla tre platserna. På Söderkaj skulle dock byggnader uppföras tämligen omgående efter sanering vilket innebär risk för gasinträngning i byggnader. Inga rör, brunnar eller andra installationer fanns på någon av de tre platserna.

7. Litteratur

- AFCEE 2004. Principles and practices of enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents. Parsons Corporation; Air Force Center for Environmental Excellence Brooks City-Base, Texas. http://costperformance.org/remediation/pdf/principles_and_practices_bioremediation.pdf
- Bombach, P., Richnow, H.H., Kästner, M. and Fischer, A. 2010. Current approaches for the assessment of in situ biodegradation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 86, 839–852.
- Bouwer, E.J. 1994. Bioremediation of Chlorinated Solvents Using Alternate Electron Acceptors. In: Norris, R.D., R.E. Hinchee, R. Brown, P.L. McCarty, L. Semprini, J.T. Wilson, D.H. Kampbell, M. Reinhard, E.J. Bouwer, R.C. Borden, T.M. Vogel, J.M. Thomas, and C.H. Ward (Eds), *Handbook of Bioremediation*. 149-175. Lewis Publishers.
- Cheng, D. and He, J. 2009. Isolation and characterization of “Dehalococcoides” sp. Strain MB, which dechlorinates tetrachloroethene to trans-1,2-dichloroethene. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(18), 5910–5918.
- Davidsson, L. 2011. Erfarenheter från fullskalesaneringar med stimulerad reduktiv deklorering. Anförande vid SGF kurs hos ÅF Solna 2011-03-15.
- Davis, G., Baldwin, B.R., Peacock, A.D., Ogles, D., White, G.M., Boyle, S.L., Raes, E., Koenigsberg, S.S. and Sublette, K.L. 2008. Integrated approach to PCE-impacted site characterization, Site Management, and Enhanced Bioremediation. Published online in Wiley Interscience (www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/rem.20178.
- Højbjerg Jørgensen, T., Scheutz, Ch., Durant, N.D., Cox, E., Niels Erik Bordum, N.E., Rasmussen, P. och Løgstrup Bjerg, P. 2005. Stimuleret in situ reduktiv deklorering. Vidensopsamling og screening af lokaliteter. Hovedrapport. Miljøstyrelsen i Danmark, Miljøprojekt Nr. 983, 153 sid, samt appendixrapport 136 sid.
- Larsson, L. 2009. Naturlig självrening av klorerade alifater – vägledning, SGI Varia 601, 30 sid., samt fem bilagor, 173 sid.
- Lindström, J.-E., Öberg-Högsta, A.-L. Alm, J., Bergman, J. och Torin, L. 2009. Åtgärds mål vid in situ sanering – Formulering och kontroll av åtgärds mål. SGF Rapport 2:2009. ISSN 1103-7237, ISRN SGF-R-09/2-SE, 44 sid., samt två bilagor, 49 sid.
- Livsmedelsverket 2001. Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30. 21 sid.
- Morse, J.J., Alleman, B.C., Gossett, J.M., Zinder, S.H., Fennell, D.E., Sewell, G.W., och Vogel, C.M. 1998. A treatability test for evaluating the potential applicability of the reductive anaerobic biological in situ treatment technology (RABITT) to remediate chloroethenes. Draft Technical

Protocol. U.S. Department of Defence, Environmental Security Technology Certification Program.

Naturvårdsverket 2007. Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod, NV Rapport 5663, med två bilagor; A Faktablad över åtgärdsmetoder, och B Exempel på utvärderingsprocess för val av efterbehandlingsalternativ, totalt 193 sid.

Naturvårdsverket 2009. Övervakad Naturlig Självrening som åtgärdsstrategi på förorenade områden, Hållbar sanering, NV Rapport 5893.

Naturvårdsverket 2009. Riktvärden för förorenad mark, NV Rapport 5976. ISBN 978-91-620-5976-7.

Skogsjö, E. 2011. Lägesbeskrivning av arbetet med att avhjälpa sådana föroreningsskador som avses i 10 kapitlet miljöbalken. Skrivelse till Miljödepartementet, Ärende NV-03200-11, 10 sid., samt 5 Bilagor, om tot. 40 sid.

Sublette, K., Peacock, A., White, D., Davis, G., Ogles, D., Cook, D., Kolhatkar, R., Beckmann, D. and Yang, X. 2006. Monitoring subsurface microbial ecology in a sulfate-amended, gasoline-contaminated aquifer. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 26, 70–78.

Sung, Y., Ritalahti, K. M., Apkarian, R. P. och Löffler, F. E. 2006. Quantitative PCR confirms purity of strain GT, a novel trichloroethene-to-ethene respiring *Dehalococcoides* isolate. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72, 1980–1987.

US-EPA. 2009. National Primary Drinking Water Regulations, EPA 816-F-09-0004, 6 sid.

WHO. 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. ISBN: 978 92 4 154815 1. 564 sid.

Wiedemeier, T.H., Swanson, M.A., Moutoux, D.E., Gordon, E.K., Wilson, J.T., Wilson, B.H., Campbell, D.H., Haas, P.E., Miller, R.N., Hansen, J.E., Chapelle, F.H. 1998. Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in ground water. Office of Research and Development Washington DC. 20460 EPA/600/R-98/128.

Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J. and Wilson, J.T. 1998b. Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Hemsidor

Clu-In (2011), MIP-teknologi; <http://www.clu-in.org/characterization/technologies/mip.cfm>

Danska kvalitetskriterier (2009): http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/Graensevaerdier/Datablade_for_stoffer_med_jord_og_drikkevandskvalitetskriterier/Datablade_for_stoffer_med_jord_og_drikkevandskvalitetskriterier.htm

Holländska listan (2009)

<http://www.scribd.com/doc/53530062/Pages-From-Dutch-Soil-Remediation-Circular-2009-2>

Appendix 1

Fallstudie Söderkaj

Lars Davidsson¹, Ulf Wiklund², Jonny Bergman³, Gareth Leonard⁴, and Harald Grip⁵

¹ WSP Environmental, Laholmsvägen 10, SE-302 48 Halmstad, Sweden, phone: +46 (0) 35 181145,
E-mail: lars.davidsson@WSPGroup.se

² Tyréns AB, Västra Norrlandsgatan 10, SE-903 27 Umeå, Sweden, phone: +46 (0) 70 6829241,
E-mail: ulf.wiklund@tyrens.se

³ MB Enviroteknik AB, Stålverksgatan 14, SE-417 07 Göteborg, Sweden, phone: +46 (0) 70 6749201,
E-mail: jonny.bergman@DSVM.se

⁴ Regenesis (UK) Ltd, Tramshed, Beehive Yard, Walcot St, Bath, BA1 5BB, UK,
Phone: +44 (0) 1833 630 411, e-mail: gleonard@regenesis.com

⁵ Surbrunnsgatan 4, SE-114 21 Stockholm, Sweden, phone: +46 (0) 70 6532175,
E-mail: harald@grip2.se

Bakgrund

Söderkaj ligger på västra sidan av Nissans utlopp i Halmstads hamn. Ett bostadsområde har planerats i området där en tidigare metallindustri använt klorerade kolväten som tvättvätskor (Davidsson, 2009, Davidsson et al., 2010).

Den geologiska profilen består av fyllnadsmassor av sand och grus från markytan till ca 2 m djup följt av lager av silt och lera till 12 m djup med inbäddade lager av torv och gyttja. Detta följs av glaciallera till 30 – 40 m djup. Den hydrauliska konduktiviteten (i det förorenade området som låg på 3 – 6 m djup) var $3,5 \cdot 10^{-6}$ m s⁻¹ och den hydrauliska gradienten var 0,002 – 0,003, vilket resulterade i en grundvattenhastighet av 0,2 – 1 m år⁻¹ vinkelrätt mot Nissan.

Innan bostadsbyggandet kunde påbörjas krävdes en miljöutredning. Denna gjordes 2007 med omfattande markprovtagning med skruvborr och installation av grundvattenrör för grundvattenprovtagning och analys. I grundvattnet fann man cis-1,2-dikloreten (cDCE) och vinylklorid (VC), vilket ledde till mer omfattande undersökningar. Avgränsningen av den klorerade alifatiska föreningen skedde i 35-40 punkter med en membran-interface-probe (MIP)-sondering i juni 2007. En MIP-sondering innefattar extraktionen av icke-polära flyktiga kolväten över ett diffusionsgränsskikt och analys med flamjoniseringsdetektor (FID), fotojoniseringsdetektor (PID) och torr detektering av elektrolytisk ledningsförmåga (DELCD) (Kurup, 2009). MIP-sonderingen kompletterades senare till att omfatta totalt 35 – 40 sonderingar till 7 m djup i marken och tre till 15 m djup. Observationsbrunnar för grundvatten installerades på lämpliga platser för provtagning för att kunna kontrollera och verifiera resultaten från MIP-sonderingarna och därmed utsträckningen av det kontaminerade området.

3-D Microemulsion™ (3DMe) injekterades i 32 punkter i juni 2008 för att stimulera biobrytning med målet att nå accepterbara föroreningsnivåer på 100 µg l⁻¹ inom 3 – 4 år. I juni 2009 när den gamla fabriken hade rivits, gjordes en ytterligare injektion i 44 punkter inom fabriksområdet. 3DMe injekterades i ett rutnät med 4 – 5 m mellan injektionspunkterna över hela den förorenade ytan. Injektionen skedde uppifrån och nedåt i 0,25 m intervall från 2 till 6 m djup i marken. Den behandlade ytan var ca 940 m².

Bio-Traps® installerades före och efter injektionen av näringslösning i juni 2008 för att spåra mikrobiell aktivitet, sammansättning av det mikrobiologiska samhället och därmed dess förmåga att deklorera föroreningarna. De installerades i fyra observationsrör och satt ute 25 – 30 dagar. Bio-Traps® bestod av porösa rör av teflon som var förslutna i båda ändarna med nylonlock. De var fyllda med ett samplingsmedium som bestod av Seps®-pellets, ett kompositmaterial av Nomex® och pulvriserat aktivt kol, som gav dem en stor inre aktiv yta (Peacock et al. 2004, Sublette et al. 2006). Bio-Traps® som installerats före injektionen i juni 2008 analyserades med avseende på fosfolipidfettsyror (PLFA). PLFA kan identifiera olika grupper av mikroorganismer i grundvattnet. Den relativa andelen av olika organismgrupper ger en indikation på rådande miljöförhållanden, t.ex. redox-potential. Bio-Traps® analyserades också med avseende på DNA för att specifikt identifiera grupper av mikroorganismer och enzymer som krävs för biologisk nedbrytning av klorerade alifatiska föreningar. DNA-analys gjordes på Bio-Traps® som installerats såväl före som efter injektionen i juni 2008.

Föreningsspecifik isotopanalys (compound specific isotope analysis, CSIA) gjordes på grundvattenprov vid två tillfällen i ett försök att verifiera att deklorering ägde rum och att förklara föroreningsspridningen. Det första tillfället var på våren 2008, före injektionen av 3DMe och det andra tillfället var i februari 2010. Dekloreringsgraden kunde beräknas från massbalans eftersom alla reagerande ämnen och producerade nedbrytningsprodukter fanns kvar i grundvattnet och kunde analyseras.

Åtgärds mål

Åtgärds målet för insatsen på Söderkaj var att inom 3 – 4 år ha reducerat koncentrationen av klorerade alifatiska kolväten (beräknad som en totalhalt) till hälsogränsen för grundvatten $100 \mu\text{g l}^{-1}$, eller lägre.

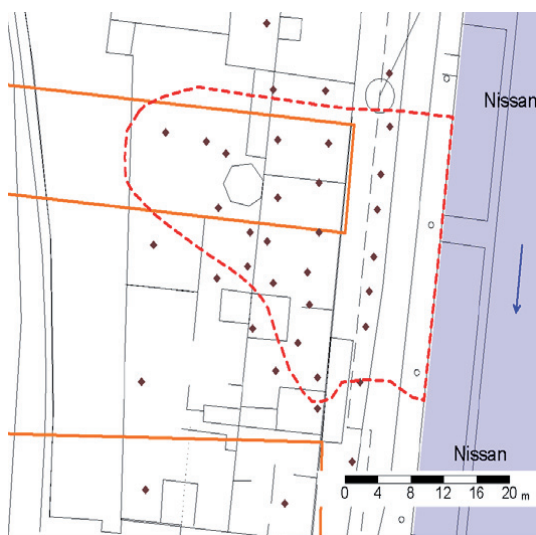
Resultat

Koncentrationen klorerade kolväten varierade mycket mellan de olika grundvattenrören (tabell A1.1).

Tabell A1.1. Sammanfattning av observerade koncentrationer ($\mu\text{g l}^{-1}$) i grundvattenrör nedströms den tidigare metallindustrin under sommaren 2007.

	Min	Max	Medeltal	Median	90% percentil
PCE, Tetrakloreten	0.05	1.2	0.15	0.05	0.05
TCE, Triklloreten	0.4	7	1	1.0	1.6
tDCE, Trans-1,2-dikloreten	0.5	98	28	15	79
cDCE, Cis-1,2-dikloreten	11	19 000	6 024	2 650	16 800
VC, Vinylklorid	7.2	11 000	5 493	6 950	10 000

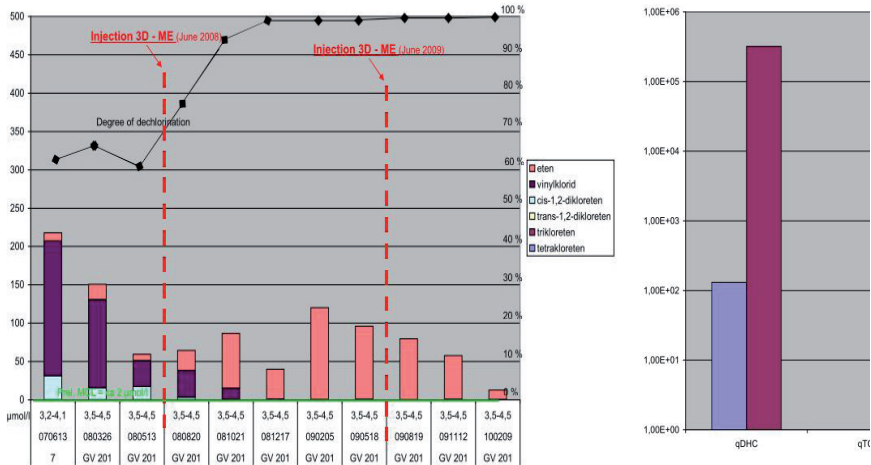
Tillsammans med grundvattenproven beskrev MIP-sonderingarna (Fig. A1.1) utbredningen av det kontaminerade området vid Söderkaj väl. Även föroreningarnas djupfördelning beskrevs bra och visade att föroreningen fanns på 3 – 6 m djup. Den relativt omfattande MIP-sonderingen visade att föroreningen fanns inom ett tämligen väl avgränsat område (Fig. A1.1 och Fig. A1.3a, vänster).



Figur A1.1. Förorenat område före injektionen i juni 2008 och platserna för MIP-sonderingar.

Koncentrationen tri- och tetrakloreten var låg, lägre $10 \mu\text{g l}^{-1}$ i alla grundvattenrören, vilket visade att endast lite eller ingen fri fas av dessa ämnen fanns närvarande. Däremot fanns relativt höga halter av cis-1,2-dikloreten och vinylklorid, upp till 19 000 respektive 11 000 $\mu\text{g l}^{-1}$, vilket indikerar en relativt hög nedbrytningsgrad. Trans-1,2-dikloreten hade medelhöga halter på

mindre än 100 µg l⁻¹.



Figur A1.2. Fördelning och total koncentration av klorerade kolväten samt dekloreringsgrad i rör GV201 från 2007-06-13 till 2010-02-09 (vänster), och mängden Dehalococcoides före och efter injektionen i juni 2008 (höger).

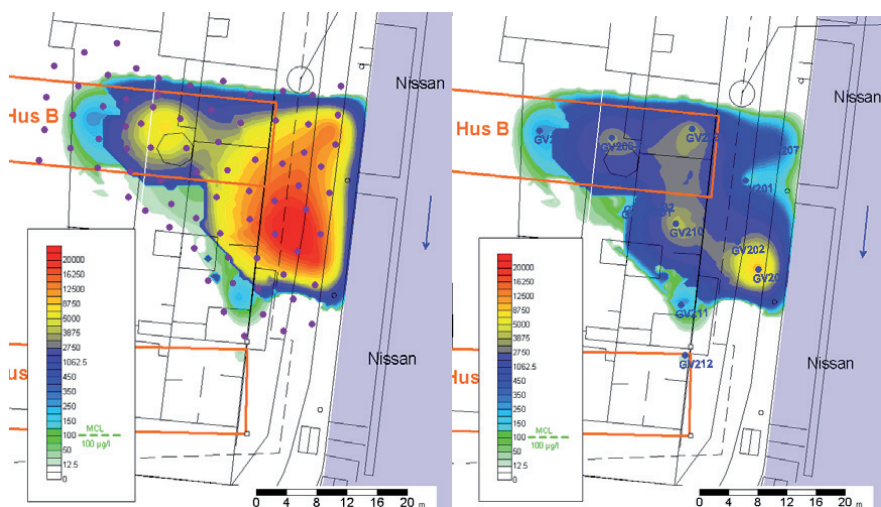
Koncentrationen klorerade kolväten i de olika rören beskrevs som tidsserier (Fig. A1.2). Till exempel dominerades grundvattnet i rör GV201 av VC följt av cDCE och eten under perioden innan den första injektionen av 3DMe (Fig. A1.2, vänster). Efter injektionen sjönk koncentrationen av cDCE och VC och på hösten 2008 återstod praktiskt taget bara eten. Redan när den andra injektionen skedde återstod praktiskt taget inga klorerade etener och även koncentrationen eten minskade. Initialt var dekloreringsgraden mer än 60 % (Fig. A1.2, vänster). Efter den första injektionen ökade dekloreringsgraden snabbt till 100 %, vilket visade hur effektiv nedbrytningsprocessen var i detta fall. Även mängden specifik mikrobiell biomassa ökade som följd av injektionen. Mängden Dehalococcoides ökade mer än 1000 gånger efter injektionen (Fig. A1.2, höger).

I alla grundvattenrör där isotopsammansättningen hos cDCE och VC analyserades ökade $\delta^{13}\text{C}$ -värdet från provtagningen i april 2008 till februari 2010 (tabell A1.2). Detta betyder att såväl cDCE som VC bröts ned under perioden. I några fall var koncentrationen av cDCE och VC för låg för isotopanalys, vilket i sig gav indikation på att nedbrytning skett.

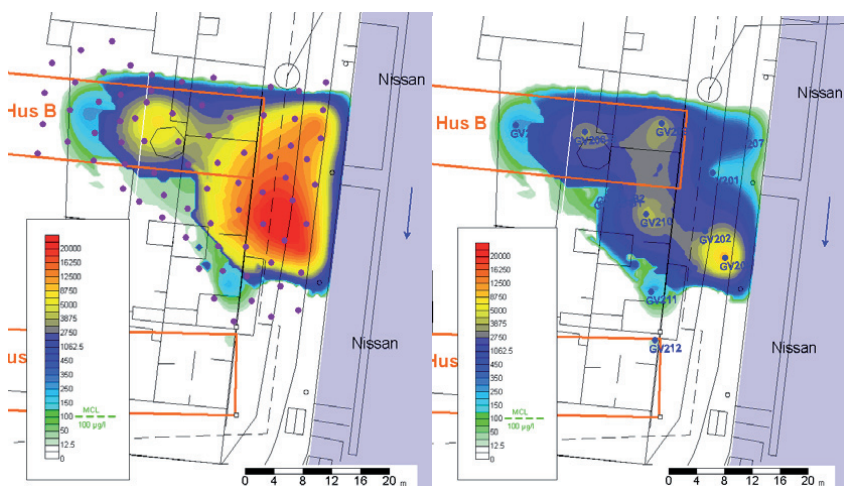
Tabell A1.2. Isotopsammansättning för cis-DCE och VC ($\delta^{13}\text{C}$ -enheter) i fem grundvattenrör i april 2008 respektive februari 2010

	GV201	GV202	GV206B	GV208	GV210
Cis-DCE					
april 2008	-4.6	-10.5	-3.6	-9.1	-
februari 2010	¹	+2.8	< ²	+5.2	<
VC					
april 2008	-17.4	-16.4	-6.2	-22	-
februari 2010	-	-5.5	-0.3	+27	-2.2

¹ ej analyserat, ² mindre än praktiskt kvantifierbar halt (PQL)



Figur A1.3a. Halten klorerade kolväten i juni 2007 och i maj 2009. Den vänstra figuren visar också injektionspunkterna efter kompletterade injektion i juni 2009.



Figur A1.3b. Halten klorerade kolväten i augusti 2009 och i februari 2010. Observationsrören visas också i figurerna.

Innan injektionen av 3DMe var föroeningen koncentrerad längs Nissans strand med den högsta koncentrationen längst åt söder. Ett sekundärt koncentrationsmaximum identifierades i nordväst (Fig. A1.3a, vänster). Nedbrytningen efter injektionen var snabb och redan i maj 2009 var halten mindre än $2500 \mu\text{g l}^{-1}$ över nästan hela området. I sydöst var koncentrationen fortfarande upp mot $9000 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. A1.3a, höger). I augusti 2009 hittades ett litet område med koncentrationer omkring $5000 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. A1.3b, vänster) men i februari 2010 (Fig. A1.3b, höger) var även den högsta koncentrationen i sydöst omkring målvärdet $100 \mu\text{g l}^{-1}$.

Resultatet av analysen av fosfolipidfettsyror (PLFA) 2010 visade en signifikant förhöjning av anaerobiskt fermenterande bakterier (ökning av PLFA från 2 – 3 % i BioTraps® före injektionen 2008 till 25-30 % i grundvattenprov våren 2010).

Diskussion

Marksaneringen vid Söderkaj visade förmågan hos 3-D MicroemulsionTM att öka produktionen av mikroorganismer som är nödvändiga för att deklorera cDCE och VC. Massbalansberäkningar visade att dekloreringsgraden var omkring 50 % när projektet startades. Tydligt kunde fermentering av organiskt material som torv och gytta i markprofilen skapat förutsättningar för en naturlig dekloreringsprocess av TCE och till viss del också av DCE och VC. Dekloreringsgraden steg till 95 – 100 % efter mindre än två års behandling.

Utbredningen av det förorenade området belades med grundvatten- och markanalyser liksom även av MIP-sonderingar. Dessa senare används inte så ofta i Sverige, vid denna tidpunkt, kanske beroende på brist på bra referensobjekt, eller att de använts på jordar som varit mindre lämpade för metoden. I föreliggande fall där föroreningen hade tämligen begränsad utbredning och där marken hade relativt fin textur visade sig MIP-sonderingen vara en effektiv metod för att avgränsa det förorenade området. Tillsammans med konventionella metoder fick man en bra tredimensionell bild av det förorenade området.

Utöver massbalansberäkningar utnyttjades isotoper och mikrobiologiska metoder för att få bevis för att dekloreringen var effektiv. Vid Söderkaj hade naturlig självrening brutit ned det mesta TCE till cDCE och VC, medan vidare nedbrytning av dessa till eten fungerade sämre vilket också visats på andra förorenade ställen (Davis et al., 2008). Nålsögat tycks vara den anaerobiska produktionen av vätgas som krävs för dekloreringen av cDCE och VC (Nijenhuis et al., 2007).

Fermenteringsprocessen som leder till vätgasproduktion förstärktes väsentligt genom tillsatsen av 3DMe, vilket visades genom den ökade mikrobiella biomassan och den ökade dekloreringshastigheten. Analysen av $\delta^{13}\text{C}$ för cDCE och VC gav värden som var mindre än för TCE och som ökade med tiden efter injektionen av 3DMe eftersom den tyngre kolisotopen (^{13}C) anrikades i residualfasen.

Sterila Bio-Traps® användes för att påvisa mikrobiell biomassa och funktionella grupper i mark- grundvattenssystemet. Den totala biomassan ökade 100 till 1000 gånger efter att 3DMe injicerats.

Antalet fermenterande jästbakterier ökade 10 gånger (från 2-3 % 2008 till 25-30 % 2010), vilket visar att dessa bakterier producerat den vätgas som är nödvändig för att Dehalococcoides ska kunna ge en fullständig reduktiv deklorering av klorerade etener till eten.

Slutsatser

Den stimulerade bionedbrytningen genom injektionen av 3DMe visade sig ge en anmärkningsvärd minskning av koncentrationen klorerade alifatiska kolväten i grundvattnet på den förorenade platsen, vilket visar potentialen för stimulerad reduktiv deklorering som en praktisk reningsåtgärd. $\delta^{13}\text{C}$ -värdet var en stark indikator på nedbrytningen av föroreningen. Analysen av mikroorganismssamhället visade ökad mikrobiell biomassa och en förändring mot ett samhälle som var bättre ägnat att genomföra dekloreringen.

De första undersökningarna (MIP-sonderingarna och grundvattenanalyserna) gav en trovärdig beskrivning av såväl den horisontella som den vertikala utbredningen av föroreningen med

klorerade lösningsmedel. Kemisk, fysikalisk och mikrobiologisk analys visade den stora potentialen för förstärkt reduktiv deklorering in situ genom injektion av 3DMe. Denna information var viktig när det gällde att besluta hur saneringen skulle utföras, dvs. var injektionerna av 3DMe skulle ske och hur mycket som skulle injiceras. Mikrobiell analys och isotopanalys gav ytterligare information till den vanliga kemiska och fysikaliska analysen om hur dekloreringen fortskred och att allt gick enligt planen.

Kostnad

Kostnad för utredning och provtagning	ca 1,1-1,3 milj. kr
Kostnad för injektion och näringslösning	ca 0,9-1,0 milj. kr
Bedömd slutlig kostnad för miljökontroll	ca 0,4-0,6 milj. kr
Totalt	ca 2,5-2,9 milj. kr

Referenser

Davidsson, L. 2009. Söderkaj, Halmstad - Redovisning av utförda avhjälpandeåtgärder (in situ sanering) på Söderkaj (In Swedish, English title, Söderkaj, Halmstad – Report on in situ remediation actions taken at Söderkaj). Consultancy report to HSB, 45 sid.

Davidsson, L., Wiklund, U., Bergman, J., Leonard, G. och Grip, H. 2010. Progress of a stimulated anaerobic dechlorination treatment in Halmstad, SW Sweden. In: Proc. ConSoil 2010, Theme Enhanced Natural Attenuation, 10 sid.

Davis, G., Baldwin, B.R., Peacock, A.D., Ogles, D., White, G.M., Boyle, S.L., Raes, E., Koenigsberg, S.S. and Sublette, K.L. 2008. Integrated approach to PCE-impacted site characterization, Site Management, and Enhanced Bioremediation. Published online in Wiley Interscience (www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/rem.20178.

EEA 2007. Progress in management of contaminated sites. European Environment Agency, Copenhagen.

Kurup, P.U. 2009. Novel technologies for sniffing soil and ground water contaminants. *Current Science*, 97, 1212-1219.

Nijenhuis, I., Nikolausz, M., Köth, A., Felföldi, T., Weiss, H., Drangmeister, J., Grossmann, J., Kästner, M. and Richnow, H.H. 2007. Assessment of the natural attenuation of chlorinated ethenes in an anaerobic

contaminated aquifer in the Bitterfeld/Wolfen area using stable isotope techniques, microcosm studies and molecular biomarkers. *Chemosphere*, 67, 300–311.

Peacock, A.D., Chang, Y.J., Istok, J.D., Krumholz, L., Geyer, R., Kinsall, B., Watson, D., Sublette, K.L.,

White, D.C. 2004. Utilization of microbial biofilms as monitors of bioremediation. *Microb. Ecol.*, 47, 284–292.

Sublette, K., Peacock, A., White, D., Davis, G., Ogles, D., Cook, D., Kolhatkar, R., Beckmann, D. and Yang, X. 2006. Monitoring subsurface microbial ecology in a sulfate-amended, gasoline-contaminated aquifer. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 26, 70–78.

Appendix 2

Fallstudie Götarp

Ulf Wiklund¹, Jonny Bergman², Martin Bergvall¹, Morgan Näslund³, Maja Örberg¹ och Harald Grip⁴

¹ Tyréns AB, Västra Norrlandsgatan 10, SE-903 27 Umeå, Sweden, phone: +46 (0) 70 6829241,
E-mail: ulf.wiklund@tyrens.se

² MB Enviroteknik AB, Stålverksgatan 14, SE-417 07 Göteborg, Sweden, phone: +46 (0) 70 6749201,
E-mail: jonny.bergman@DSVM.se

³ MB Enviroteknik AB, Lunne 116, SE-891 96 Arnäsvall, Sweden, phone: +46 (0) 70 5883150,
E-mail: morgan.naslund@DSVM.se

⁴ Surbrunnsgatan 4, SE-114 21 Stockholm, Sweden, phone: +46 (0) 70 6532175,
E-mail: harald@grip2.se

Bakgrund

Det stimulerade reduktiva dekloreringsförsöket i Götarp var, så vitt vi vet, det första i sitt slag i Sverige. Området var ett hörn av en industritomt i Götarp där trikloretan, som använts som tvät-
tvätska, okontrollerat spillts ut. Geologin på platsen är 0,7 m fyllnadsmassor av grus och sten,
men också av grovsand. Därunder är texturen finsilt eller siltig lera. Innan experimentet startade
var den hydrauliska gradienten ca 1 % från norr mot söder.

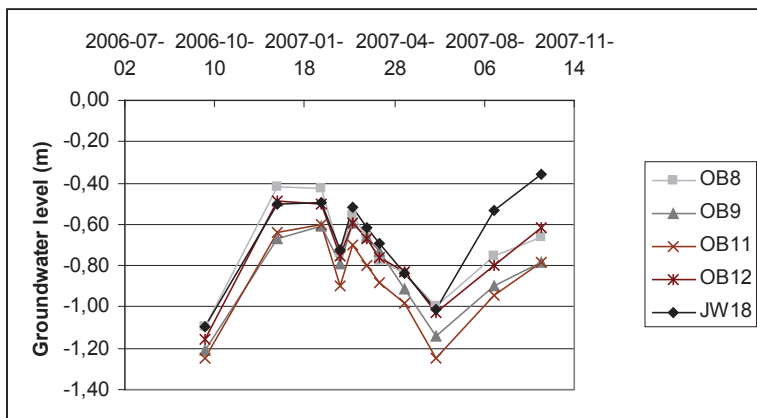
Den allmänna utformningen av experimentet var att injektera en lätt tillgänglig kolkälla i ytter-
kanten av en cirkel som omslöt det förorenade området och att extrahera behandlat grundvatten
i cirkelns centrum, tillsätta ny kolkälla och återinjektera det behandlade vattnet. I ytterkanten av
cirkeln med 7 m radie installerades fem injekteringsrör och inom cirkelytan fyra observations-
rör. Rören, som var av plast var 4,5 m långa och hade diametern 63 mm. De var perforerade
längs de understa 2 m. I centrum installerades ett pumprör av stål som var 6 m djupt, 168 mm i
diameter och som var perforerat de djupaste 3 m. Volymen runt de installerade rören återfylldes
med lokalt material och tätades med bentonitlera närmast markytan.

Jordens hydrauliska konduktivitet bestämdes med slug test i observationsbrunnarna. Grund-
vattenprov för kemisk analys togs i de fyra observationsbrunnarna inom och fyra observations-
brunnarna utanför det behandlade cirkulära området. I fält mättes pH, ledningstal, redox-potenti-
al och löst syrgas, medan prov för ytterligare analys togs till laboratoriet i kylda glasflaskor.

Kolkällan bestod av en lösning av natriumacetat och mjölksyra till vilken en näringslösning av
ammoniumklorid och natriumfosfat adderats. För att hålla systemet fritt från syrgas tillsattes
kvävgas överst i pumpbrunnen och där kolkällan tillsattes.

Resultat

Markens hydrauliska konduktivitet på 2 – 4 m djup i observationsrören (JW18 på 1,5 – 3,5 m
djup) varierade mellan 1,9 och 3,5 cm dag⁻¹ med en tendens till högre värden mot norr.



Figur A2.1. Grundvattennivåer i de olika observationsrören i försöket i Götarp. 0-nivån är markytan vid pumpbrunnen.

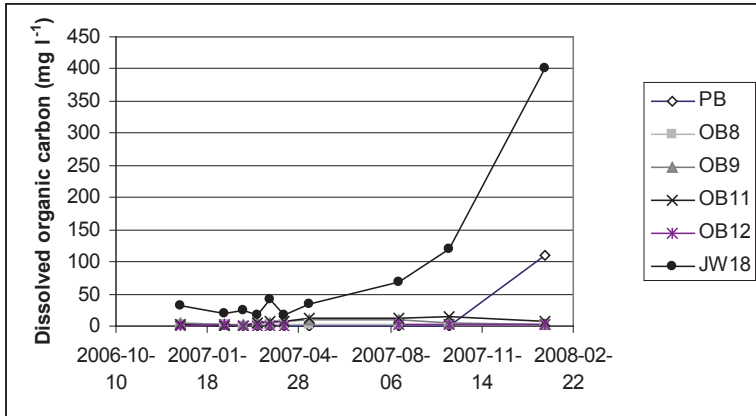
Pumpningen i centrum och injektionen i periferin resulterade i att en sänkningstratt utvecklades med högre grundvattennivåer i periferin av det cirkulära behandlingsområdet och lägre nivåer mot pumpbrunnen i centrum. Under den våtare årstiden, dvs. senhöst till vår, var grundvattennivåerna höga och grundvattnet nådde upp i de permeabla fyllnadsmassorna på ca 0,7 m djup under markytan (Fig. A2.1).

Tabell A2.1. Koncentrationen av TCA, DCA, DCE, VC ($\mu\text{g l}^{-1}$) och DOC (mg l^{-1}) i observationsrören JW18, OB8, OB9, OB11 and OB12 och i pumpbrunnen PB i Götarp innan injektionen av kolkälla startade, efter ett år och efter att injektionen avslutats.

	Date	JW18	OB8	PB	OB9	OB11	OB12
TCA	2006-12-19	1000	64	30	33	30	28
	2007-10-09	90	200	38	110	150	170
	2009-11-25	1100	65	ea*	9	430	75
DCA	2006-12-19	400	89	53	61	76	28
	2007-10-09	69	76	17	64	150	92
	2009-11-25	390	29	ea	42	300	40
DCE	2006-12-19	12	2.4	1.8	1.2	2.4	1.7
	2007-10-09	4	6	1	3	8	11
	2009-11-25	7	3	ea	11	22	5
VC	2006-12-19	0.33	<0.10	<0.10	<0.1	<0.1	
	2007-10-09	0.2	<0.1	<0.04	<0.1	0.16	<0.1
	2009-11-25	2	<1	ea	<1	<1	<1
DOC	2006-12-19	33	2.4	2.9	4.1	3.5	<2
	2007-10-09	120	3	1	4.6	14	3.5
	2009-11-25	66	4.4	ea	7.7	13	3.6

* Ej analyserat

Innan injektionen av den aktiva substansen startade togs grundvattenprov i observationsrören. Vattenproven analyserades på ett vitt spektrum av klorerade kolväten. Signifikanta halter av 1,1,1-trikloretan (TCA), 1,1-dikloretan (DCA), 1,1-dikloreten (DCE) och vinylklorid (VC) konstaterades (se Tabell A2.1). TCA och DCA var de dominerande föroreningarna. Den höga koncentrationen av TCA indikerade att det troligen fanns fri fas av TCA närvarande och att dekloreringen inte hade gått särskilt långt eftersom halten DCA var mycket lägre.



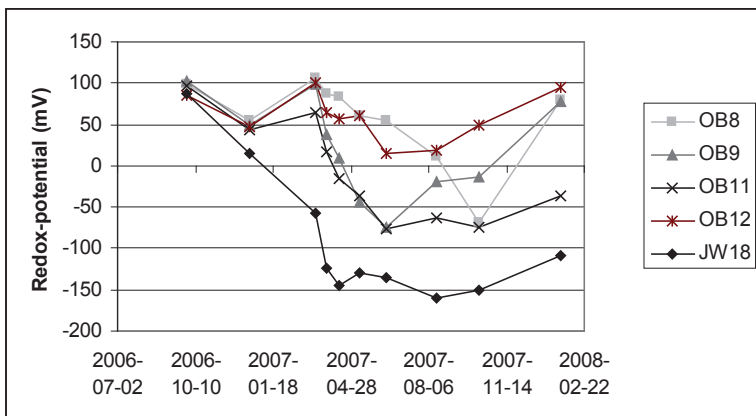
Figur A2.2. Koncentrationen löst organiskt kol (DOC, mg l⁻¹) i observationsrören i försöket i Götarp

Löst organiskt kol (DOC) tillfördes injekteringsbrunnarna i form av natriumacetat och mjölk-syra. Frånsett ökande respiration förväntades en ökad halt DOC i observationsrören (Fig. A2.2). Någon större ökning av halten DOC uppmättes bara i rör JW18 som var belägen närmast en injektionsbrunn. Vid slutet av försöksperioden observerades också en ökning i pumpbrunnen PB. En flödesmodell gav liknande DOC- koncentrationer efter simulerade 90 dagar som observerades i fält efter 240 dagar (Tabell A2.2), vilket är i linje med den ursprungligen överskattade hydrauliska konduktiviteten som användes i modellen.

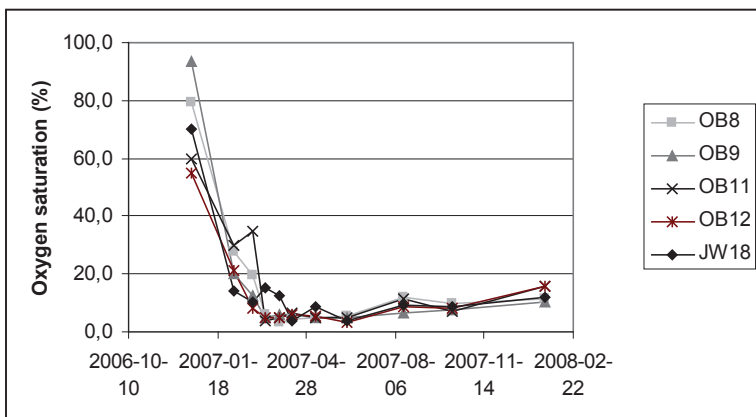
Tabell A2.2. Observerad and beräknad halt av löst organiskt kol (DOC, mg l⁻¹) i observationsrören i försöket i Götarp

	T (dagar)	JW18	OB8	OB9	OB11	OB12
Observationer	240	120	3	5	14	3.5
Modell	90	110	80	60	45	30

Anaeroba förhållanden krävs för att dekloreringen ska äga rum. Redox-potentialen ska därför vara väsentligt lägre än 0 mV och den mätta syrgasmättnaden nära 0 % i ett uttaget grundvattenprov. Redox-potentialen i vattenprov från röret JW18 följde det förväntade förloppet och sjönk efter ca fem månader under -100 mV. Även i vattenprov från rören OB11 och OB9 uppmättes redox-potentialer mindre än 0 mV (Fig. A2.3). När injektionerna avslutades hade redox-potentialerna åter börjat stiga. Syrgasmättnaden i grundvattenproven låg under 6 % av mättnadsvärdet under våren och sommaren 2007, men liksom redox-potentialerna ökade de igen när injektionen avslutats (Fig. A2.4).



Figur A2.3. Redox-potential (mV) i observationsrören i försöket i Götarp.

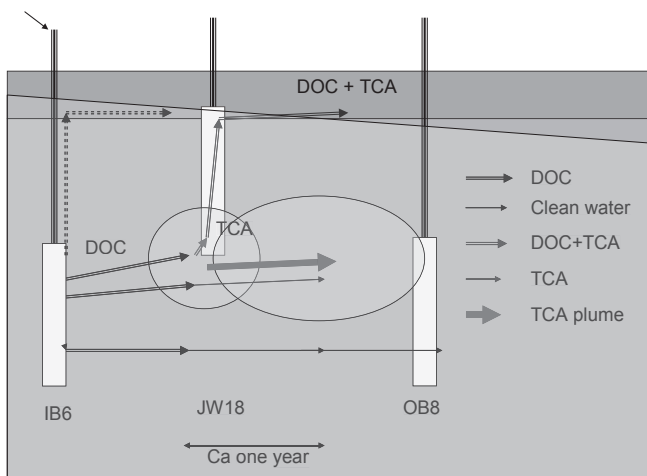


Figur A2.4. Syremättnadsgraden (%) i observationsrören i försöket i Götarp.

Diskussion

Tolkningen av dekloreringsförsöket som gjordes i Götarp (jfr. Fig. A2.5) var framför allt att den hydrauliska konduktiviteten i ursprungsjorden överskattats i planeringsstadiet, men att även senare slug tester indikerade kritiskt låg konduktivitet. Den första implikationen av att ursprungsjorden hade så låg konduktivitet var att grundvattennivån även utan injektioner steg upp i fyllnadsmassorna under den våta årstiden när vattentillförseln var stor. Lokalt ökade injektionen grundvattennivån ytterligare och möjligen fanns större porer längs rören vilket ledde till utströmning längs dem så att en del av den aktiva substansen letade sig upp i fyllnadsmassorna och kunde ta sig till pumpbrunnen utan att ha passerat den förorenade jorden. Ett av observationsrören (JW18) var kortare än de andra och hade övre delen av intagsöppningen i fyllnadsmassorna, medan intagsöppningens nedre del var två meter under fyllnadsmassorna. När det hydrostatiska trycket vid botten av detta rör ökade till följd av injektering i det

intelligande injektionsröret IB6 resulterade det i ett vertikalt flöde in i, upp genom och ut ur observationsröret till fyllnadsmassan. Med detta vattenflöde följde injekterad aktiv substans, liksom även förorenat grundvatten, som senare kunde nå pumpbrunnen. Ökningen av TCA och DCA i observationsbrunnen OB9 och till viss grad också i observationsbrunnarna OB8, OB11 och OB12 (Tabell A2.1) kan visa på en lateral spridning av föroreningen i fyllnadsmassorna vid högt grundvattenstånd och perkolation i den underliggande jorden vid lågt grundvattenstånd.



Figur A2.4. Skiss över möjliga flödesbanor från injektionsröret IB6 via observationsröret JW18 och OB8. Ytlaget består av permeabla fyllnadsmassor, medan lagret därunder består av mindre permeabel silt/ler.

En viss deklorerings tycks ha skett under experimentets injektionsfas, vilket syntes i koncentrationerna i observationsbrunnen JW18, men eftersom koncentrationen TCA återgick till sin ursprungliga nivå när injektionen avslutats bedömdes det troligt att fri fas TCA fanns närvarande i jorden. I så fall kommer TCA med sin låga ytspänning att uppta de större porerna i marken medan vattnet finns i de mindre porerna, vilket leder till en igentäppningseffekt vilken ytterligare kommer att minska den hydrauliska konduktiviteten.

Slutsatser

Tillförseln av kolkälla med pumpning var mindre effektiv beroende på markens låga hydrauliska konduktivitet. Ändå kunde en avsevärd reduktiv deklorerings observeras på några platser under den aktiva behandlingsperioden. Den ökade TCA-koncentrationen efter att behandlingen upphört tyder på att det fortfarande fanns en stark TCA källa och att huvuddelen av det förorenade området fortfarande inte är sanerat. Utvecklingen av experimentet kunde väl illustreras av en flödesmodell och nästa steg bör vara att minska redox-potentialen i området genom att injektera en uthållig elektronkälla i ett rutsystem.

Rapporter

Wiklund, U., Bergman, J., Bergvall, M., Näslund, M., Örberg, M. och Grip, H. 2010. Lessons from a stimulated anaerobic dechlorination experiment in Sweden. In: Proceedings from Con-Soil 2010, Salzburg, Austria, Session ThS A20 In situ biological treatment, ISBN: 978-3-00-032099-6, 6 sid.

Grip, H., Bergman, J., Bergvall, M., Näslund, M. och Wiklund, U. 2008. Götarp – Ett försök med stimulerad anaerob deklorering *in situ*. Delrapport 2007-12-14, Tyréns/ RGS90, 18 sid.

Appendix 3

Fallstudie Rampen 36, Falkenberg

Lars Davidsson
WSP Environmental
Laholmsvägen 10, SE-302 48 Halmstad, Sweden
Phone: +46 (0) 35 181145,
E-mail: lars.davidsson@WSPGroup.se

Bakgrund

Fagerhult (Fagerhults Belysning AB) har sedan 1950-talet bedrivit verksamhet inom fastigheten Rampen 36 i Falkenberg, men gör nu upp med sin miljöskuld inför försäljning av fastigheten. Vid genomförda undersökningar (2008 – 2010) inom och i anslutning till Rampen 36 påvisades en förorening av klorerade alifater på i huvudsak 3-6 meters djup under markytan inom de centrala delarna.

Norr om fastigheten Rampen 36 ligger Schubergsvägen och strax bortanför denna finns ett större bangårdsområde med pågående verksamhet. Öster och väster om fastigheten finns industriområden med liknande karaktär som på Rampen 36. Söder om fastigheten finns framför allt ett större bostadsområde (en- och tvåplansvillor). Avståndet till närmaste recipient (Ätran) är ca 600 m (fågelvägen) och till havet är det ca 1,5 km. Fastigheten är belägen i ett mycket flackt område. Markytan lutar svagt i riktning mot bostadsområdet (villaområdet) i söder.

Grundvattnet som passerar under fastigheten flödar i riktning mot bostadsområdet i söder. Grundvattennivåerna ligger ca 1,5-1,8 meter under markytan (mumy) och ca 2,0-2,2 meter under golvnivån på Rampen 36. Utmed Porsevägen nedströms Rampen 36 och i villaträdgårdarna strax nedströms ligger grundvattennivåerna ca 1,3-1,5 mumy. Dessa varierar sannolikt inte med mer än 0,1-0,2 meter över året indikerat av mätningar utförda 091126, 100112 och 100618. Den hydrauliska konduktiviteten i det förorenade jordlagren uppgick i medeltal till ca 3×10^{-6} m/s. En beräknad flödes hastighet för grundvattnet i området uppgick till mellan 0,1 m/år och 6 m/år. I medeltal bedömdes flödes hastigheten vara ca 1,1 m/år.

Inom Rampen 36 påvisades fyllning i de översta marklagren. Fyllningens mäktighet är ca 0,8 meter och varierar mellan 0,2 och 1,6 mumy. Under fyllningen finns ett sandigt jordmaterial (i huvudsak mellansandig finsand) som blir något finkornigt mot djupet. Detta sandlager går ner till ca 3,0-3,5 mumy. Den nedersta halvmeteren av denna jordlagerprofil (i huvudsak bestående av sand) kan i vissa fall i den norra delen av Rampen 36 bestå av silt eller lera. Ett 0,2-0,3 meter mäktigt torvskikt på ca 3,5 meters djup har påvisats i de flesta provtagningspunkter.

Under torven finns ett lerlager. Det kan förekomma skikt av framför allt silt men även sand i detta lerlager. Lerlagrets mäktighet är relativt litet (1-2 meter) i den östra delen av fastigheten och sannolikt flera tiotals meter i den västra delen. Centralt i området (punkten S32) går lerlagret ner till åtminstone 11 meters djup under markytan.

Undersökningar – Resultat

Inledande undersökningar av porluft och grundvatten gjordes 2008 och påvisade maximala halter i grundvattnet inom området uppgick till 620 (TCE), 540 (cDCE) respektive 1,3 (VC) $\mu\text{g l}^{-1}$, vilket ledde till fördjupad undersökning. Man fann då högre halter (tabell A3.1).

Tabell A3.1. Påvisbara halter (maximala halter) av klorerade alifater i grundvattnet ($\mu\text{g/l}$).

Ämne	PCE*	TCE*	cDCE*	VC*
Gvrör på Rampen 36	0,5	3 200	1 500	210
Gvrör utmed Porsevägen	6,6	160	880	18
Privata brunnar nedströms Porsevägen	0,2	0,3	5,4	< 1

* PCE = tetrakloreten, TCE = trikloreten, cDCE = cis 1,2 dikloreten, VC = vinylklorid

Föroreningsspridningen från Rampen 36 bedömdes ske i SSV riktning in under bostadsområdet

utmed Porsevägen. Hur långt in under bostadsområdet som spridningen kan ha skett var ännu i augusti 2010 inte klarlagt men påvisade halter i privata brunnar tyder på att förorenings-spridningen inte har skett så långt att det påverkat dessa brunnar i någon väsentlig omfattning (tabell A3.1).

Den dekloreringsgrad (nedbrytningsgrad) på 25-35 % som påvisats tyder sannolikt på att det tidigare förekommit en naturlig nedbrytning (s.k. reduktiv deklorerings) i mark och grundvatten inom undersökningsområdet. Utförda DNA-analyser visar på förekomst av nödvändiga bakterier (*Dehalococcoides*) för fullständig biologisk nedbrytning av klorerade alifater. Mängden bakterier är dock tämligen liten. Även utförda isotopanalyser visade att det pågick (om än långsam) eller tidigare pågått en naturlig biologisk nedbrytning (reduktiv deklorerings) av klorerade alifater i mark/grundvatten inom undersökningsområdet. Det bedömdes att den naturliga nedbrytningen sannolikt hade avstannat eller pågick mycket långsamt, troligen i brist på kolkälla/näring.

Konceptuell modell

För att kunna utföra en riskbedömning har bl.a. ovanstående resultat avseende föroreningen och dess karaktär använts för att göra en konceptuell modell av förorenings-situationen. Sannolikt finns ett ”rent” grundvattenskikt närmast grundvattenytan på Rampen 36, dels eftersom en förhållandevis ”tung” förorening som klorerade alifater tenderar att sjunka nedåt i grundvatten-zonen, dels eftersom rent vatten i form av infiltrerad nederbörd bildar ett ”rent” skikt av grundvatten närmast grundvattenytan. Det bedöms därför troligt att det även i höjd med Porsevägen finns ett ”rent” grundvattenskikt närmast grundvattenytan. Detta ”rena” grundvattenskikt (ca 0,2-0,5 m) fungerar som ett tämligen effektivt hinder mot att förorenade ångor tränger upp genom marken.

På Rampen 36 görs bedömningen att det i framtiden kommer att byggas bostäder med platta på mark. Nedströms Rampen 36 (utmed Porsevägen) finns hus med källare. Den konceptuella modellen innehåller således två fall, ett gällande ”platta på mark” och ett gällande ”källare”.

Riskbedömning

Föroreningen av klorerade alifater inom undersökningsområdet har påvisats under grundvattenytan på relativt stort djup, och bedöms framför allt kunna påverka människors hälsa och miljö genom spridning och exponering via grundvattnet och genom inträngning av förorenade ånga i närliggande byggnader. Riskbedömningen resulterade i att platsspecifika riktvärden för grundvatten togs fram, tabell A3.2.

Tabell A3.2. Förslag på acceptabel risknivå (platsspecifika riktvärden) för grundvatten ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Ämne	PCE	TCE	cDCE	VC
”Platta på mark” – vid Rampen 36	100	80	300	25
”Källare” – vid Rampen 36	50	50	200	15

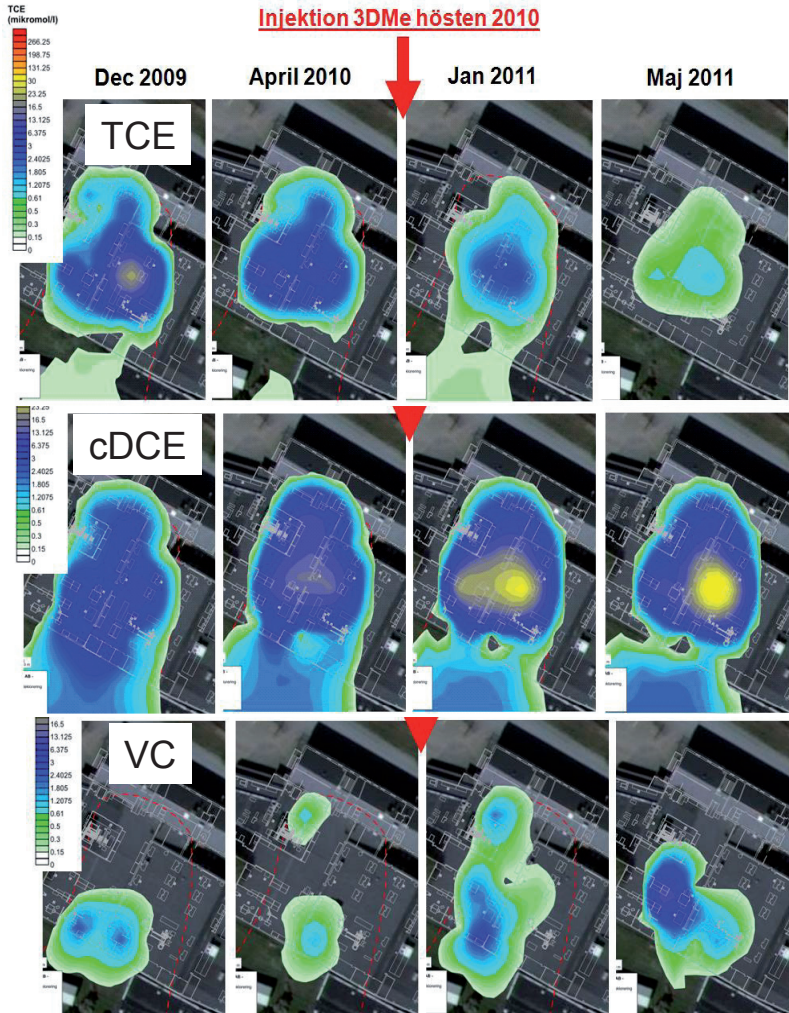
En jämförelse med påvisade maximala halter (tabell A3.1) visar att dessa klart överstiger de platsspecifika riktvärdena (tabell A3.2). Det förelåg således ett tydligt åtgärdsbehov, framför allt inom Rampen 36.

Åtgärd – Injektion av 3DMe

I oktober 2010 injekterades näringslösningen 3DMe i 67 punkter genom golvet i industrilokalen i det förorenade området Rampen 36.

Kontrollprogram – Resultat i maj 2011

Antalet förorenade provpunkter bedöms överlag inte ha förändrats sedan provtagningen i april 2010, dvs. före injekteringen.



Figur A3.1. Utvecklingen av halten TCE (övre), cDCE (mitten) och VC (nedre) efter injektion av näringslösningen 3DMe i oktober 2010.

Vid provtagningen i maj 2011 observerades en tydlig nedbrytning av klorerade lösningsmedel under fabriksgolvet på Rampen 36 på grund av den näringslösning som injekterades i oktober 2010. TCE-halterna har sjunkit medan cDCE- och VC-halterna har ökat p.g.a. nedbrytning av TCE. En grov uppskattning av halförändringar syns i Fig. A3.1, som beskriver nedbrytningsprocessen inom injektionsområdet på Rampen 36.

Provtagningarna i januari 2011 utmed Porsevägen försvarades på grund av mycket snö och kyla, men i de två grundvattenrör som kunde provtas hade föroreningshalterna sjunkit. Vid provtagningarna i maj 2011 kunde samtliga grundvattenrör provtas utmed Porsevägen. Påvisade föroreningshalter vid provtagningen i maj låg något högre än tidigare.

Vid provtagningarna i januari i de fyra privata brunnarna nedströms Porsevägen kunde spår av klorerade lösningsmedel enbart påvisas i en brunn. De påvisade halterna var betydligt lägre än kraven för dricksvatten. Vid provtagningarna i maj kunde klorerade lösningsmedel påvisas i 3 brunnar, men halterna var betydligt lägre än kraven för dricksvatten.

De mikrobiologiska analyser som utfördes under februari och mars 2011 visade en tydlig förändring mot betydligt bättre förutsättningar för reduktiv deklorering av föroreningen.

I tabell A3.3 visas hur många gånger fler bakterier som påvisats i den förorenade grundvattenzonen efter injektering av näringslösning i oktober 2010. Det totala antalet bakterier har i medeltal ökat mer än 300 gånger. Framför allt är det järn- och sulfatreducerande bakterier som har ökat vilket tyder på att vi fått betydligt bättre förutsättningar för reduktiv deklorering än före injekteringen.

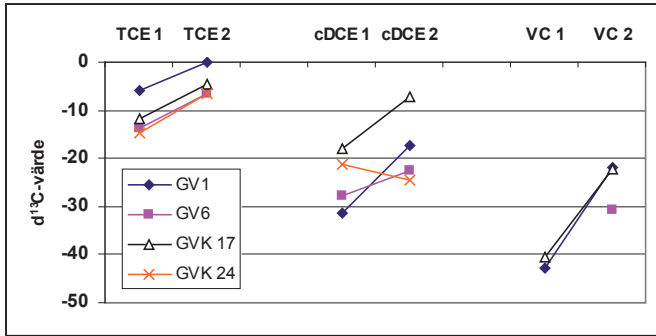
Tabell A3.3. Antal gånger bakteriemängden ökat efter injektion av näringslösning

	GVK 6	GVK 8	GVK 17	GVK 24	GV 1	Medel
Tot. antal bakterier	600	100	160	40	700	320
Metanogena bakt.	2 700	1 000	1 000	370	500	1 100
Järn- och sulfat bakt.	600 000	35 000	14 000	9 500	5 600	130 000
Dehalobacter	4 400	1 500	11 000	700	600	3 600
Dehalococcoides	-	-	-	-	-	600

Speciellt bör påpekas att antalet bakterier av typ *Dehalobacter* har ökat med mer än 3000 gånger. Dessa har en förmåga att med hjälp av bl.a. väte utföra nedbrytning av TCE till cDCE. De bakterier (*Dehalococcoides*) som med hjälp av väte utför nedbrytning av cDCE och VC till eten har ännu inte påvisats i någon större omfattning. Nedbrytningsprocessen inom hela föroreningsområdet har helt enkelt inte kommit så långt än att det är gynnsamt för bakterien *Dehalococcoides* att öka i antal.

De isotopanalyser som genomfördes i februari 2011 visade också på en ökad nedbrytning av föroreningen sedan provtagningen i januari 2010, dvs. före injektion av näringslösning i oktober 2010 (Fig. A3.2).

Isotopanalyserna av de olika föroreningskomponenterna ger tydliga bevis på nedbrytning av den aktuella föroreningen. Andelen ¹³C-isotoper i den ursprungliga föroreningen (TCE) har ökat (Fig. A3.2). Denna anrikning skapar en större andel ¹²C-isotoper i nedbrytningsprodukterna, cDCE och VC.



Figur A3.2. ^{13}C -värden för TCE, cDCE och VC i prov från fyra grundvattenrör vid två tillfällen 1) januari 2010 och 2) februari 2011.

Trots detta ser vi en större andel ^{13}C -isotoper för cDCE och VC, dvs. en ökad nedbrytning även av dessa. Det är enbart i en punkt (GVK 24) som andelen ^{13}C -isotoper i cDCE-föreningen var större före än efter injekteringen. Detta kan bero på att det i denna punkt skett en tämligen kraftig nedbrytning av TCE samtidigt som nedbrytning av cDCE inte kommit igång i tillräcklig omfattning.

Kostnad

Kostnad för utredning och provtagning	ca 0,8-0,9 milj. kr
Kostnad för injektion och näringslösning	ca 0,8-0,9 milj. kr
Bedömd slutlig kostnad för miljökontroll	ca 0,6-0,7 milj. kr
Totalt	ca 2,2-2,5 milj. kr

Rapporter

- Anmälan om avhjälpandeåtgärd på fastigheten Rampen 36, enligt 28§ i förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, Reviderad 2010-08-19, Fagerhults Belysning AB, WSPs uppdragsnummer: 10129774.
- Miljöteknisk undersökning. Rampen 36 i Falkenberg – klorerade alifater, (Rapport+PM), daterad 2010-06-30, Fagerhults Belysning AB, WSPs uppdragsnummer: 10129774.
- Miljöteknisk undersökning inom fastigheten Rampen 36 i Falkenberg – ytliga jordlager, (Rapport+PM), daterad 2010-05-31, Fagerhults Belysnings AB, WSPs uppdragsnummer: 10129774.
- PM-Arbeitsmiljömätningar – Inomhusluft, daterad 2008-10-23, Fagerhults Belysning AB, WSPs uppdragsnummer: 10106339-11.
- Översiktlig miljöteknisk markundersökning, Rampen 36, Falkenberg, (Rapport+PM), daterad 2008-05-14, Fagerhults Belysnings AB, WSPs uppdragsnummer: 10106339.
- MIFO-inventering, nr: F1382-0030 år: 2002

Appendix 4

Screening av tre fallstudier

Förundersökning och hydrologisk profil

Parameter	Screening-värde	Vikt	Förklaring	Söderkaj	Götarp	Rampen36
Avgränsning av föroreningsplymen	3-D	5	Fullständigt avgränsad föroreningsplym begränsar ytterligare undersökning	5	5	5
	2-D (horisontell)	2	Kunskap om horisontella spridningsvägar. Nödvändigt med vertikala avgränsningar			
Djupet till plymen	<10 m	3	Stort djup till plymen ger stora kostnader. Lokaler med litet avstånd till grundvattenytan föredras	3	3	3
	<20 m	2				
	<30 m	1				
Plymens bredd	<50 m	5	Breda plymer ökar kostnaderna. Smala plymer föredras	5	5	5
	<75 m	4				
	<100 m	3				
	<200 m	2				
	<300 m	1				
Hydraulisk konduktivitet (recirkulation)	>10 ⁻⁵ m/s	20	Lokaler med hög permeabilitet gör tillsats och spridning av substrat enklare	-	0	-
	10 ⁻⁶ m/s	10				
	10 ⁻⁷ m/s	0				
	10 ⁻⁸ m/s	-10				
	<10 ⁻⁹ m/s	-20				
Hydraulisk konduktivitet (direktinjektering)	>10 ⁻⁵ m/s	5	Allt för hög permeabilitet kan göra att det som direktinjekteras sköljs ur det förorenade området. Allt för täta jordar försvårar injektering och fördelningen av kolkällan i hela jordmatrisen.	15	-	15
	10 ⁻⁶ m/s	15				
	10 ⁻⁷ m/s	10				
	10 ⁻⁸ m/s	0				
	<10 ⁻⁹ m/s	-10				
Innehåll av organiskt kol i sediment	<0.01 %	2	Litet innehåll av organiskt kol minimerar behovet av behandling av den sorberade fasen	2	2	0
	>1 %	-5	Högt innehåll av organiskt kol ger hög sorption och komplicerar värderingen av testresultaten			
Summa Förundersökning och hydrologisk profil				30	15	28

Föreningensprofil

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Söderkaj	Götarp	Rampen36
Total föreningensmängd inkl oljekomponenter	>0.1, men <5 mg/L	2	Det finns elektronodonatorer närvarande och hjälper till att upprätthålla anaeroba förhållanden (se huvudtext)	2	0	2
	>10 mg/L	-5	LNAPL kan finnas och interferera med pilottesten			
Närvaro av CM och TeCM	>1 mg/L	-5	Kloroform och klormetan hämmar reduktiv deklorering av kloreter	0	0	0
Nedbrytningsprodukter av PCE och TCE	Eten	10	<i>Dehalococcoides</i> troligen närvarande Fördelaktigt för fullständig nedbrytning.	10	0	10
	VC	5	<i>Dehalococcoides</i> troligen närvarande	5	5	5
	cis-DCE	2	Tydlig dekloreringsaktivitet	2	2	2
	Inga nedbrytningsprodukter	-5	Förhållandena indikerar ingen dekloreringsaktivitet	0	0	0
Total koncentration av kloreter	0.5 - 10 mg/L	5	Koncentrationen är måttlig och möjliggör biologisk behandling	5	5	5
	>100 mg/L	-5	Koncentrationer indikerar DNAPL i fri fas; kan försvåra en biologisk behandling. Andra åtgärder bör utföras för att åtgärda DNAPLs, före eller i kombination med reduktiv deklorering			
d13C-halt relativt standard	Hög i alla CAH	5	Dekloreringen har gått långt	1	0	3
	Låg i alla CAH	-5	Dekloreringen har inte gått långt			
Nedbrytningsgrad	>90 %	10	Beräknas ur totalhalt och delkomponenternas halter	6	4	4
	70 - 90 %	8				
	50 - 70 %	6				
	30 - 50 %	4				
	10 - 30 %	0				
<10 %	-5					
Summa Föreningensprofil				31	18	31

Geokemisk profil

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Söderkaj	Götarp	Rampen36
Löst syrgas	< 0.5 mg/L	3	Existerande förhållanden är fördelaktiga för reduktiv deklorering	3	0	3
	> 3.0 mg/L	-3	Existerande förhållanden är hämmande för reduktiv deklorering			
Nitrat	< 1 mg/L	3	Existerande förhållanden är fördelaktiga för reduktiv deklorering	3	3	3
	> 5 mg/L	-3	Existerande förhållanden är hämmande för reduktiv deklorering			
Sulfat	< 50 mg/L	3	Minimal risk att sulfat fungerar som konkurrerande elektronacceptor	3	3	-3
	> 250 mg/L	-3	Sulfat kan potentiellt försinka eller förstöra reduktiv deklorering			
Löst järn Fe(II)	> 1 mg/L	1	Förhållandena är fördelaktiga för reduktiv deklorering	0	0	0
Metan	>0.1 mg/L	3	Förhållandena är fördelaktiga för reduktiv deklorering	3	0	3
Redox-potential	< -200 mV	3	Förhållandena är mycket fördelaktiga för reduktiv deklorering	2	-1	1
	-200 to -100 mV	2				
	-100 to 50 mV	1				
	50 to 200 mV	-1	Förhållandena är ofördelaktiga för reduktiv deklorering			
	> 200 mV	-2				
Löst organiskt material	> 20 mg/L	3	Betydande försörjning av organiska elektrondonatorer	3	0	1
	5-20 mg/L	1	Möjlig försörjning av organiska elektrondonatorer			
	<5 mg/L	0	Begränsad försörjning av organiska elektrondonatorer			
pH	6.5 - 7.5	3	Optimalt pH	0	0	3
	5.0 - 6.0 eller 8.0-9.0	0	Fördelaktiga förhållanden för mikrobiologisk tillväxt i akviferen, dock med långsam tillväxthastighet			
	<5.0 eller >9.0	-5	Ogynnsamma förhållanden för mikrobiell tillväxt i akviferen			
Bikarbonat, alkalinitet	>100 mg/L	1	Buffertkapaciteten är fördelaktig	1	-1	1
	<25 mg/L	-1	Obetydlig buffertkapacitet			
Ledningsförmåga	Brackvatten (50 % havsvatten)	-10	Mycket stor jonstyrka kan hämma bakteriell tillväxt	0	0	0
Summa Geokemisk profil				18	4	12

Logistiska faktorer

Parameter	Screeningvärde	Vikt	Förklaring	Söderkaj	Götarp	Rampen36
Lokalens tillgänglighet och beskaffenhet	God	3	Lokaler med säkerhetsvakter eller begränsad tillgänglighet ger dåliga arbetsförhållanden. Full tillgänglighet för projektets medarbetare föredras	0	3	0
	Begränsad	-3				
Samarbeten	Kontinuitet	5	Kontinuitet i beställarens projektledning	5	5	5
	Ständiga byten	-5				
Tekniker, lokal eller på orten	Tillgänglig	5	Lokal assistans (eventuellt på lokalen) föredras för att reducera driftskostnaderna	5	5	5
Bef. Rör, brunnar och installationer	Existerande	5	Existerande rördragningar och borrhinar kan återanvändas	0	0	0
Elektricitet, vatten och sanitet	Tillgänglig	5	Tillgång till vatten, el och sanitet ökar designmöjligheterna och kan reducera omkostnaderna	5	5	5
Avstånd till byggnader	Bostadsbebyggelse över eller nära behandlingszonen	-5	Stimulerad reduktiv deklorering kan potentiellt producera metan och vinylklorid. Används metoden nära bebyggelse ska man vara uppmärksam på risken för påverkan av inomhusklimatet	0	0	0
Risk för påverkan på dricksvattenbrunnar eller recipienter vid behandling	Dricksvattenbrunnar eller recipienter i närheten av behandlingsområdet	-5	Stimulerad reduktiv deklorering kan påverka grundvattenkvaliteten. Behandling nära dricksvattenbrunnar eller recipienter bör undvikas	0	0	0
Summa Logistiska faktorer				15	13	15
TOTAL SUMMA				93	48	83

Appendix 5

Aktuella klororganiska ämnens egenskaper

Informationen som ges i detta appendix finns tillgänglig på många håll. Tanken har här varit att presentera denna i lätt tillgänglig, sammanhållen form som referensmaterial till huvudtexten.

De klororganiska ämnen som tas upp i den här sammanställningen tillhör följande tre grupper (se tabell A5.1); 1) Kloreter, som består av mer eller mindre klorerad eten, med en dubbelbindning mellan de två kolatomerna. Eten har två väteatomer bundna till var och en av kolatomerna. Från en till alla fyra av väteatomerna kan vara substituerade med kloratomer. 2) Kloreter består av mer eller mindre klorerad etan. Etan består, liksom eten av två kolatomer med väteatomer bundna till var och en av dem, men etan har en enkelbindning mellan kolatomerna och därför tre väteatomer bundna till vardera kolatomen. Även här kan väteatomerna vara substituerade mot kloratomer, men vi får som mest en serie klorerade föreningar med upp till tre kloratomer. 3) Den sista gruppen består av klorerade metaner. Metan har bara en kolatom och därmed fyra väteatomer, som alla kan substitueras.

Kemiska och fysikaliska egenskaper

Tabell A5.1 Beteckningar och några fysikaliska egenskaper hos aktuella klororganiska föreningar¹ (och vatten)

Ämne	Namn	Formel	Ytspänning <i>mN m⁻¹</i>	Viskositet <i>mPa·s</i>
Vatten		H ₂ O	72	1,025
Kloreter				
PCE	Tetrakloreten	Cl ₂ C = CCl ₂		0,89
TCE	Triklöreten	Cl ₂ C = CHCl	29,5	0,57
1,1-DCE	1,1-Dikloreten	Cl ₂ C = CH ₂		
<i>cis</i> -DCE	<i>cis</i> -Dikloreten	ClHC=CHCl		0,48
<i>trans</i> -DCE	<i>trans</i> -Dikloreten	ClHC=CHCl		
VC	Vinylklorid	ClHC=CH ₂	gas	
Kloreter				
1,1,1-TCA	1,1,1-Tri-kloreter	Cl ₃ C – CH ₃	28,28	
1,1,2-TCA	1,1,2-Tri-kloreter	Cl ₂ HC – CH ₂ Cl		
1,1-DCA	1, 1-Dikloreter	Cl ₂ HC – CH ₃		
1,2-DCA	1, 2-Dikloreter	ClH ₂ C – CH ₂ Cl	33,3	
CA	Kloreter	ClH ₂ C – CH ₃	gas	
Klormetaner				
CT	Koltetraklorid	CCl ₄	29,49	0,91
CF	Kloroform, Triklormetan	CHCl ₃	27,50	0,53
DCM	Diklormetan	CH ₂ Cl ₂	26,50	
CM	Freon, Klormetan	CH ₃ Cl	gas	

¹ US EPA (2000)

De flesta klororganiska ämnena är giftiga, tunga vätskor med skarp sötaktig doft. De har lägre ytspänning och viskositet än vatten och har hög persistens, dvs. de bryts mycket långsamt ned. Halveringstiden i aerob miljö kan (vid labbförsök) sträcka sig från år till 10-tals år eller längre. De kan klassas som NAPL, dvs. Non-Aqueous Phase Liquids och är intermediärt vattenlösliga och mer eller mindre flyktiga.

De flesta av de aktuella ämnena har högre *densitet* än vatten (Dense-, DNAPL), utom vinylklorid (VC), klorethan (CA) och klormetan (freon, CM) som har lägre densitet (Light-, LNAPL) än vatten och i ren fas är gaser vid normalt tryck och temperatur (Tabell A5.2). Densiteten ökar med antal kloratomer i molekyl. Den låga densiteten hos LNAPL gör att de kommer att flyta på grundvattenytan och röra sig mot dess lägsta nivå. Den höga densiteten hos DNAPL gör att dessa tunga vätskor tenderar att sjunka ned genom grundvattenzonen. *Ytspänningen* är lägre än hos vatten varför vatten kommer att förbli i den omättade zonens minsta porer, medan de aktuella vätskorna ockuperar de närmast större porerna och markgaserna de största. *Viskositeten* är lägre än hos vatten och ämnena är därför mer lättflytande än vatten. Det är vanligt att ämnena förekommer i fri vätskefas samtidigt som i faserna gas, löst i vatten och adsorberad till markpartiklarna. Det är därför flera jämviktsrelationer som påverkar tillståndet samtidigt.

Tabell A5.2 Fysikaliska egenskaper hos aktuella klororganiska ämnen (och vatten) (1 atm, 25°C)

Ämne	Molekylvikt (g/mol)	Densitet (g/ml)	Löslighet i vatten (mg/l)	Ångtryck (kPa)	log (K _{oc}) log (ml/g)	log (K _{ow}) log (l/kg)	K _{tr} Hen- rys lag kon- stant (kPa·m ³ / mol)
Vatten	18	1				-	
Kloretener							
PCE	165,8	1,62	150	2,37	2,19	2,96	1,55
TCE	131,4	1,46	1 100	7,72	1,97	2,47	0,92
1,1-DCE	96,9	1,22	2 250	80,0	1,81	2,12	1,82
cDCE	96,9	1,28	3 500	27,7	1,46	1,86	0,37
tDCE	96,9	1,26	6 300	43,2	1,7	1,7	0,73
VC	62,5	0,92	1 100	354	1,04	1,62	31,9
Kloretaner							
1,1,1-TCA	133,4	1,34	1 500	16,4	2,04	2,68	0,81
1,1,2-TCA	133,4	1,44	4 500	3,71	1,7	2,01	0,12
1,1-DCA	99,0	1,18	5 500	24,3	1,5	1,76	0,60
1,2-DCA	99,0	1,26	8 520	8,53	1,24	1,83	0,10
CA	64,5	gas	5 700	142	1,25	1,58	0,86
Klormetaner							
CT	153,8	1,59	757	12,0		2,44	3,04
CF	119,4	1,48	8 200	20,1		1,52	0,44
DCM	84,9	1,33	20 000	48,3		1,3	0,27
CM	50,5		6 500	575		1,09	4,56

¹ Data huvudsakligen från US-EPA (2000) och Naturvårdsverket (2007)

För vätskorna tilltar lösligheten i vatten i serien kloreter, kloreter och klorometaner och inom varje grupp tilltar lösligheten vartefter kloreringen minskar, undantaget de minst klorerade i dessa grupper (Tabell A.5.2). En komplicerande faktor är att en komponents löslighet i lösningar med flera komponenter skiljer sig från lösligheten i rent vatten. För flera av ämnena är ångtrycket högt och för VC, CA och CM så högt att de är gaser vid vanligt tryck och temperatur. Detta gör att de lätt sprider sig i gasform, t.ex. via sprickor i golv upp i byggnader.

Fördelningskoefficienten mellan fast fas och vatten, K_d , visar att flera av ämnena har en tendens att adsorberas till markpartiklar och då framför allt till markens organiska substans.

VC, CA och CM har lägst $\log(K_{ow})$ - värden i respektive grupp. Dessa är därför mer blandbara med vatten än föreningarna med högre kloreringsgrad. Om man till ett kärl med de två vätskorna oktanol (o) och vatten (w) tillsätter något av dessa ämnen och skakar blandningen kommer när oktanol- och vattenfaserna åter fått stå och därmed separerats vätskor med lågt $\log(K_{ow})$ att i huvudsak återfinnas i vattenfasen. De sägs därför ha hög blandbarhet med vatten.

Henrys konstant anger förhållandet mellan ett ämnes ångtryck över en vattenyta och dess koncentration i vattnet. Ett högt värde på konstanten betyder därför att ämnet har en stor tendens att förflyktigas, som VC bland de aktuella ämnena.

Uppträdande i jorden

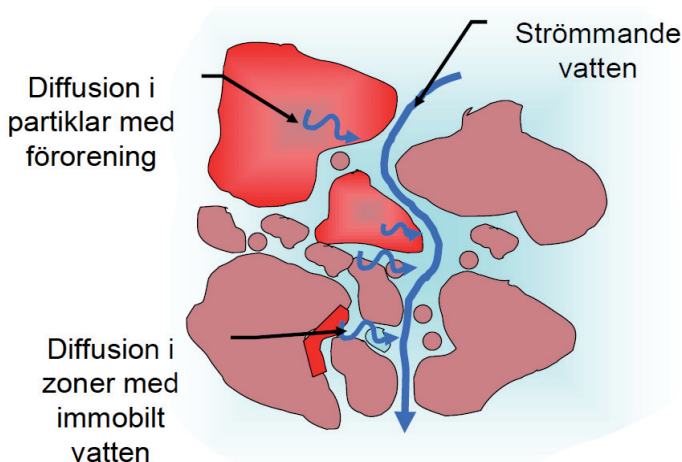


Fig. A5.1. Fördelning av DNAPL i olika faser och transportmekanismer i partikelskala i förorenad mark. (Från: Naturvårdsverket, 2006).

Eftersom de fysikaliska egenskaperna hos DNAPL avsevärt skiljer sig från vatten kommer deras uppträdande i marken också att skilja sig från markvattnets uppträdande. Framst är det skillnader i ångtryck, viskositet, densitet och ytspänning mot vatten som påverkar deras specifika uppträdande. Mot fasta faser kan såväl absorption som adsorption ske, i markvattnet löser sig en del och slutligen förekommer en del i markens gasfas. Utöver detta löser sig föroreningarna i varandra.

Föroreningstransporten sker dels genom *diffusion* över en koncentrationsgradient, dels genom *konvektion* över en vattentrycksgradient. Diffusion av ett ämne i ett medium sker från områden

Henrys lag skrivs $P = k \cdot c$, dvs. partialtrycket för en gas ovanför en vattenyta är proportionell mot gasens koncentration i vattnet. Eftersom proportionalitets-konstanten anges på olika sätt måste man alltid försäkra sig om vad som avses. De vanligaste sätten att skriva proportionalitetskonstanten är $K_H^1 = P/c$ ($\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$); $K_H^2 = c/P$ ($\text{mol} \cdot \text{Pa}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$); $K_{aw} = K_H^1/RT$ (dimensionslös). R = gaskonstanten i allmänna gaslagen och T absoluta temperaturen. Med den sista formuleringen kan vi alltså räkna om K_H till att gälla olika temperaturer. Vi har valt att ange K_H^1 .

med hög koncentration av ämnet till områden med låg koncentration av detta och beror på slumpmässiga rörelser hos såväl mediets som ämnets molekyler. Konvektion är däremot massförflyttning från ett område med högt totalt tryck till områden med lägre totalt tryck. I Fig. A5.1 ser vi som exempel på diffusion hur en förorening diffunderar från det inre av en förorenad partikel mot ytan med en lägre koncentration av ämnet. Diffusion sker också i vattenfasen, t.ex. som i det immobila vattnet i figuren. Halten av ämnet är högt i närheten av den adsorberade fasen på den förorenade partikeln, men läger ute i den fria vattenfasen. Här sker diffusionen över koncentrationsgradienten i det immobila vattnet.

I Fig. A5.1 strömmar förorenat markvatten drivet av en gradient i total potential. En förorening löst i detta vatten förflyttas genom konvektion, eller massflöde. Under färden utsätts den lösta föroreningen för att antal jämviktsprocesser, men troligen är det sällan som verklig jämvikt hinner inställa sig. Sådana jämviktsprocesser med jämviktskonstanter illustreras i Fig. A5.2.

Fasförhållanden

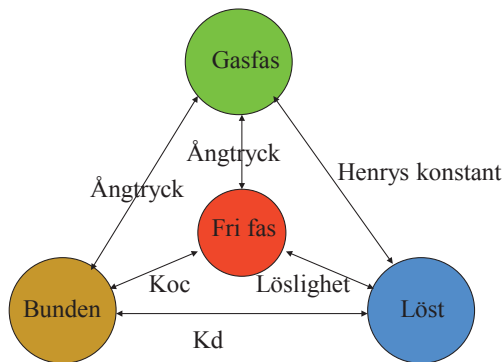


Fig. A5.2. Förhållanden mellan faserna i en förorenad jord. (Mod. US-EPA, 2000).

För att i mer detalj beskriva föroreningstransporten krävs därför kännedom om de olika jämviktskonstanterna som anger förhållandet vid jämvikt. En jämviktsreaktion är en reaktion som kan förlöpa i båda riktningar. Om hastigheten för reaktionen vid ett tillfälle åt vänster är lika stor som hastigheten för samma reaktion åt höger sägs jämvikt råda. Vid koncentrationer nära mättnad eller fri fas gäller inte sådana förenklade antaganden.

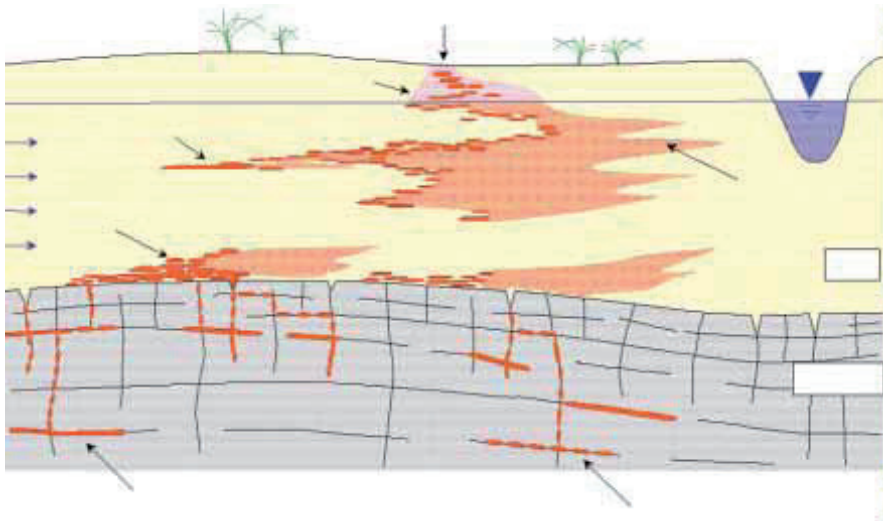


Fig. A5.3. Ett exempel på fördelningen av DNAPL efter ett kraftigt utsläpp vid markytan. (Modifierad från Pankow & Cherry, 1996).

På grund av sina fysikaliska egenskaper kommer DNAPL att såväl penetrera marken i fri fas som lösa sig och spridas med mark- och grundvattnet. Ovanför grundvattenytan kommer dessutom en del att övergå i gasfas. Det lömska här är att föroreningen kan sjunka till stort djup samtidigt som rester kommer att finna kvar i avskurna dräneringsvägar i hela profilen.

Det är ett detektivarbete att kartlägga föroreningens utbredning, vilket kan kräva installation av ett stort antal provtagningsbrunnar med intagsöppning på olika djup (Fig. A5.4). Vid installation av provtagningsbrunnar genom ett tätt lerlager kan det till och med hända att man öppnar en perkolationsväg för föroreningen till underliggande akvifer. För att minska en sådan risk bör brunnarna utvändigt tätas, t.ex. med bentonitlera, inte bara vid markytan utan även vid varje övergång till skikt av finare textur. Det är viktigt att helt undvika brunnar med filter som sträcker sig genom tätare lager. För att bli användbar måste tolkningen av provresultaten innefatta en tydlig konceptuell modell av hydrogeologin och föroreningens spridning i det området.

Om jorden är någorlunda homogen och isotrop kan en enkel konturering av informationen från provtagningsbrunnarna i Fig. A5.4 ge en användbar modell av föroreningens utbredning (Fig. A5.5). Här kan det vara möjligt att skatta mängden förorening såväl i källområdet som i plymen.

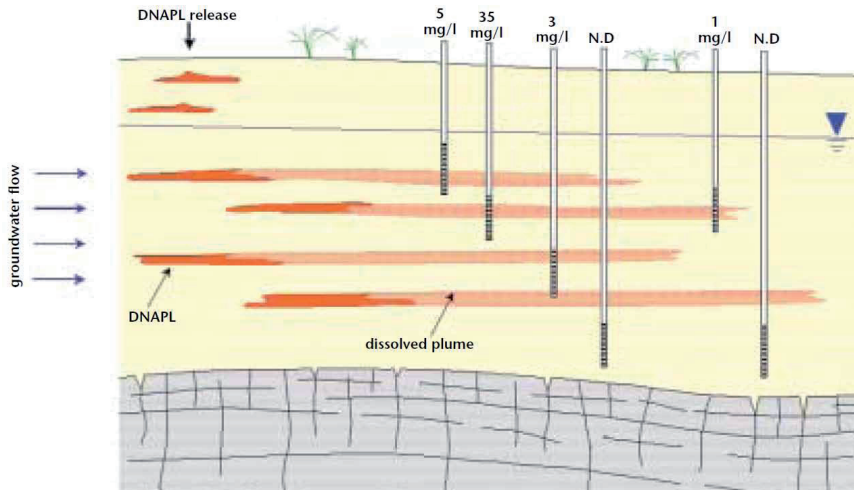


Fig. A5.4. Exempel på föroreningsutbredning som visar problemet med representativ provtagning. (Kueper et al., 2003).

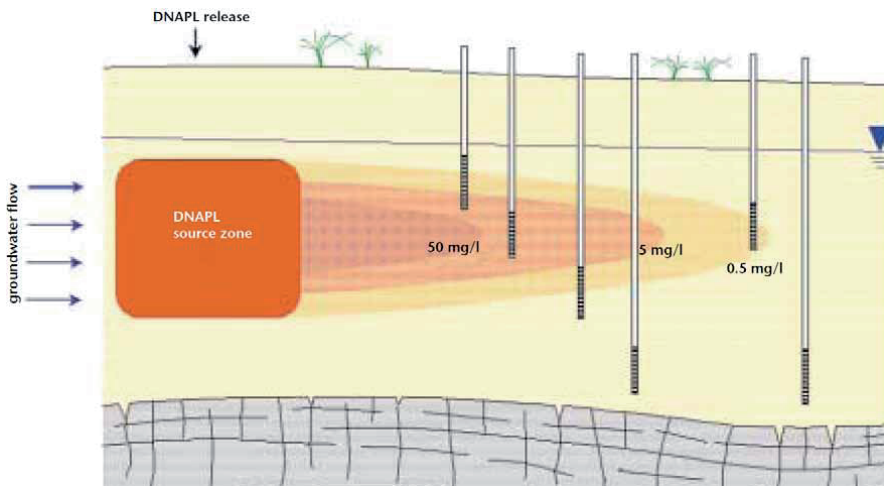


Fig. A5.5. Efter konturering blir bilden betydligt mer överskådlig, men det är inte säkert att denna bild bättre överensstämmer med verkligheten. Framförallt påverkas utbredningen av den hydrauliska gradienten och heterogeniteten i jord och berg (Kueper et al., 2003).

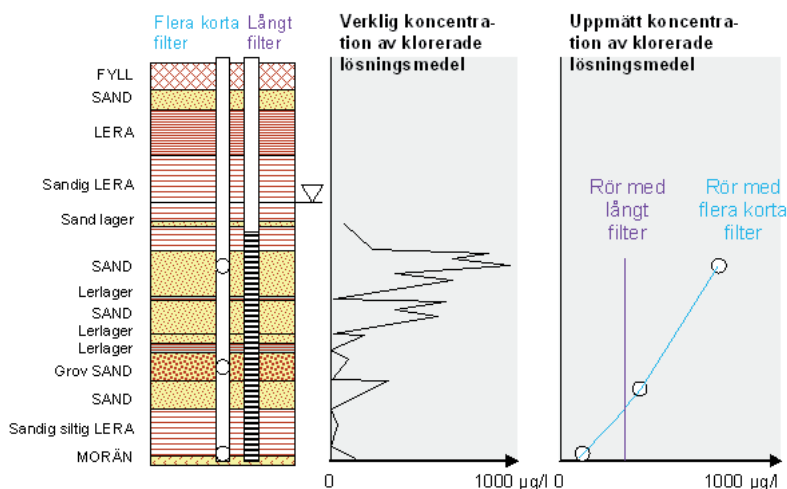


Fig. A5.6. Hypotetisk markprofil med CMT- respektive PEH-rör (vänster) förorenad med PCE (mitten) och resultat från provtagning i dessa rör (höger). (Bildkälla: Golder Associates).

Den information man kan få vid provtagning beror till stor del på hur den utförs. Filterlängd och antal provpunkter i profilen kan vara avgörande för tolkningen av resultatet (Fig. A5.6). Beroende på när och av vem installationen skett kan såväl typ av rör som filterlängd variera. En geologisk beskrivning av jordprofilen ökar avsevärt möjligheterna till tolkning av föroreningsutbredningen.

Referenser

Kueper, B.H., Wealthall, G.P., Smith, J.W.N., Leharne, S.A., & Lerner, D.N. 2003. An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface. *Environment Agency RD Publication, 133(133)*, 1-67. Environment Agency.

Naturvårdsverket 2006. *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden*, Hållbar sanering, NV Rapport 5535. ISBN 91-620-5535-6.

Naturvårdsverket 2007. *Klorerade lösningsmedel; Identifiering och val av efterbehandlingsmetod*, Hållbar sanering, Rapport 5663.

Pankow, J.F., and Cherry, J.A. 1996. Dense chlorinated solvents and other DNAPL's in groundwater: history, behavior, and remediation: Portland, Oregon, Waterloo Press, 522 p.

U.K. Environmental Agency. 2004. *An Illustrated Handbook of DNAPL Transport and Fate in the Subsurface*. R&D Publication 133, Bristol, U.K. <http://publications.environmentagency.gov.uk/epages/eapublications.storefront/46c3091a00c6731c2740c0a802960653/Product/View/SCHO0604BHIT&2DE&2DE>

US-EPA, 2000. Engineered approaches to *in situ* bioremediation of chlorinated solvents: Fundamentals and field applications. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office, Washington, DC, 144 pp.



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

www.sgf.net | info@sgf.net