

Klorerade lösningsmedel

- Identifiering och val
av efterbehandlingsmetod

RAPPORT 5663 • FEBRUARI 2007



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Klorerade lösningsmedel

Identifiering och val av efterbehandlingsmetod

Peter Englov, SWECO VIAK AB
Evan E. Cox, GeoSyntec
Neal D. Durant, GeoSyntec
Jarl Dall-Jepsen, COWI
Torben Højbjerg Jørgensen, COWI
Jan Nilsen, SWECO VBB AB
Niklas Törneman, SWECO VIAK AB

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620-5663-8.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2007

Elektronisk publikation

Omslagsfoton: Barrels against a blue sky: Photos.com, 2006

Hard hat, notepad & documents on a table: Geosyntec Consultants, 2006

Drill rig: Geosyntec Consultants, 2005

Treatment system: Geosyntec Consultants, 2004

Young boy drinking from a hose: Geosyntec Consultants, 2006

Blue photo of Petri dish: Getty Images, 2002

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö. I målet ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Föreliggande rapport redovisar projektet "Efterbehandling av klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten" inom Hållbar sanering. Den är avsedd att ge en introduktion till efterbehandling av klorerade lösningsmedel, riktad till berörda problemägare, myndigheter, konsulter och entreprenörer.

Rapporten innehåller en översikt över efterbehandlingsmetoder, som kan tillämpas på klorerade alifatiska kolväten, speciellt sådana som har använts som lösningsmedel i Sverige. De flesta metoder som redovisas har utvecklats och kommersialiserats i Nordamerika. Några av dem tillämpas idag allmänt i Väst-europa. Utvecklingen av teknik för efterbehandling av klorerade lösningsmedel har skett snabbt under de två senaste decennierna och en intensiv utveckling pågår fortfarande. Flera nya tekniska lösningar har introducerats på marknaden under de senaste åren och nya är på väg att introduceras.

I rapporten redovisas vidare en metodik för bedömning av lämpligheten av olika former av teknik och för val av efterbehandlingsalternativ för en viss given plats. Rapporten innehåller också en fallstudie för att exemplifiera arbetsgången.

Det är viktigt att framhålla att denna rapport inte kan nyttjas som enda underlag för att bedöma olika metoders tillämpbarhet på en viss plats. Detta måste baseras många platsspecifika faktorer. Behandlingstester erfordras ofta, och expertis inom den aktuella tekniken bör involveras i det slutliga ställningstagandet om efterbehandlingsmetod. Det bör dessutom framhållas att den redovisade arbetsgången inte nödvändigtvis passar i alla situationer.

Rapporten har tagits fram av SWECO VIAK AB i samverkan med konsultföretagen GeoSyntec, USA/Canada och COWI A/S, Danmark. De personer som har deltagit i arbetet är Peter Englov (projektledare) och Jan Nilsen, SWECO VIAK, Evan E. Cox and Neal D. Durant, GeoSyntec samt Jarl Dall-Jepsen och Torben Højbjerg Jørgensen, COWI. Dessutom har Rune Wettström, RW Kemi & Miljöfakta, bidragit med information om produktion och användning av klorerade lösningsmedel i Sverige. Den engelska arbetsversionen av rapporten har granskats inom projektgruppen. Den översatta versionen har därefter granskats av Johan Helldén, Johan Helldén AB och Kenneth M Persson, SWECO VIAK och Lunds tekniska högskola. Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Krister Honkonen på Fastighetskontoret, Göteborgs Stad.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket mars 2007

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	12
1 INLEDNING	16
1.1 Bakgrund	16
1.2 Syfte	17
1.3 Läsanvisning	18
1.4 Referens	18
2 BAKGRUNDSINFORMATION	19
2.1 Användning och produktion	19
2.1.1 Produkter	19
2.1.2 Mängder	21
2.1.3 Produktion och distribution	23
2.2 Potentiella föroreningskällor	24
2.3 Undersökningar och efterbehandlingsåtgärder	24
2.4 Referenser	25
3 EGENSKAPER	27
3.1 Fysikaliska och kemiska egenskaper	28
3.2 Spridning	30
3.3 Naturlig nedbrytning	33
3.3.1 Biologisk nedbrytning	33
3.3.2 Abiotisk nedbrytning	35
3.3.3 Översikt över möjliga nedbrytningsvägar	36
3.4 Toxiska egenskaper	37
3.4.1 Humantoxikologiska egenskaper	37
3.4.2 Ekotoxikologiska egenskaper	38
3.5 Riktvärden	38
3.6 Referenser	40
4 EFTERBEHANDLINGSMETODER	43
4.1 Metodöversikt	43
4.2 Tekniska skyddsåtgärder	46
4.3 Inneslutning och avskärning	47
4.3.1 Tätskärmar	48
4.3.2 Pumpning och behandling	48
4.4 Fysisk massreduktion	49
4.4.1 Urgrävning och behandling ex situ	49

4.4.2	Pumpning och behandling	49
4.4.3	Porgasextraktion och luftinjektering (in situ)	50
4.4.4	Flerfasextraktion (in situ)	50
4.4.5	Jordtvättning in situ	50
4.4.6	Termisk behandling in situ	50
4.5	Nedbrytning in situ	51
4.5.1	Stimulerad bionedbrytning in situ	51
4.5.2	Metallkatalyserad reduktion in situ	52
4.5.3	Kemisk oxidation in situ	52
4.5.4	Växtsanering	53
4.5.5	Övervakad naturlig nedbrytning	53
4.6	Tillämpbarhet i Sverige	53
4.7	Referens	55
5	UTVÄRDERINGSPROCESS	56
5.1	Steg 1 – Målformulering	58
5.2	Steg 2 – Identifiering av generella åtgärdsinsatser	58
5.3	Steg 3 – Inledande methodscreening	60
5.4	Steg 4 – Fördjupad metodanalys	61
5.5	Steg 5 – Sammanställning och värdering av åtgärdsalternativ	63
5.6	Referenser	65
6	UNDERLAGSINFORMATION	67
6.1	Platsinformation	67
6.2	Tester och fältförsök	68
6.3	Referenser	70
BILAGA A		71
Faktablad		71
INLEDNING		72
1	INNESLUTNING - VERTIKALA BARRIÄRER	74
2	URGRÄVNING OCH BEHANDLING EX SITU	79
3	PUMPNING OCH BEHANDLING EX SITU	84
4	PORGASEXTRAKTION	91
5	FLERFASEXTRAKTION	98
6	LUFTINJEKTERING	104
7	JORDTVÄTTNING IN SITU	109
8	TERMISK BEHANDLING IN SITU	117
9	STIMULERAD BIONEDBRYTNING IN SITU	124
10	KEMISK OXIDATION IN SITU	132
11	METALLKATALYSERAD REDUKTION IN SITU	141
12	VÄXTSANERING	150
13	ÖVERVAKAD NATURLIG NEDBRYTNING	156

BILAGA B	163
Projektexempel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod	163
1 INLEDNING	164
2 ORIENTERING	165
2.1 Verksamhet	165
2.2 Geologi och hydrogeologi	166
2.3 Föroreningar	167
2.3.1 Källområde	167
2.3.2 Plymförorening	167
3 UTVÄRDERINGSPROCESS	170
3.1 Steg 1 - Målformulering	170
3.1.1 Jord	170
3.1.2 Grundvatten	170
3.2 Steg 2 – Generella åtgärdsinsatser	171
3.2.1 Jord	173
3.2.2 Grundvatten	173
3.3 Steg 3 – Inledande methodscreening	173
3.3.1 Jord	174
3.3.2 Grundvatten	174
3.4 Steg 4 – Fördjupad strategi- och metodanalys	175
3.4.1 Jord	177
3.4.2 Grundvatten	177
3.5 Steg 5 – Åtgärdsalternativ	177
3.5.1 Jord	178
3.5.2 Grundvatten	181
4 GENOMFÖRDA ÅTGÄRDER	190
5 REFERENSER	191
DEFINITIONER	192
FÖRKORTNINGAR	193

Sammanfattning

Klorerade alifatiska kolväten har använts under flera decennier i stor omfattning inom svensk industri för en rad olika ändamål. Den bredaste användningen har varit som lösnings- och extraktionsmedel inom verkstadsindustri, kemiteknisk industri och elektronikindustri samt för kemtvätt. De lösningsmedel som dominerat har varit trikloreten, tetrakloreten, 1,1,1-trikloreten och diklormetan, men även 1,1,2-triklortrifluoretan (CFC 113) har använts i stor omfattning. Förbrukningen av klorerade lösningsmedel kulminerade i mitten av 1970-talet, då den uppgick till sammanlagt mer än 20 000 ton/år, varav trikloreten utgjorde hälften. Genom restriktioner och förbud har vissa medel helt fasats ut (t.ex. 1,1,1-trikloreten och CFC-medlen) och andra minskat betydligt i användning. Under början av 2000-talet var den totala förbrukningen nere i storleksordningen 1 000 ton/år, varav tetrakloreten svarade för nästan hälften.

Klorerade lösningsmedel har lagrats, hanterats och nyttjats på tusentals platser i Sverige. Någon samlad bild över användningen finns inte, men flertalet platser utgör sannolikt verkstadsindustrier, där främst trikloreten använts för avfettning av verkstadsprodukter före ytbehandling och lackering.

De klorerade lösningsmedlen, inklusive de klorfluorkarboner som använts för avfettning, är vätskor som är tyngre än vatten. De kännetecknas också av hydrofoba egenskaper, d.v.s. de är svårösliga i vatten. På grund av sina egenskaper brukar de benämnas ”dense nonaqueous phase liquids” - DNAPLs.

Klorerade lösningsmedel som kommer ut i omgivningen kan transporteras som en separat (fri) fas genom jordlager och grundvatten, vilken bromsas upp först när kapillära krafter kan binda vätskan eller när den hindras av ett tätt lager. Transporten av fri fas kan ske mycket snabbt och nå stora djup. Efter passagen av en fri fas kvarlämnas rester av lösningsmedlet i porer eller sprickor i form av droppar och tunna strängar. Sådana rester och eventuellt förekommande ansamlingar på täta lager utgör källområde från vilket långsam utlösning sker via diffusion till förbi-passande grundvatten.

Den vidare spridningen i grundvattnet av lösta föroreningar av lösningsmedlet eller eventuella nedbrytningsprodukter sker relativt snabbt, eftersom klorerade alifatiska kolväten binds generellt sett dåligt till jordpartiklar. Även om lösligheten i vatten är låg kan påverkan på grundvatten bli betydande. Naturlig nedbrytning kan ske i grundvatten beroende på de plats specifika förhållandena. Nedbrytningen är dock vanligtvis mycket långsam, och om den äger rum kan den vara ofullständig och leda till ackumulation av toxiska nedbrytningsprodukter. Sammanlagt innebär detta att en förorening av klorerade lösningsmedel kan ha stor uthållighet (decennier till sekel) och leda till omfattande påverkan (föroreningsplymer på hundratals eller tusentals meter har observerats).

En annan viktig spridningsväg, vid sidan om grundvattentransport, är via gas. Klorerade alifatiska kolväten har generellt sett hög flyktighet. Gasavgång av betydelse kan ske inte bara från källområdet utan också från en föroreningsplym i grundvatten.

Människor kan exponeras för klorerade lösningsmedel och deras nedbrytningsprodukter genom en rad olika vägar. Ofta återfinns föroeningen på större djup, varför exponering genom direktkontakt med förorenad jord vanligtvis inte är styrande för riskerna. I stället utgör inandning av gaser en generellt sett större risk. Gasavgång kan ske inte bara från källområdet utan också från förorenat grundvatten. Gaser med klorerade lösningsmedel kan avgå från grundvattnet och därefter transporteras genom jordlagren in i byggnader belägna över det förorenade grundvattnet. Även intag av grundvatten som är förorenat av lösningsmedel kan vara en viktig exponeringsväg.

Klorerade lösningsmedel och deras nedbrytningsprodukter uppvisar varierande grad av farlighet för människors hälsa - från måttlig till mycket hög. Vinylklorid har cancerframkallande effekter, medan vissa andra har potentiellt cancerframkallande/mutagena effekter. Även de ekotoxikologiska effekterna varierar inom ett brett intervall.

Även om klorerade lösningsmedel har hanterats på många olika platser i Sverige och sannolikheten är hög att jord och grundvatten förorenats på dessa platser är kunskapen om problemets omfattning bristfällig. Endast på ett begränsat antal platser har mer systematiska undersökningar utförts. På ett fåtal platser har efterbehandlingsåtgärder utförts specifikt inriktade mot klorerade lösningsmedel. Detta förhållande skiljer sig markant från det som råder i flera andra europeiska länder och Nordamerika, där föroreningar av klorerade lösningsmedel fått en helt annan uppmärksamhet och prioritet i efterbehandlingsarbetet.

Undersökning och efterbehandling av föroreningar av klorerade lösningsmedel innebär större utmaningar än undersökning av t.ex. föroreningar med petroleumkolväten. Svårigheterna är bland annat att lokalisera och avgränsa föroreningskällan och spridningsvägarna. Vid efterbehandling är den ofta stora utbredningen och fördelningen i olika medier en komplikation, som medför att en enda metod sällan räcker för att åstadkomma önskvärda åtgärdsresultat. Det är inte ovanligt att olika metoder måste tillämpas för källområde i omättad zon respektive i mättad zon. Vidare kan kompletterande åtgärder erfordras i föroreningsplymen för att förhindra eller begränsa transporten så att acceptabelt skydd kan uppnås.

Det finns stora valmöjligheter när lämplig efterbehandlingsmetod ska identifieras och slutligen väljas. Vissa metoder som används för efterbehandling av petroleumkolväten och andra typer av organiska föroreningar kan också användas för klorerade lösningsmedel, men flera metoder är mer eller mindre specifikt anpassade för klorerade lösningsmedel. En omfattande forskning och teknikutveckling med inriktning på efterbehandling av klorerade lösningsmedel har skett sedan slutet av 1980-talet. Även kunskapsuppbyggnaden kring lösningsmedlens beteenden i jord och grundvatten har varit omfattande. Särskilt gäller detta kunskapen kring de naturliga nedbrytningsprocesser och de faktorer som styr nedbrytningen.

Utvärderingsprocessen, som syftar till att identifiera och värdera lämpliga åtgärdsalternativ, bör ske stegvis. I det inledande steget formuleras plats-specifika åtgärds mål, som beaktar skydd av människors hälsa och miljön och andra övergripande mål som gäller för den aktuella platsen. Målen måste specificeras för

varje förorening, exponeringsväg och skyddsobjekt av betydelse. När man formulerar åtgärds mål för föroreningar med klorerade lösningsmedel i fri fas bör man vara medveten om att fullständig sanering till bakgrundsnivåer sällan är möjlig. Åtgärds mål som avser källområden bör därför vara realistiska och fokusera på att reducera källstyrkan så långt som möjligt och att skapa kontroll över spridningen.

När åtgärds målen har formulerats bör generella åtgärdsinsatser identifieras och bedömas som utgångspunkt för den fortsatta utvärderingsprocessen. Generella åtgärdsinsatser är strategier eller kategorier av åtgärder som bedöms ha förutsättningar att uppfylla åtgärds målen. De är specifika för varje relevant medium och omfattar följande kategorier: Ingen åtgärd (nollalternativ), administrativa skyddsåtgärder, tekniska skyddsåtgärder, långtidsuppföljning, övervakad naturlig nedbrytning, inneslutning och massreduktion.

I nästa steg i processen bör tänkbara metoder inom varje åtgärds kategori/strategi identifieras genom en inledande screening följt av en fördjupad analys av utvalda metoder. I det slutliga steget bör åtgärdsalternativ ställas samman och utvärderas individuellt, så att det mest lämpade alternativet för platsen kan identifieras. Varje alternativ kan omfatta enstaka metoder eller en kombination av metoder. För klorerade lösningsmedel är det vanligt att en uppsättning alternativ ställs samman för efterbehandling av källförorening och en annan uppsättning för föroreningsplym.

De tekniska åtgärds lösningar som kan vidtas omfattar fyra huvudgrupper:

- Tekniska skyddsåtgärder för inomhusmiljö
- Inneslutning och avskärning
- Fysisk massreduktion
- Nedbrytning in situ

Tekniska skyddsåtgärder avser i första hand åtgärder för att förhindra eller begränsa påverkan på inomhusluften i byggnader där inträngning av gaser sker. Detta kan åtgärdas med etablerad teknik, såsom den typ av åtgärder som används för att förhindra radoninträngning eller olika former av ventilationstekniska lösningar.

Inneslutning och avskärning kan ske antingen som fysisk inneslutning av föroreningen innanför tätspond/slurrybarriär eller hydraulisk inneslutning och kontroll genom pumpning och behandling. Fysisk inneslutning kommer i fråga främst för källföroreningar, medan pumpning och behandling kan tillämpas för såväl käll- som plymförorening.

Fysisk massreduktion innebär att föroreningen avlägsnas genom urschaktning eller genom olika in situ-metoder. Efterföljande behandling ex situ krävs. In situ-metoderna omfattar:

- Luftinjektering, där föroreningar under grundvattenytan avdrivs genom luftinblåsning
- Porgasextraktion, där föroreningar i den omättade zonen sugts upp genom ett vakuumsystem

- Flerfasextraktion, som är en kombination av pumpning/behandling och porgasextraktion
- Jordtvättning in situ, där föroreningar mobiliseras med hjälp av vattenspolning eventuellt i kombination med lösningsmedel eller tensider
- Termisk behandling in situ, i vilken avdrivningen påskyndas genom uppvärmning antingen med ånga eller elektricitet

Fysisk massreduktion tillämpas vanligtvis i första hand för sanering av källföroreningar. Luftinjektering, porgasextraktion, flerfasextraktion och termisk behandling in situ med ånga är väl beprövade metoder, medan jordtvättning in situ och termisk behandling med elektriska metoder är nyare och för närvarande mindre tillämpade i full skala.

En rad olika metoder kan tillämpas för destruktion in situ av klorerade lösningsmedel. Dessa metoder är i första hand inriktade på föroreningar i den mättade zonen. De viktigaste metoderna är:

- Stimulerad bionedbrytning, där anpassade bakteriestammar och/eller lämpliga substrat tillsätts för att initiera eller påskynda mikrobiell nedbrytning. Vanligtvis tillämpas anaerob reduktiv deklorering
- Metallkatalyserad reduktion, där metalliskt järn (granulat eller pulver i mikro- eller nanoskala) nyttjas för att katalysera nedbrytning
- Kemisk oxidation, där oxidationsmedel (permanganat, persulfat, ozon eller Fentons reagens) nyttjas för kemisk nedbrytning
- Växtsanering, där växter nyttjas för att fånga upp och ackumulera eller bryta ner föroreningarna
- Övervakad naturlig nedbrytning, som är en form av långtidsuppföljning med syfte att dokumentera och kvantifiera naturliga nedbrytningsprocesser

Kemisk oxidation och metallkatalyserad reduktion med mikro- eller nanojärnpulver tillämpas i första hand i källområden, medan de övriga främst används i föroreningsplymer. Stimulerad bionedbrytning tillämpas dock i ökande omfattning även i källområden. Metallkatalyserad reduktion med mikro- eller nanojärnpulver är en ny och oprövad metod. Även växtsanering är en relativt oprövad metod för behandling av klorerade lösningsmedel. Övriga metoder är väl beprövade.

Summary

Large amounts of chlorinated aliphatic hydrocarbons have been used for industrial purposes during a number of decades in Sweden. The most common use for these compounds has been as solvents and for extraction purposes within the mechanical industries, chemical engineering industries and electronics industries. Another major use has been within the dry cleaning industry. The most frequently used compounds have been trichloroethene, 1,1,1-trichloroethane and dichloromethane. 1,1,2-trichlorotrifluoroethane (CFC 113) has also been used in large amounts.

The handling of chlorinated solvents peaked in the mid 1970s when more than 20 000 tons were used annually of which trichloroethene constituted half that volume. The advent of restrictions and prohibitions has resulted in a total phasing out of some of these compound (1,1,1-trichloroethane and CFCs for instance) while the utilization of other chlorinated solvents has decreased substantially over the years. At the beginning of the 21st century the total annual consumption was 1 000 tons of which tetrachloroethene constituted half.

Chlorinated solvents have been stored, handled and used at thousands of locations in Sweden. There is no comprehensive picture describing the usage all over Sweden although the most common application is probably mechanical engineering industries where these compound have been used for degreasing of manufacturing materials prior to electroplating and painting.

Chlorinated solvents, including the chloroflourocarbons that have been used for degreasing purposes, are denser than water. They are also characterized by hydrophobic properties meaning that they are somewhat insoluble in water. Due to these properties, chlorinated solvents in the subsurface are often referred to as dense nonaqueous phase liquids (DNAPLs). The end result of these properties is that chlorinated solvents in the environment will be transported as a free phase through the soil and groundwater until they reach dense layers or until capillary forces cause the fluid to adhere to soil particles. Free phase transport can be a rapid process that reaches very deep down into the soil. After free phase chlorinated solvents have migrated through the soil layers it may leave behind residuals as droplets or strings. These residuals and any accumulation on low permeability layers may constitute source areas from which the contaminants may slowly diffuse into passing groundwater.

Further migration of dissolved compounds or degradation products via groundwater transport occurs relatively fast since chlorinated solvents have a relatively low affinity for soil particles. Even though the solubility is relatively low, the impact on the groundwater may be severe. Natural degradation in the groundwater may occur depending on site specific conditions, although this process is typically very slow, can be incomplete, and may result in the accumulation of toxic intermediate degradation products. Taken together, this means that any pollution by chlorinated solvents may be very recalcitrant in subsurface environment (decades to centuries) and give rise to considerable consequences (contaminant plumes of hundreds to thousand of meters have been observed).

Another major exposure pathway, besides groundwater transport, is through gas migration because chlorinated aliphatic compounds generally have a very high vapor pressure. Gaseous transport of magnitude may not only occur from the source area but also from the contaminated groundwater.

There are a number of pathways through which human beings can be exposed to chlorinated solvents and their degradation products. Chlorinated solvents are most commonly found at such depths in the soil that direct exposure through contact with soil does not constitute a major risk. Instead, exposure through inhalation is generally considered to be the most prevalent exposure pathway. Evaporation and gaseous transport do not exclusively occur in the source area, but also above a contaminated groundwater from which chlorinated solvent vapors can be transported through the soil layers and into overlying buildings. Exposure through contaminated drinking water may also constitute an important exposure pathway.

There is a high variability between different chlorinated solvent compounds regarding their human health hazards. The hazards range from moderate to very high. Vinyl chloride is a known carcinogen while others are potentially carcinogenic. Ecotoxicological hazards also have a high variability within this group of compounds.

Even though chlorinated solvents have been handled at numerous sites across the country, with a high probability of soil and groundwater contamination as a result, there is very limited knowledge regarding the scope of the problem in Sweden. Thorough and systematic on site investigations and remedial actions focusing on chlorinated solvents has only been performed at a very limited number of sites. This stands in contrast to the situation in several European countries and North America where the problem of chlorinated solvent contamination has received more attention and higher priority when planning remedial actions.

Site investigations and remedial actions used for these contaminants involve bigger challenges compared to e.g. petroleum hydrocarbons. One of the major challenges during the investigation phase is to localize and delineate the contaminant source and migration pathways. During remediation, the extensive coverage of contamination and the distribution between different environmental media has the consequence that no single method is usually sufficient to reach predetermined remedial action objectives. The usage of one method within the source area and another within the plume is not unusual. Furthermore, complementary remedial actions may have to be considered that prevent or limit groundwater migration so that an acceptable risk reduction level can be achieved.

There is an abundance of technologies to choose from when considering the most appropriate remedial technology for a given site. Some methods that are commonly used to treat fuel hydrocarbons and other organic contaminants are also applicable to chlorinated solvents remediation, while a number of other methods are more specifically designed for chlorinated solvents. There has been significant research and development of chlorinated solvent remediation technologies since the late 1980's. The knowledge base regarding the fate and behavior of chlorinated solvents in soil and groundwater has also been considerably expanded. This is

particularly true when it comes to understanding natural degradation processes and the parameters controlling natural degradation of chlorinated solvents.

The evaluation process by which remediation alternatives can be identified, developed and evaluated should be conducted step-by-step protocol. The initial step identifies and develops appropriate site-specific remediation goals to protect human health and the environment and to meet other potential site-specific goals, and must specify the contaminant(s), the exposure route(s) and receptor(s) of concern. When setting remedial action objectives for chlorinated solvent DNAPL it is critical to understand that complete restoration to background levels may not be possible. Consequently, the objectives for DNAPL source areas should be realistic and may focus on mass reduction and controlling subsurface migration of the contaminants.

Once the remedial actions have been developed, then site-specific general response actions should be developed to aid in evaluating appropriate remedial technologies. General response actions are media-specific actions that may have the ability to meet the remedial action objectives, including: no action, institutional controls, engineered controls, long-term monitoring, monitored natural attenuation, containment and mass reduction.

The next step in the process involves identification and evaluation of potentially suitable remediation technologies and process options for each general response action, followed by a detailed evaluation of individual technologies and process options. In the final step, remedial alternatives should be assembled and evaluated individually to identify the most appropriate alternative for the site. Each alternative may involve a single technology or multiple technologies. For chlorinated solvent sites, it is common that one set of alternatives will be assembled for source zone remediation and another set of alternatives for plume control.

Technologies applicable for remediation of chlorinated solvents comprise four main groups, namely:

- Engineered controls
- Containment
- Physical mass reduction
- In situ degradation

Engineered controls involve primarily measures to prevent or reduce impact on indoor air quality, where migration of contaminated vapors into buildings can occur. The technologies in question are well proven like sub-slab recovery of radon gas or different kinds of manipulation of indoor air ventilation.

Containment technologies involve physical containment of the contaminant within vertical barriers (i.e. sheet piles or slurry walls) and hydraulic containment by pump and treat. Physical containment is generally used for source control, while pump and treat can be applied for both source and plume control.

Physical mass reduction contaminants involve reduction or removal of contaminant mass from the treatment zone by excavation or various in situ-

technologies. Ex situ treatment of the removed contaminants is necessary. The in situ technologies include:

- Air sparging, where volatile contaminants are stripped from the saturated zone by air injection
- Soil vapor extraction, where volatile contaminants are extracted from the vadose zone by application of vacuum
- Multi-phase extraction, which is a combination of soil vapor extraction and pump and treat, where contaminants are removed from the subsurface by high vacuum
- In situ flushing, where contaminants are mobilized or dissolved by water flushing in some cases amended with co-solvents or surfactants
- In situ thermal treatment, that use heat (steam or electric heating) to facilitate contaminant removal

Physical mass reduction is usually applied for source area remediation. Air sparging, soil vapor extraction, multi-phase extraction and in situ thermal treatment based on steam enhanced extraction are mature technologies, while in situ flushing and in situ thermal treatment based on electrical heating are emerging and, at present, not used commonly at full scale.

A number of technologies can be applied for in situ destruction of chlorinated solvents. These technologies generally address contaminants in the saturated zone. The main technologies are:

- Enhanced in situ bioremediation, that uses either naturally occurring or introduced microorganisms to degrade target contaminants, often in combination with the addition of appropriate substrates to enhance the degradation rate. In most cases anaerobic dechlorination is applied for chlorinated solvents treatment
- In situ chemical oxidation, that uses oxidants (permanganate, persulfate, ozone or Fentons reagent) to destroy target contaminants
- In situ metal catalyzed reduction, which uses zero valent iron (granular or nano- and microscale powder) to catalyze biotic and abiotic degradation
- Phytoremediation, that uses plants to remove and accumulate or destroy the contaminants
- Monitored natural attenuation, which is a form of long-term monitoring that is used to document and quantify natural degradation processes

In situ chemical oxidation and in situ metal catalyzed reduction with nano- and microscale powder are generally used for source area treatment, while the other in situ destruction technologies are used for plume remediation. However, the use of enhanced in situ bioremediation for source area treatment is growing. In situ metal catalyzed reduction with nano- and microscale powder is an emerging technology. Also phytoremediation is an emerging technology with limited field applications for chlorinated solvents. The other technologies are mature.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Klorerade alifatiska kolväten, har använts i stor omfattning inom svensk industri som avfettning- och extraktionsmedel samt som råvaror vid framställning av färger och ett stort antal kemiska produkter. De vanligast förekommande klorerade lösningsmedlen har varit klorerade metaner, etaner och etener, såsom diklormetan (metylenklorid), 1,1,1-trikloreten, trikloreten (tri) och tetrakloreten (per). Även fullständigt halogenerade klorfluorkarboner (särskilt CFC-113) har använts för tvättning/rengöring och avfettning.

Hanteringen av klorerade lösningsmedel kan förväntas ha orsakat förorening av jordlager och grundvatten på många platser där de har använts. Föroreningarnas utbredning kan vara omfattande beroende på de speciella egenskaper som kännetecknar klorerade lösningsmedel. Densiteten är högre än vattnets, lösligheten är låg, men lösta föroreningar har hög mobilitet och de är flyktiga. Dessutom är den biologiska nedbrytningen ofta låg i jord och grundvatten, särskilt vid aeroba förhållanden.

I jämförelse med länderna i Nordamerika och på den europeiska kontinenten har föroreningar av klorerade lösningsmedel inte uppmärksammats särskilt mycket i Sverige. Det finns sannolikt flera förklaringar till detta, men den viktigaste torde vara att grundvattenresurser utgör jämförelsevis viktigare vattentäkter i dessa andra länder. Situationen har dock förändrats i Sverige under senare år, då klorerade lösningsmedel har konstaterats hota vattentillgångar på flera platser. En annan utveckling som kan noteras utomlands är att föroreningar av klorerade lösningsmedel betraktas som ett ökande inomhusproblem.

Det kan förväntas att en ökad kunskap i Sverige om föroreningar av klorerade lösningsmedel kommer att leda till behov av efterbehandlingsåtgärder på ett stort antal platser. Med anledning av detta finns ett överhängande behov av att utveckla verktyg att identifiera och välja rätt strategi och efterbehandlingsmetod för varje specifikt objekt.

I främst Nordamerika, men också i några europeiska länder, har flera metoder för efterbehandling av klorerade lösningsmedel utvecklats och kommersialiserats under det senaste årtiondet. Flertalet av dem kan sannolikt tillämpas även under svenska förhållanden, möjligtvis med vissa begränsningar beroende på att de geologiska förhållandena i Sverige delvis skiljer sig från de förhållandena som råder i de länder där metoderna har sitt ursprung.

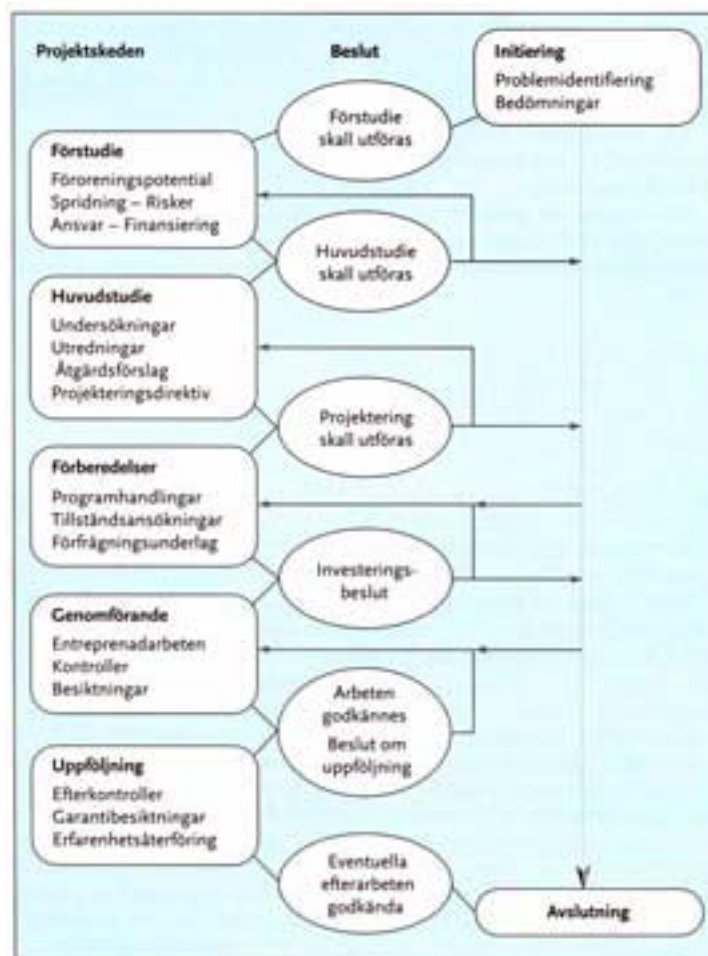
För att möta behovet av ett verktyg att identifiera och välja rätt strategi och metod för efterbehandling av klorerade lösningsmedel har denna rapport tagits fram.

1.2 Syfte

Syftet och målsättningen med denna rapport är:

- att identifiera och kortfattat beskriva tillgänglig teknik (beprövad och nyutvecklad) för efterbehandling av klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten samt redovisa erfarenheter av tillämpningar i Europa, USA och Canada
- att beskriva en systematisk arbetsgång, som kan tillämpas av olika intressenter (problemägare, myndigheter, konsulter och entreprenörer) för att identifiera, bedöma och välja lämplig strategi och metod för efterbehandling av platser förorenade av klorerade lösningsmedel
- att tillhandahålla mallar, som kan användas av olika intressenter i denna process

Rapporten är främst ämnad att användas som underlag och hjälpmedel i fasen Huvudstudie (punkt Åtgärdsförslag) i ett efterbehandlingsprojekt (**figur 1.1**).



Figur 1.1. Arbetsgång i ett efterbehandlingsprojekt (Naturvårdsverket, 1997. ©Empirikon).

1.3 Läsanvisning

Utöver inledningen (kapitel 1) omfattar rapporten fem kapitel enligt följande:

- Kapitel 2 redovisar produktion och användning av klorerade lösningsmedel i Sverige. Vidare beskrivs potentiella föroreningskällor och kunskapsläget i Sverige om förorenade plaster
- Kapitel 3 redovisar fysikaliska, kemiska och toxikologiska egenskaper hos klorerade alifatiska kolväten samt spridnings- och nedbrytnings-egenskaper
- Kapitel 4 ger en översikt över efterbehandlingsmetoder. En utförligare teknikbeskrivning återfinns i Bilaga A
- Kapitel 5 redovisar en arbetsgång som kan användas för att identifiera, bedöma och välja efterbehandlingsmetod och -alternativ
- Kapitel 6 redogör för vilken typ av underlagsinformation som kan behövas i utvärderingsprocessen

Rapporten innehåller två bilagor:

- Bilaga A omfattar 13 faktablad som beskriver olika efterbehandlingsmetoder för klorerade lösningsmedel
- Bilaga B redovisar ett exempel på en utvärderingsprocess. Exemplet behandlar en plats som förorenats av tetrakloreten (PCE)

Referenser och länkar (via hyperlänkar på Internet) anges i slutet av varje kapitel och faktablad.

Efterbehandlingsbranschen i Sverige präglas av ett utbrett engelskt språkbruk. För benämningar av teknik och metoder används mycket ofta engelska termer också i svenska rapporter, bl.a. beroende på det inte alltid är lätt att göra en direkt översättning till svenska utan långa och omständliga omskrivningar. I rapporten har dock ett försök gjorts att införa svenska benämningar, som så långt möjligt anknyter till de engelska. I faktabladen redovisas dock vanligt förekommande engelska benämningar.

Vidare präglas särskilt den amerikanska tekniska litteraturen av förkortningar, som är mycket praktiska att nyttja för den invigde. Förkortningar har undvikits i möjligaste mån, men har i stort sett konsekvent använts för beteckning av kemiska ämnen, eftersom överskådligheten har bedömts öka genom detta. Genomgående har gängse engelska förkortningar använts, då bruket av sådana (t.ex. PAH, PCB) är utbrett och vedertaget. Som hjälp för läsaren redovisas sammanställningar av förkortningar och definitioner inledningsvis i rapporten.

1.4 Referens

Naturvårdsverket, 1997. Efterbehandling av förorenade områden. Vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt. Rapport 4803.

<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/dse/620-4803-1>.

2 Bakgrundsinformation

Detta kapitel ger bakgrundsinformation om klorerade lösningsmedel som potentiella föroreningar av jord och grundvatten i Sverige och innehåller följande:

- Beskrivning av användning och produktion av klorerade lösningsmedel i Sverige
- Potentiella föroreningskällor och mobiliseringsvägar
- En översikt över undersökningar och efterbehandlingsprojekt av klorerade lösningsmedel i Sverige

2.1 Användning och produktion

Klorerade alifatiska kolväten (CAH) har använts för en rad olika industriella ändamål. Den breda användningen har dock varit som lösningsmedel av fett och som alternativ till petroleumbaserade lösningsmedel för att eliminera brandrisker. Betydande mängder av CAH har även nyttjats som råvaror och insatsvaror, främst 1,2-dikloreten för framställning av tri- och tetrakloreten samt fortfarande för framställning PVC. Hanteringen av dessa rå- och insatsvaror har skett lokalt vid ett fåtal produktionsanläggningar.

2.1.1 Produkter

I **tabell 2.1** redovisas de klorerade lösningsmedel som kommit till industriell användning som lösningsmedel i Sverige.

Tabell 2.1. Sammanställning över klorerade lösningsmedel som använts i Sverige.

Benämning	Synonymer	Huvudsaklig användning
Tetrakloreten	Per, perkloretylen	Kemtvätt
Triklöreten	Tri, trikloretylen	Metallavfettning, tidig kemtvätt
1,1,1-Triklöreten	1,1,1, metylkloroform	Metallavfettning, lim mm
Tetraklormetan	Koltetraklorid, tetra, perklorometan	Lösnings- och extraktionsmedel, klortillverkning
Triklormetan	Kloroform	Lösnings- och extraktionsmedel, laboratoriekemikalie
Diklormetan	Metylenklorid	Färgindustri, läkemedelstillverkning
1,1,2-Triklortrifluoretan	CFC113	Elektronikindustri, kemtvätt
Triklorfluormetan	CFC11	Kemtvätt
Pentaklorfluoretan	CFC111	Kemtvätt

Tetrakloreten (PCE). Den stora betydelsen har sedan 1940 varit för textiltvätt. PCE har även använts för industriell avfettning, men i mindre omfattning än triklöreten. I likhet med triklöreten (se nedan) krävs en förstärkt stabilisering vid avfettning av lättmetall. En mindre del har använts för extraktion av slakteriavfall och benrester. Under några år i slutet av 1980-talet användes en blandning av PCE och pentanol för att rengöra kretskort efter lödning.

Användningen av PCE är förbjuden i konsumentprodukter men får användas yrkesmässigt.

Trikloretan (TCE). Trikloretan har sedan 1930-talet varit det klassiska avfettningsmedlet inom stål- och verkstadsindustrin. Dess stora betydelse kom med tekniken att avfetta i ångfas. Där behovet varit för litet för att motivera investering i lämplig utrustning har kallavfettning förekommit. Även om TCE är relativt stabilt kan spår av klorväte bildas vid avfettning av järn- och stålprodukter. Genom tillsats av ca 300 ppm propylamin och 100 ppm tymol fångas klorvätet upp, och fortsatt sönderfall och frigörande av klorväte förhindras. När det gäller avfettning av aluminium och andra lättmetaller har behovet av stabilisator uppgått till storleksordningen 1% innehållande ämnen som bl. a. epoxider och diisobutylen.

TCE var den första typen av CAH, som kom till användning för kemtvätt i Sverige. Det användes för detta ändamål från omkring 1930 till 1950, när det helt ersattes av PCE. TCE har även använts i en rad andra sammanhang där avfettning behövs för fortsatt bearbetning, bland annat inom garveri för avfettning av skinn och pälsar samt inom gummiindustrin.

Användningen är sedan 1995 förbjuden i Sverige. Små mängder används dock på dispens.

1,1,1-trikloretan (1,1,1-TCA). Den största mängden 1,1,1-TCA har använts för metallavfettning inkl. aluminiumdetaljer. För alla typer av gods krävs en större stabilisatormängd än vad som krävs för TCE och PCE (5-6% av sådana ämnen som dioxan, acetonitril, epoxider m.fl.). 1,1,1-TCA har också ingått i produkter som används vid gjutning av plast- och gummiföremål samt som lösningsmedel i olika typer av produkter, t.ex. lim, vulkaniseringssatser för cyklar m.m. Vidare har 1,1,1-TCA använts för avfettning vid garverier.

1,1,1-TCA är ett av de ozonnedbrytande ämnen som regleras av Montrealprotokollet. Användningen är sedan 1995 förbjuden i Sverige. Små mängder används dock på dispens.

Tetraklormetan (CT). Tetraklormetan har använts som lösningsmedel och extraktionsmedel. Under 1900-talet har det också utnyttjats för att eliminera kvävetriklorid vid framställning av klor. Någon användning för avfettning eller inom kemtvätt har inte förekommit.

CT tillhör också de ozonnedbrytande ämnena. Användningen är sedan 1995 förbjuden i Sverige, men användes ytterligare några år på dispens, bl.a. vid framställning av klor. En viss användning som extraktionsmedel vid kemisk analys förekommer fortfarande på dispens.

Triklormetan (CF). Industriell användning som lösningsmedel har i stort sett upphört i Sverige, men CF används fortfarande som laboratoriekemikalie och inom läkemedelstillverkning. Någon nämnbar användning som avfettningsmedel har inte förekommit i Sverige och inom kemtvätt har CF använts enbart som extra fläckborttagningsmedel före tvätt.

CF får inte användas i konsumentprodukter, till ytrensning eller textilrensning.

Diklormetan (DCM). Det stora användningsområdet för DCM har varit som färgborttagningsmedel och som lösningsmedel inom färg- och läkemedelsindustrin. DCM har också använts för tillverkning av lim. Någon större användning har det inte fått som lösningsmedel för ångavfettning inom verkstadsindustrin, bl.a. på grund av sin lägre kokpunkt.

Användningen är sedan 1995 förbjuden i Sverige, men viss användning förekommer efter dispens.

Klorfluorkarboner (CFC). 1,1,2-triklortrifluoretan (CFC 113) har använts som rengöringsmedel inom elektronikindustrin: Det har även använts för kemtvätt av pälsar och känsliga tyger. Dessutom har triklorfluormetan (CFC 11) och penta-klorfluoretan (CFC111) använts vid kemtvätt, men i mindre omfattning än CFC113. Klorfluorkarboner började användas för kemtvätt omkring 1950, men användningen upphörde under början av 1990-talet.

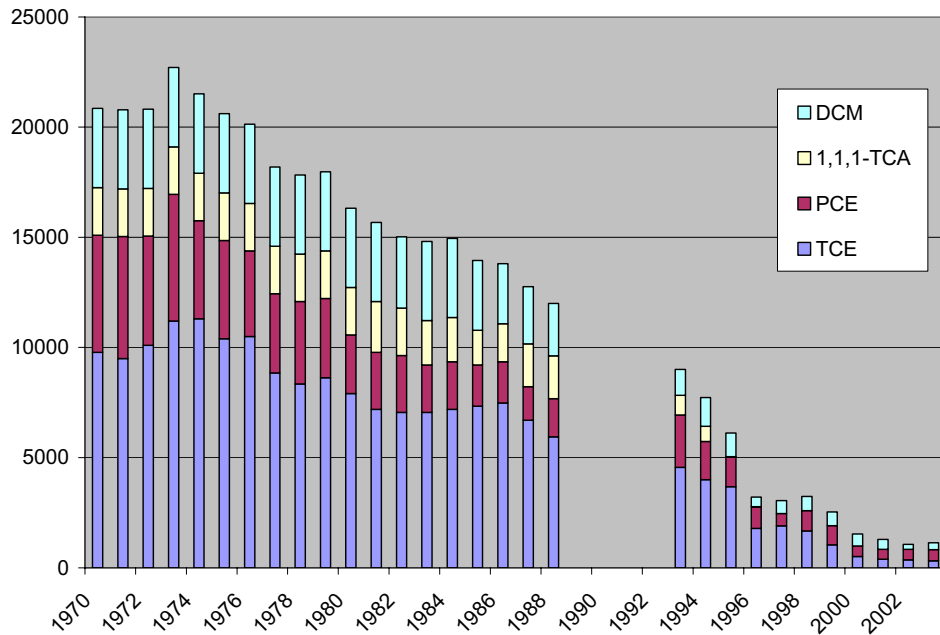
CFC 113, CFC11 och CFC111 är ozonnedbrytande ämnen som regleras av Montrealprotokollet. Användningen är sedan 1995 förbjuden i Sverige.

2.1.2 Mängder

De mängdmässigt dominerande klorerade lösningsmedlen har varit DCM, 1,1,1-TCA, TCE och PCE. Förbrukningen i Sverige av dessa produkter under perioden 1970-2003 framgår av **figur 2.1**. CT, CF och CFC har använts i väsentligt mindre omfattning än de ovan nämnda.

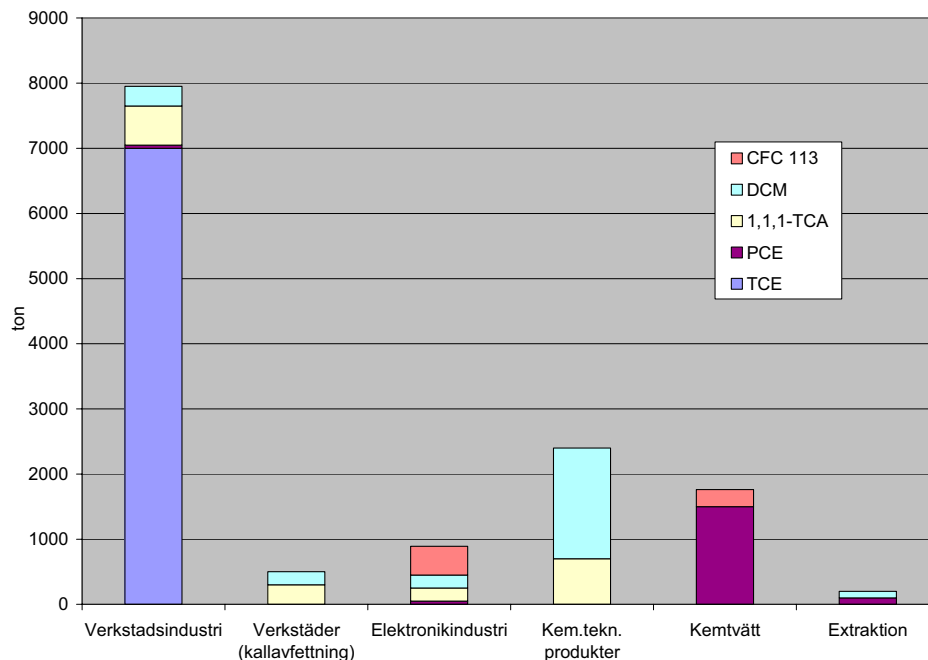
Förbrukningen före 1970 är bristfälligt känd. Den svenska tillverkningen vid slutet av 1930-talet var 100-500 ton/år TCE och 20-50 ton/år PCE, vilket sannolikt speglarförbrukningen i stort. Efter andra världskriget ökade förbrukningen och nådde sin kulmen i mitten på 1970-talet. Därefter har den minskat radikalt. Drivkrafterna för denna utveckling var under 1970-talet främst kravet på bättre arbetsmiljö. Under senare decennier har insikten om klimatpåverkande effekter (nedbrytning av ozonskiktet) varit pådrivande kraft för avvecklingen av framför allt 1,1,1-TCA, CT och CFC.

Förbrukningen av klorerade lösningsmedel dominerades fram till mitten av 1990-talet av TCE. Trots en ökad användning i triavfettning från 1960-talets slut minskade dock volymerna från mitten på 1970-talet till följd av ett effektivare utnyttjande genom bättre apparatur och teknik.



Figur 2.1. Användningen (ton/år) av klorerade lösningsmedel i Sverige under perioden 1970-2003 (Norén, 1989 och Kemikalieinspektionen, 2005).

Klorerade lösningsmedel har använts inom ett brett spektrum av branscher. **Figur 2.2**, som visar förbrukningen under 1987, belyser i stort denna fördelning. Den totala förbrukningen av de angivna lösningsmedlen var 13 700 ton, som kan jämföras med den totala användningen på 73 000 ton kolväten inom industrin.



Figur 2.2. Användning (ton) i Sverige 1987 (Norén, 1989).

Stål- och verkstadsindustrin har stått för den klart största förbrukningen av klorerade lösningsmedel, där främst ångavfettning varit förhärskande. Genom de apparatprogram, som sedan 1950-talet dåvarande Uddeholms AB utvecklade, kunde såväl små verkstäder som stora industrier ekonomiskt utnyttja tekniken, vilket innebar att praktiskt taget varje svensk verkstadsprodukt eller detalj i den hade varit i kontakt med TCE. Kallavfettning levde dock kvar som ett billigare alternativ, men i blygsam omfattning. För år 1976 beräknades att det fanns 2 500 ”tri-apparater” i Sverige och att mängden i dem rengjort gods uppgick till 4 miljoner ton (Uddeholm, 1976). För detta förbrukades 10 000 ton TCE.

Kemtvättbranschen har stått för den största användningen av PCE. Antalet kemtvättar i landet uppgick i slutet av 1980-talet till 500-600, varav 200 CFC-tvättar (Naturvårdsverket, 1992). För närvarande uppskattas antalet kemtvättar till ca 400 stycken (Sveriges Tvätteriförbund, 2005).

Övriga branscher där klorerade lösningsmedel nyttjats är elektronikindustri, grafisk industri, garverier samt för framställning av kemisk tekniska produkter och inom olika branscher för extraktion.

Även inom övriga Västeuropa har förbrukningen minskat under perioden fram till slutet av 1980-talet av samma skäl som i Sverige, nämligen effektivare utnyttjande genom bättre teknik. Som följd av Montrealprotokollet har 1,1,1-TCA fasats ut i hela Västeuropa under 1995, medan TCE, PCE och DCM används i samma omfattning som under början av 1990-talet.

2.1.3 Produktion och distribution

Tillverkning av klorerade lösningsmedel i Sverige har enbart omfattat TCE och PCE. Produktionen ägde rum under perioden 1933-1986 i Skoghall genom företaget Uddeholm och senare Billerud Kemi. Det uppskattas att ca 90% av TCE tillverkades i landet. PCE för kemtvätt importerades även från bl.a. Tyskland. De övriga klorerade lösningsmedlen importerades helt och hållet från England, Tyskland, Belgien och USA.

Produktionen i Skoghall var i slutet på 1930-talet ca 100-500 ton/år TCE och 20-50 ton/år PCE, för att 1969 för båda sammantaget vara uppe 15 000 ton. Under perioden 1971-1986 varierade produktionen något beroende på klortillgången, men låg på 15–20 000 ton per år, varav TCE svarade för 2/3.

Skandinavien var hemmamarknaden för fabriken i Skoghall, men en viss export till framför allt Sovjetunionen förekom. Exporten 1976 uppgick till storleksordningen 4 000 ton TCE och 2 000 ton PCE.

Lösningsmedlen distribuerades från ett antal försäljningsställen i landet. Under 1970- och 80-talen fanns ett tjugotal sådana för produkter från Uddeholm/Billerud Kemi. Lösningsmedlen distribuerades antingen i fat (i storlekar upp 300 kg) eller i tank av varierande storlek. Importerade lösningsmedel distribuerades på fat via återförsäljare.

De förorenade lösningsmedelresterna tappades vanligen på engångsfat för vidare distribution till destruktion. Så länge verksamheten bedrevs i Skoghall erbjöd Uddeholm/Billerud Kemi sina kunder att returnera den använda och

smutsiga lösningen till fabriken. De som inte var kunder till Uddeholm/Billerud Kemi fick utnyttja SAKAB eller andra aktörer för denna tjänst.

2.2 Potentiella föroreningskällor

Spill och läckage till omgivningen kan ha skett på många olika sätt och vägar beroende på en rad platsspecifika förhållanden, såsom vad lösningsmedlet användes till, hur anläggningen var utformad samt de sätt som lösningsmedel, produkter och avfall hanterades.

Klorerade lösningsmedel är flyktiga, varför betydande andelar har förångats och avgått till omgivningsluften under hanteringen av lösningsmedlen eller de produkter och föremål som kommit i kontakt med lösningsmedlen. För att klorerade lösningsmedel ska kunna medföra förorening av jord och grundvatten krävs att de emitteras i vätskefas vid eller under markytan i så stor mängd att de inte direkt förångas.

Tänkbara föroreningskällor och möjlig mobilisering av klorerade lösningsmedel redovisas i **tabell 2.2**.

Tabell 2.2. Potentiella föroreningskällor och möjlig mobilisering av klorerade lösningsmedel.

Föroreningskälla	Mobilisering
Lösningsmedelscisterner och fatlager	Spill i samband med påfyllning av cisterner. Läckage från cisterner, fat och rörledningar
Processutrustning (avfettningsskär, kemtvättmaskin o.likn.)	Spill vid hanteringen eller läckage från processutrustningen
Avfallsupplag	Läckage från processavfall som tippats direkt på marken eller deponerats i läckande tunnor
Avloppsledningar	Läckage från avloppsledningar eller oljeavskiljare (fri fas kan ansamlas i botten av oljeavskiljare)
Dagvattensystem	Läckage från sandfång i rännstensbrunnar (fri fas kan ansamlas i sandfång)
Ventilationsutkast	Kondensat från ventilationsluft

2.3 Undersökningar och efterbehandlingsåtgärder

Inom ramen för arbetet med denna rapport har en enkät distribuerats till landets länsstyrelser med syftet att kartlägga omfattningen av de undersökningar och efterbehandlingsåtgärder som genomförts med inriktning på klorerade lösningsmedel. När det gäller undersökningar var det primära syftet att införskaffa uppgifter om objekt, som är väl undersökta och dokumenterade vad gäller föroreningens utbredning och omfattning. Uppgiften var däremot inte att insamla uppgifter om potentiellt förorenade objekt eller uppgifter om platser där förorening av klorerade lösningsmedel förekommit, men inte kartlagts. Inventeringen var tänkt att ligga till grund för val av testfall för den utvärderingsprocess som redovisas i bilaga B till denna rapport.

Inventeringen gör inte anspråk på att vara komplett. En del undersökningar kan ha utförts under andra myndigheters tillsyn och utan att länsstyrelserna varit närmare informerade. Vidare kan en del information ha missats genom handläggaryten på länsstyrelserna. Inventeringen torde dock ge en översiktlig bild av läget i landet.

Strax under 40 undersökningsobjekt har redovisats. Ca 60% av de undersökta platserna utgörs av verkstadsindustrier, ca 30% av kemtvättar och resterande del av övriga verksamheter (bl.a. garverier och kemiska industrier).

Sammanlagt åtta objekt har identifierats, där efterbehandlingsåtgärder utförts. I denna summa ingår tre objekt där pilotförsök utfördes under åren 1999-2000 inom teknikutvecklingsprojekt finansierade av Miljöteknikdelegationen. Bortsett från de tre sistnämnda har följande behandlingsteknik applicerats (i vissa fall har kombinerade lösningar valts):

- | | |
|-------------------------------------|-----------|
| • Urgrävning och behandling ex situ | 2 platser |
| • Porgasextraktion | 3 platser |
| • Pumpning och behandling ex situ | 3 platser |
| • Termisk behandling in situ | 1 plats |

I de pilotprojekt, som finansierades av Miljöteknikdelegationen, testades följande metoder (Envipro Miljöteknik AB, 2000 och 2001 samt Anox och VBB Viak AB, 2000):

- Luftinjektering kombinerad med porgasextraktion. Huvudförorening: TCE
- Permeabel reaktiv barriär (ZVI). Huvudförorening: PCE
- Ex situ behandling av grundvatten. Huvudföroreningar: 1,1,1-TCA och TCE

Av inventeringen framgår tydliga regionala skillnader. Samtliga redovisade objekt är belägna i södra och mellersta Sverige, medan inga objekt redovisas i Norrlands länen.

Som framhållits ovan ger inte inventeringen en heltäckande bild av genomförda undersökningar och efterbehandlingsåtgärder av klorerade lösningsmedel i Sverige. Ett rimligt antagande är att det verkliga antalet objekt inte är fler än dubbelt som många som framkommit vid inventeringen.

2.4 Referenser

Anox och VBB VIAC AB, 2000. Biologisk reduktion av klorerade lösningsmedel i grundvatten. Forsknings- och utvecklingsprojekt om klorerade lösningsmedel på uppdrag av Miljöteknikdelegationen.

Envipro Miljöteknik AB, 2000. Utvärdering av pilotdemonstration. Air sparging med vakuumextraktion. Forsknings- och utvecklingsprojekt om klorerade lösningsmedel på uppdrag av Miljöteknikdelegationen.

Envipro Miljöteknik AB, 2001. Utvärdering av pilotdemonstration. Reaktiv barriär med järnfilspån för nedbrytning av klorerade lösningsmedel. Forsknings- och utvecklingsprojekt om klorerade lösningsmedel på uppdrag av Miljöteknikdelegationen.

Kemikalieinspektion, 2005. Kortstatistik. Lösningsmedel. - http://www.kemi.se/templates/Page_____1657.aspx.

Naturvårdsverket, 1992. Kemtvättar. Vägledning för prövning och tillsyn enligt miljöskyddslagen. Allmänna råd 92:5.

Norén K., 1989. End uses of chlorinated solvents. - Minisymposium Användning av Klorerade Lösningsmedel, Statens Naturvårdsverk, 31 maj 1989.

Sveriges Tvätteriförbund, 2005. <http://www.tvatteriforbundet.se/>.

Uddeholm AB, 1976. Uppgift från lösningsmedelsymposium i Skoghall under medverkan av LO, arbetarskyddsstyrelsen, fabriksarbetarförbundet, pappersindustriarbetarförbundet och metallindustriarbetarförbundet den 3 juni 1976.

3 Egenskaper

I detta kapitel redovisas fysikaliska och kemiska egenskaper hos klorerade alifatiska kolväten (CAH) med fokus på de vanligast förekommande klorerade lösningsmedlen (PCE, TCE, 1,1,1-TCA och DCM). Typiska spridningsvägar och nedbrytningsvägar i jord och grundvatten diskuteras också, liksom toxiska egenskaper samt riktvärden.

I **tabell 3.1** finns en sammanställning över de ämnen som i första hand behandlas i rapporten. Sammanställningen omfattar, förutom de ämnen som primärt nyttjats som lösningsmedel, också nedbrytningsprodukter av lösningsmedlen. De senare ämnena kan också ha nyttjats som rå- och insatsvaror i olika industriella processer. I tabellen anges de förkortningar som vanligtvis används i engelskspråkig litteratur, och som även används fortsättningsvis i rapporten för att begränsa textmassan och öka överskådligheten. Vidare anges i tabellen CAS-nummer och molekylformel för respektive ämne.

Tabell 3.1. Sammanställning över klorerade alifatiska kolväten.

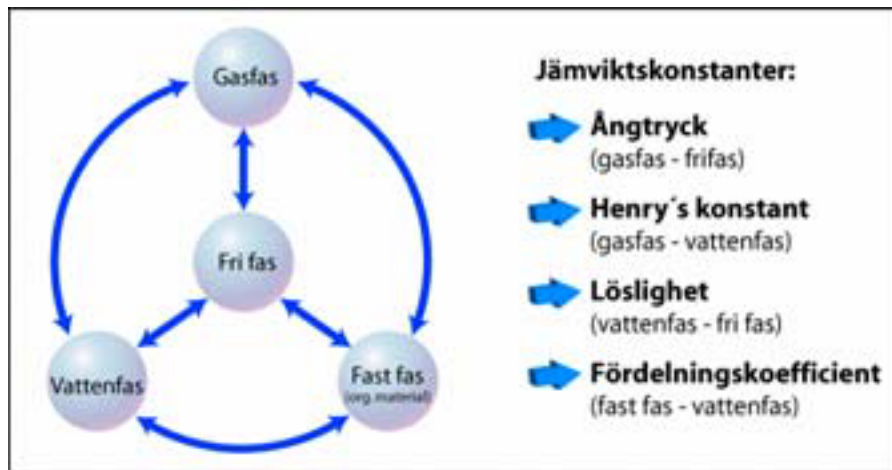
Ämne	Förkortning	CAS nummer	Molekylformel
Kloreter			
Tetrakloreten	PCE	127-18-4	C ₂ Cl ₄
Triklloreten	TCE	79-01-6	C ₂ HCl ₃
1,1-Dikloreten	1,1-DCE	75-35-4	C ₂ H ₂ Cl ₂
cis-1,2-Dikloreten	cDCE	156-59-2	C ₂ H ₂ Cl ₂
trans-1,2-Dikloreten	tDCE	156-60-5	C ₂ H ₂ Cl ₂
Kloreten, vinylklorid ¹	VC	75-01-4	C ₂ H ₃ Cl
Kloreter			
1,1,1-Trikloreten	1,1,1-TCA	71-55-6	C ₂ H ₃ Cl ₃
1,1,2-Trikloreten	1,1,2-TCA	79-00-5	C ₂ H ₃ Cl ₃
1,1-Dikloreter	1,1-DCA	75-34-3	C ₂ H ₄ Cl ₂
1,2-Dikloreter	1,2-DCA	107-06-2	C ₂ H ₄ Cl ₂
Kloreter	CA	75-00-3	C ₂ H ₅ Cl
Klormeter			
Tetraklormeter	CT	56-23-5	CCl ₄
Triklormeter	CF	67-66-3	CHCl ₃
Diklormeter	DCM	75-09-2	CH ₂ Cl ₂
Klormeter	CM	74-87-3	CH ₃ Cl

Klorfluorkarboner (CFC), som också har använts som lösnings- och extraktionsmedel i Sverige, behandlas inte närmare i denna rapport. I likhet med de traditionella lösningsmedlen har CFC-medlen högre densitet än vatten, men de har mycket högre flyktighet. Som en följd av detta är påverkan och uthållighet av föroreningar av CFC sannolikt mycket lägre än föroreningar av övriga klorerade lösningsmedel. Det bör dock framhållas att förekomst och spridning av CFC i jord och grundvatten inte har undersökts i så stor omfattning som de traditionella medlen, och att kunskapsbasen om behandlingsmetoder för CFC är förhållandevis begränsad.

3.1 Fysikaliska och kemiska egenskaper

Klorerade lösningsmedel tillhör en grupp ämnen som brukar benämnas DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquids). Kännetecknande för denna typ av vätskor är att de har en densitet som är högre än vattnets samt att de är svårslösliga i vatten.

På grund av den låga vattenlösligheten kan klorerade lösningsmedel uppträda som en koncentrerad fri fas när de förekommer i tillräcklig mängd i jord och grundvatten. När lösningsmedel väl föreligger i fri fas i jord eller grundvatten kommer jämviktsförhållanden att eftersträvas mellan det rena lösningsmedlet och omgivande fast fas (oorganiskt och organiskt material), vattenfas (por- eller grundvatten) samt gasfas (gas i omättad zon). Fördelningen mellan olika faser och de konstanter som uttrycker jämviktsförhållandet mellan faserna illustreras i **figur 3.1**.



Figur 3.1. Fasfördelning och jämviktskonstanter.

I allmänhet kännetecknas klorerade lösningsmedel och övriga CAH av hög flyktighet (høgt ångtryck) och låg till måttlig löslighet i vatten. De är i regel hydrofoba (vattenavvisande) ämnen. Deras sorption till den fasta fasen är direkt relaterad till halten organiskt material i jorden. De hydrofoba egenskaperna hos CAH ökar i proportion till antalet halogener (t.ex. kloratomer) i ämnet. Såunda uppvisar PCE (fyra kloratomer) högre grad av hydrofobi än VC (en kloratom). CAH är dock inte lika hydrofoba som t.ex. polyklorerade bifenyler (PCB) eller polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Detta innebär att sorption inte i väsentlig grad begränsar transporten av CAH i de flesta typer av akvifärer, och CAH kan transporteras flera kilometer i akvifärer med hög hydraulisk konduktivitet och med endast lågt innehåll av naturligt organiskt kol.

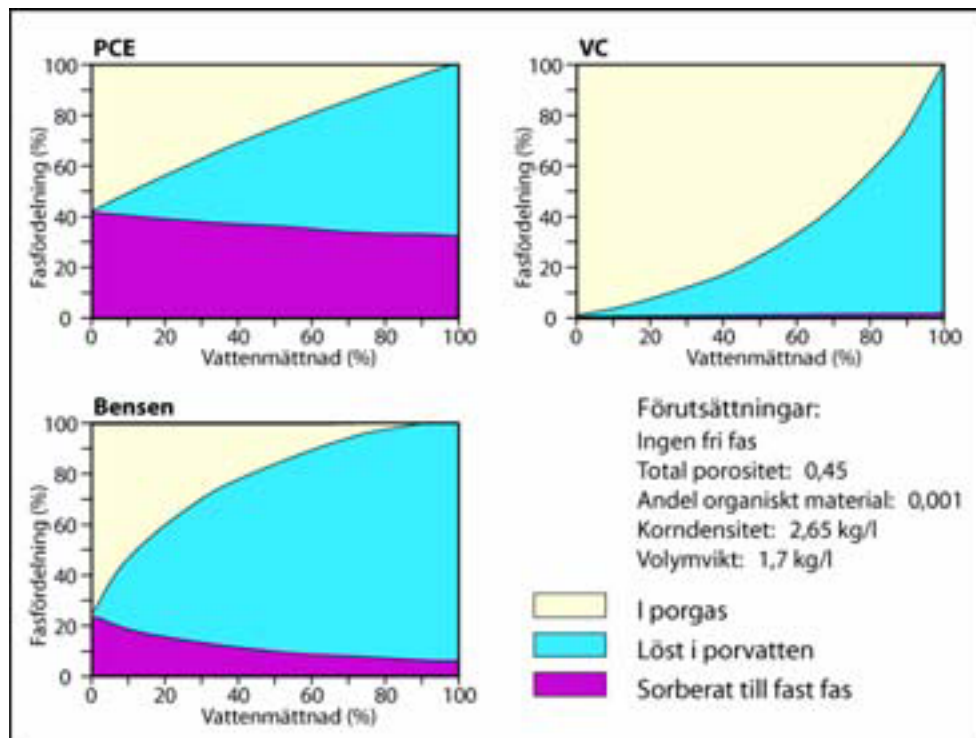
I **tabell 3.2** redovisas fysikaliska och kemiska egenskaper för de vanligaste CAH som påvisas i jord och grundvatten. Det kan noteras att vid minskande antal substituerade kloratomer (se tabell 3.1) minskar densiteten och de hydrofoba egenskaperna ($\log K_{ow}$), medan ångtrycket och vattenlösligheten ökar. Som framgår av tabellen förekommer de monoklorerade föreningarna som gas vid normal omgivningstemperatur, medan högre klorerade CAH utgör vätskor (DNAPL).

Uppgifterna i tabell 3.2 härrör från USEPA (2000), men det bör noteras att uppgifter om fysikaliska och kemiska egenskaper skiljer sig mellan olika källor. Flera internetbaserade databaser kan nyttjas för att införskaffa ytterligare information om fysikaliska och kemiska egenskaper, t.ex. Chemical and Physical Properties Database vid Pennsylvania Department of Environmental Protection och CHEMFATE från Syracuse Research Corporation (se referenslistan).

Tabell 3.2. Kemiska och fysikaliska egenskaper för vanliga CAH (USEPA, 2000).

Ämne	Molekylvikt (g/mol)	Densitet (g/ml)	Löslighet i vatten (mg/l)	Ångtryck (mm/Hg)	Log K _{ow}	Henrys lag konstant (atm·m ³ /mol)
Kloretener						
PCE	165,8	1,62	150	17,8	2,6	0,015
TCE	131,4	1,46	1 100	57,9	2,38	0,0091
1,1-DCE	96,9	1,22	2 250	600	1,84	0,018
cDCE	96,9	1,28	3 500	208	0,7	0,0037
tDCE	96,9	1,26	6 300	324	0,48	0,0072
VC	62,5	gas	1 100	2 660	1,38	0,315
Kloretaner						
1,1,1-TCA	133,4	1,34	1 500	123	2,5	0,008
1,1,2-TCA	133,4	1,44	4 500	30	2,47	0,0012
1,1-DCA	99,0	1,26	5 500	182	1,79	0,00098
1,2-DCA	99,0	1,18	8 520	64	1,48	0,0059
CA	64,5	gas	5 700	1 064	1,52-2,16	0,0085
Klormetaner						
CT	153,8	1,59	757	90	2,64	0,030
CF	119,4	1,48	8 200	151	1,97	0,0044
DCM	84,9	1,33	20 000	362	1,3	0,0027
CM	50,5		6 500	4 310	0,95	0,045

CAH kan, som framgår av ovanstående, uppträda som fri fas i jordlagrens porer, bundna till organiskt material eller lösta i por- eller grundvatten. I den omättade zonen kan de dessutom förekomma i gasfas. I **figur 3.2** illustreras möjlig fördelning av PCE och VC mellan olika faser (sorption till organiskt material samt i gas- och vätskefas) i en sandjord vid olika grad av vattenmättnad, men utan förekomst av fri fas. Motsvarande fördelning för bensen illustreras också som jämförelse. Som framgår av figuren har VC markant högre flyktighet och sämre fastläggningssegenskaper än bensen och PCE. VC uppträder nästan uteslutande i gas- och vätskefas, medan PCE också kan förekomma bundet i fast fas.



Figur 3.2. Fasfördelning av PCE, VC och bensen i jord som funktion av vattenmättnad (Amternes Videncenter, 2001).

3.2 Spridning

Detta kapitel beskriver kortfattat hur klorerade lösningsmedel kan sprida sig i jord och grundvatten med fokus på transport av fri fas. För utförligare beskrivning hänvisas till USEPA (1992), Pankow och Cherry (1996), Amternes Videncenter (2001) samt Environment Agency (2003).

Efter utsläpp av ett klorerat lösningsmedel i mark kommer vätskan att röra sig vertikalt genom den geologiska formationen (jordlager och berggrund) under inverkan av gravitationen eller lateralt beroende på de geologiska förhållandena på platsen. Transporten sker längs särskilt gynnsamma spridningsvägar, såsom sprickor i jord eller berg eller i sandlinser i en lågpermeabel jordart. Detta kan leda till att lösningsmedlet transporteras mycket djupt och över stora avstånd. Spridningen i fri fas kan dessutom ske mycket snabbt. Den höga densiteten och den låga viskositeten (mindre trögflytande än vatten) bidrar till detta.

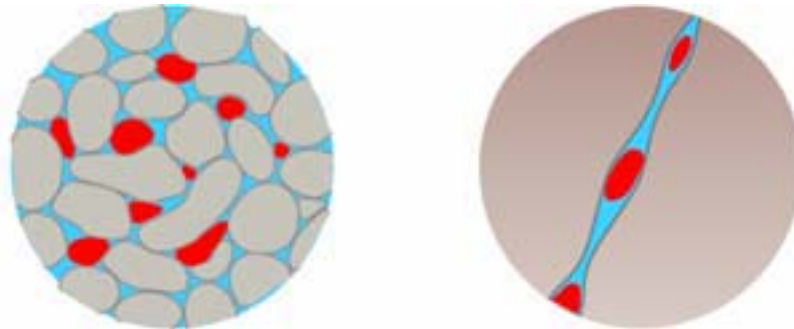
När ett lösningsmedel i fri fas, som rör sig vertikalt genom jordlagren, möter ett lågpermeabelt lager kommer en ansamling av fri fas att utbildas genom lateral utbredning.

De viktigaste faktorer som styr spridning av fri fas i en geologisk formation är (USEPA, 1992):

- Volymen DNAPL som har släppts ut
- Infiltrationsytan
- Hur lång tid som utsläppet pågått

- Den fria fasens fysikaliska och kemiska egenskaper (såsom densitet och viskositet)
- Formationens egenskaper (såsom porositet, permeabilitet, homogenitet, förekomst av lågpermeabla zoner och sprickor)

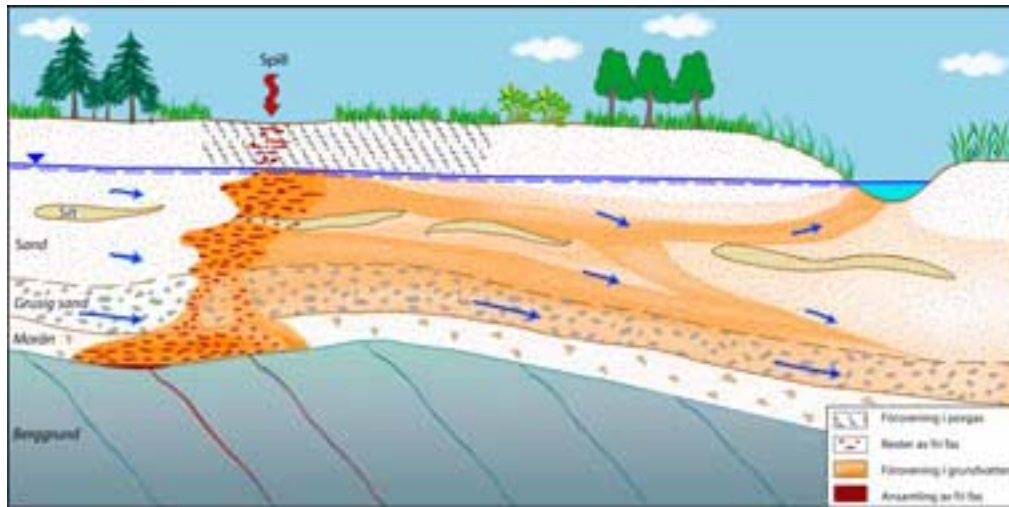
Efter det att en fri fas av lösningsmedel passerat genom formationen kommer rester av lösningsmedlet att kvarlämnas i form av små droppar och strängar, som kvarhålls i porerna genom kapillära krafter. Transporten av den fria produkten upphör först när den återstående mängden DNAPL kan kvarhållas genom kapillära krafter. Dropparna ansamlas främst i de större porerna, medan vatten återfinns i mindre porer och i poröppningar (**figur 3.3**). Typisk bindningskapacitet för sand är 3-30 l/m³ eller 1-10% av porvolymen i omättad zon. I mättad zon (grundvatten) är bindningskapaciteten något högre: 5-50 l/m³ eller 2-15% av porvolymen (Pankow och Cherry, 1996).



Figur 3.3. Ansamlingar av fri fas av klorerat lösningsmedel i vattenmättad sand och i en spricka (efter Pankow och Cherry, 1996).

Den fria fasen som finns kvar i formationen kan förorena såväl grundvatten som porgas under mycket lång tid, med en tidshorisont på hundratals år.

I **figur 3.4** illustreras hur föroreningsbilden kan se ut i anslutning till ett spill av klorerade lösningsmedel. Fri fas av lösningsmedel finns kvar som droppar i jordlagren eller i sprickor i berggrunden där vätskan passerat. Ansamlingar av sammanhängande fri fas kan påträffas på finkornigare lager eller i slutna sprickor i berggrunden. Som framgår av figuren kan transporten av den fria fasen ske mot grundvattnets flödesriktning beroende på att den fria fasen har högre densitet än omgivande vatten.



Figur 3.4. Konceptuell bild av spridningsvägar vid ett större spill av klorerat lösningsmedel.

De delar av den geologiska formationen där fri fas påträffas kallas källområde. Från källområdet kan lösningsmedel lösas ut i det förbiflödande grundvattnet så att en plym med lösta föroreningar utbildas. Utlösningen är i huvudsakligen diffusionsstyrd, vilket innebär att det är koncentrationsskillnaderna som styr utlösningstakten. Eftersom den fria fasen i form av kvarvarande droppar vanligtvis är mycket heterogent utbredd och kontaktytorna mot det omgivande grundvattnet starkt varierande kan halterna i plymen variera mycket kraftigt. Det medför att en provtagningsbrunn, som är placerad nedströms ett källområde, kan fånga upp en blandning av grundvatten med stora koncentrationsskillnader. Halten i ett vattenprov som tagits ut från brunnen kan därför vara väsentligt lägre än löslighetsgränsen i vatten. Som tumregel brukar anföras att, om halterna i ett grundvattenprov uppgår till storleksordningen 1% av lösligheten för det aktuella lösningsmedlet, finns tecken på att ett källområde kan finnas uppströms provtagningspunkten.

Spridningen av lösta föroreningar i plymen styrs i första hand av grundvattnets flöde och flödesbanor och inte i mätbar grad av densitetsskillnader. Genom dispersion sker en successiv utspädning av föroreningarna. Vidare sker interaktioner mellan de lösta föroreningarna och omgivande medier, t.ex. sorption till den fasta fasen. Dessutom kan naturlig nedbrytning av föroreningarna ske. På grund av den låga sorptionen (kapitel 3.1) och förhållandevis låga nedbrytningshastigheten (kapitel 3.3) kan klorerade lösningsmedel eller nedbrytningsprodukter av sådana lätt spridas över mycket stora avstånd om geohydrologiska förutsättningar finns för detta. Plymer av kilometerlängd har konstaterats efter tämligen måttliga spill.

Spridning kan också ske i gasfas från fri fas och porvatten i den omättade zonen. Vidare kan gasavgång av lösningsmedel (och nedbrytningsprodukter) ske från grundvattnet till den omättade zonen.

Den komplicerade spridningsbild, som ofta uppstår i anslutning till spill av klorerade lösningsmedel, gör det mycket svårt att spåra och lokalisera spridningsvägar för lösningsmedlet. Detta innebär att såväl undersökningar som efterbehandling av föroreningar av klorerade lösningsmedel är mer komplicerade och kräver

större omtanke än vid undersökningar och efterbehandling av andra vanligt förekommande jord- och grundvattenföroreningar.

Vid borrnings- och provtagningsarbete bör risken för mobilisering av föroreningar särskilt beaktas. Vid penetration av ett källområde kan ”infångad” fri fas på nytt mobiliseras och eventuellt transporteras till delar av formationen dit föroreningar tidigare inte nått.

Vid efterbehandling är det viktigt att källområdet är väl lokaliserat och avgränsat för att framgång med åtgärden ska nås. Det är även väsentligt att känna till vilka lagerenheter som utgör källområde och de egenskaper (textur och utbredning) som kännetecknar dessa lagerenheter för att rätt insatser ska kunna göras. Varje form av åtgärd inom källområdet måste anpassas så att den ger avsedd effekt i de just lagerenheter där källföroreningen återfinns.

3.3 Naturlig nedbrytning

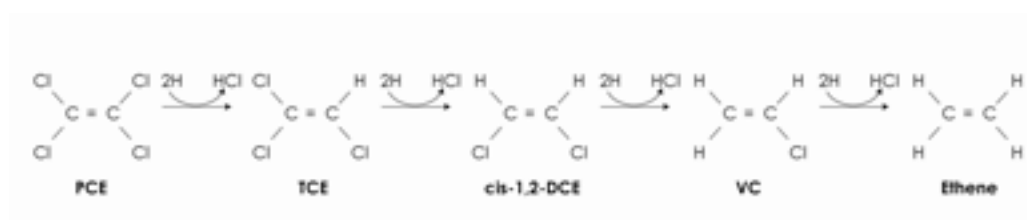
Naturlig nedbrytning av CAH kan ske i jord och grundvatten genom mikrobiella processer. För ett fåtal CAH (t.ex. 1,1,1-TCA and CT) kan nedbrytning även ske genom abiotiska processer. I kapitlet ges en kortfattad beskrivning av olika nedbrytningsprocesser. För utförligare beskrivning hänvisas till USEPA (1998), Azadpour-Keeley et al (1999) and USEPA (2000).

3.3.1 Biologisk nedbrytning

Den mikrobiella nedbrytningen kan hänföras till någon av följande tre huvudkategorier:

- Anaerob reduktiv deklorering
- Direkt oxidation (aerob och anaerob)
- Cometabolism (aerob och anaerob)

I allmänhet bryts högklorerade CAH ned främst genom reduktiv deklorering, medan lägre klorerade CAH bryts ned genom både oxidation och reduktion. Vilken typ av nedbrytningsprocess som dominerar beror på reduktions- och oxidationsförhållandena och de mikrobiella förhållandena i akvifären. Anaerob reduktiv deklorering sker under utbyte av en kloratom med en väteatom. Processen sker stegvis med utbyte av en kloratom åt gången (**figur 3.5**).



Figur 3.5. Stegvis anaerob reduktiv deklorering av PCE.

Ett antal CAH kan brytas ner genom cometaboliska processer under både aeroba och anaeroba förhållanden. För cometabolisk nedbrytning krävs att den klorerade föreningen katalyseras av enzymer som förekommer i den bakteriella metabolismen. Således bryts CAH ner som en bieffekt när bakterien livnär sig på andra kolkällor i jordlagren och grundvattnet. Det sker inget nettoutbyte av energi vid reaktionen, vilket betyder att tillgång till en primär kolkälla erfordras för tillväxt och försörjning av biomassan. En sådan kolkälla kan t.ex. vara humusmaterial eller en annan förorening, såsom olja eller besnsin.

Biologiska nedbrytningsprocesser som verkar på olika CAH redovisas i **tabell 3.3**.

Tabell 3.3. Naturliga nedbrytningsprocesser för olika CAH (modifierat efter USEPA, 2000).

Ämne	Aerob oxidation		Anaerob reductiv deklorering (direkt eller cometabolisk)	Direkt anaerob oxidation
	Direkt	Cometabolisk		
Kloreter				
PCE	--	--	●	--
TCE	--	○	●	--
1,1-DCE	○	○	●	○
cDCE	○	○	●	○
tDCE	○	○	●	○
VC	●	○	●	○
Kloreter				
1,1,1-TCA	--	○	●	--
1,1,2-TCA	--	○	●	--
1,1-DCA	--	○	●	○
1,2-DCA	○	○	●	○
CA	●	○	○	○
Klormetaner				
CT	--	--	●	--
CF	--	○	●	--
DCM	●	○	●	●
CM	●	○	○	●

- Vanligt förekommande, under lämpliga förhållanden
- Möjlig, men inte vanlig
- Inte känt att den förekommer

Beträffande naturlig nedbrytning kan följande konstateras:

- Direkt anaerob reductiv deklorering är den viktigaste naturliga nedbrytningsprocessen för de flesta primära klorerade lösningsmedel. Processen förutsätter tillgång till antingen naturliga eller antropogena elektrondonatorer samt lämpliga bakterier för att åstadkomma reaktionerna (t.ex. *Dehalococcoides*). Nedbrytningsprocessen avstannar eller upphör helt när tillgången till elektrondonatorer är förbrukad.
- Cometabolisk anaerob reductiv deklorering sker naturligt, men processen är mycket långsammare och är relativt sett obetydlig jämfört med direkt anaerob reductiv deklorering.

- Direkt anaerob oxidation är i allmänhet inte någon betydande naturlig nedbrytningsprocess. Den kan dock i vissa fall påverka nedbrytningen av lägre klorerade ämnen (t.ex. cDCE och VC).
- PCE, TCE, CT, and 1,1,1-TCA bryts inte ned via direkt oxidation. Direkt aerob oxidation är i allmänhet inte någon betydande nedbrytningsprocess. Den kan dock i vissa fall påverka nedbrytningen av lägre klorerade ämnen (t.ex. cDCE, VC och DCM).
- Cometabolisk aerob oxidation är sällan någon betydande nedbrytningsprocess, utom på platser där metanproduktionen är betydande (t.ex. avfallsupplag eller platser där petroleumprodukter spillts tillsammans med klorerade lösningsmedel).

3.3.2 Abiotisk nedbrytning

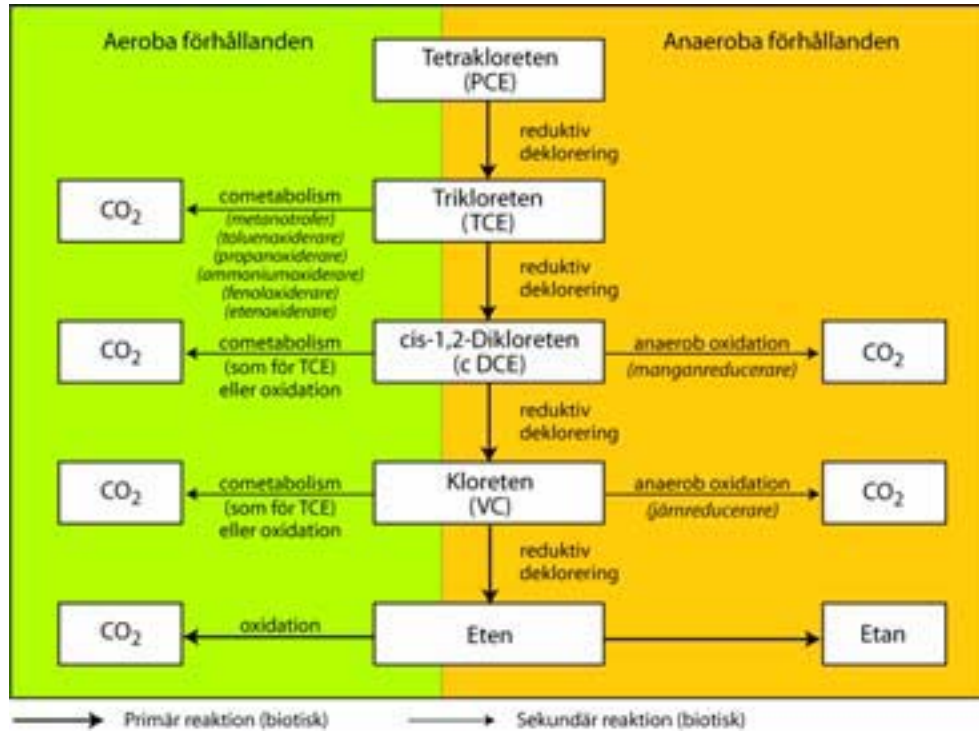
I allmänhet är biologiska processer av störst betydelse för naturlig nedbrytning av CAH i jord och grundvatten. För de CAH, där abiotisk nedbrytning observerats under naturliga förhållanden, är nedbrytningshastigheterna normalt mycket långsammare än vid bionedbrytning. Abiotisk nedbrytning kan dock vara betydelsefull i akviferer med lång omsättningstid.

Nedbrytningsvägarna för abiotisk nedbrytning kan skilja sig från de biologiska. För PCE och TCE är acetylen (C_2H_2) en viktig omvandlingsprodukt. Därför kan förekomst av acetylen utgöra indikator på att abiotisk nedbrytning äger rum.

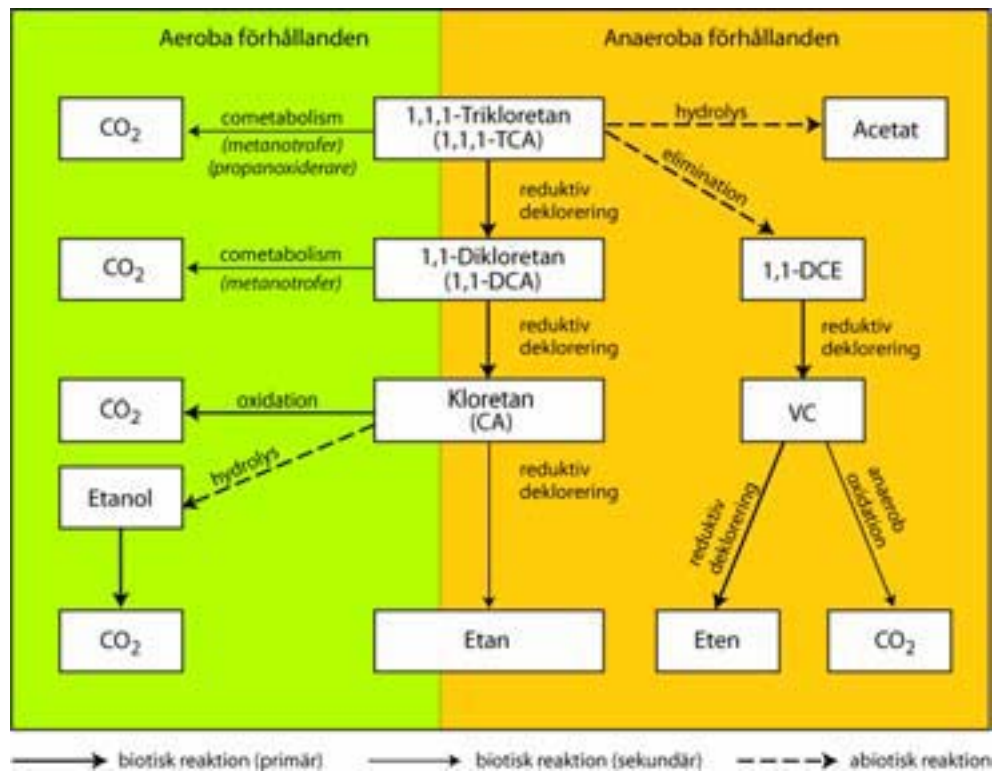
Kloretaner är mer mottagliga för abiotisk nedbrytning än kloretener. 1,1,1-TCA kan brytas ned via abiotisk elimination (alkan => alken) och bilda 1,1-DCE (**figur 3.7**). Denna abiotiska nedbrytning av 1,1,1-TCA är troligtvis den främsta källan till 1,1-DCE i ett förorenat grundvattenmagasin. Dessutom kan 1,1,1-TCA genomgå hydrolys varvid acetat bildas. CA som bildas vid biologisk nedbrytning av 1,1,1-TCA, kan också brytas ned genom hydrolys.

3.3.3 Översikt över möjliga nedbrytningsvägar

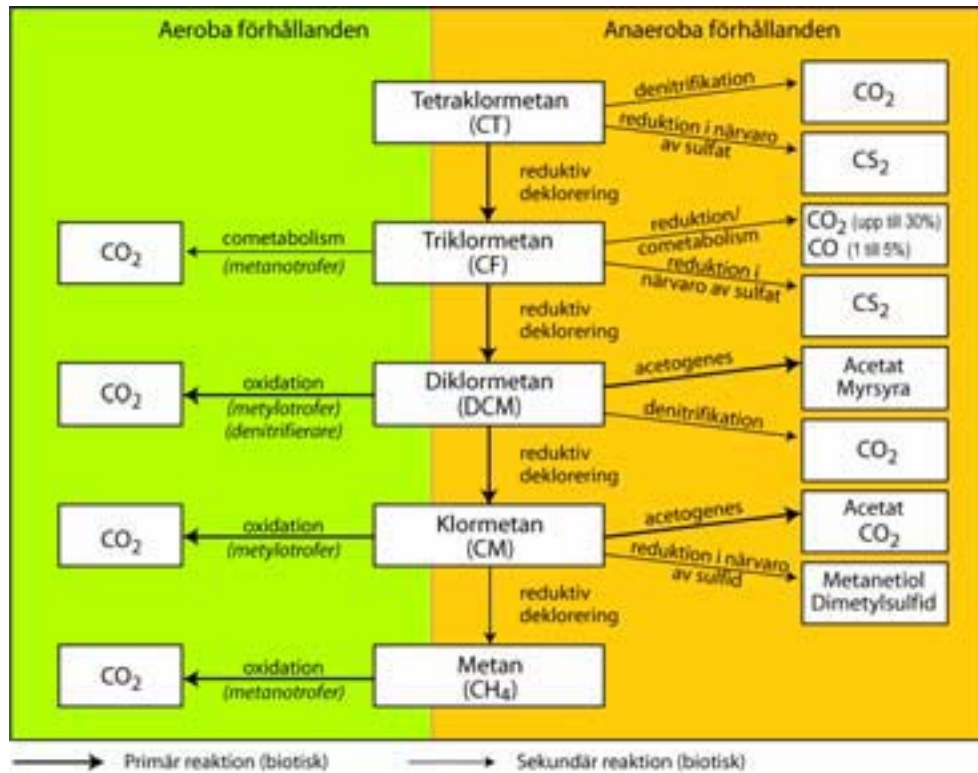
Figur 3.6.-3.8 illustrerar möjliga nedbrytningsvägar och –produkter för klorerade etener, etaner och metaner.



Figur 3.6. Nedbrytningsvägar för PCE och TCE.



Figur 3.7. Nedbrytningsvägar för 1,1,1-TCA.



Figur 3.8. Nedbrytningsvägar för klorometaner.

3.4 Toxiska egenskaper

3.4.1 Humantoxikologiska egenskaper

Vid bedömning av toxikologiska egenskaper är det viktigt att ta hänsyn till troliga eller möjliga exponeringsvägar. De huvudsakliga exponeringsvägarna för CAH är inandning, oralt intag eller hudkontakt. Det är också viktigt att skilja på långtidsexponering (kroniska effekter) och korttidsexponering (akuta effekter).

Inandning av ångor är den mest troliga exponeringsvägen för CAH även om hudkontakt också kan vara viktig i vissa lägen. När väl dessa ämnen har tagits upp i kroppen kommer deras metabolism och slutliga disposition att påverkas av dels exponeringsvägen, dels ämnets kemiska och fysikaliska egenskaper. Efter att CAH-ångor andats in, absorberas de relativt snabbt och omfattande i blodomloppet. Vissa CAH metaboliseras där till mindre eller mer toxiska nedbrytningsprodukter. Oavsett exponeringsväg kommer en viss andel av de relativt svårösliga (i vatten) CAH-ämnena slutligen att fördelas i fettvävnader runt om i kroppen.

Höga koncentrationer av CAH i inandningsluften kan ge upphov till effekter på det centrala nervsystemet. Dessa effekter kan visa sig som huvudvärk, yrsel och medvetlöshet beroende på grad av och tid för exponering. Inandning av CAH kan också ge upphov till bedövande eller narkotiska effekter och irritation i luftvägarna. Vid mycket höga koncentrationer kan CAH-exponering även leda till plötsligt hjärtstillestånd. Akut exponering av höga koncentrationer av TCE och PCE kan

också leda till irreversibla förändringar i leverfunktion och till effekter på njuren. Hudexponering leder till hudirritation, ögonirritation och effekter på slemhinnor.

Inom den grupp av ämnen som ingår i CAH finns det en mycket stor variation vad gäller cancerframkallande effekter. Egentligen är detta endast väl dokumenterat för VC, medan andra ämnen anses vara potentiellt cancerframkallande/mutagena (1,1-DCA and CT), svagt cancerframkallande/mutagena (1,1,2-TCA, 1,2-DCA and CF) eller (i nuläget) ej kända som mutagena eller cancerframkallande ämnen (PCE, cis-1,2-DCE, CA and CM).

3.4.2 Ekotoxikologiska egenskaper

På samma sätt som det finns en stor variation vad gäller effekten på människor finns det också en mycket hög variation vad gäller ekotoxikologiska effekter av CAH. Detta exemplifieras i en studie där den akuta effekten av sju olika klorerade lösningsmedel på ett akvatiskt ryggradslöst djur undersöktes. Det mest toxiska ämnet i denna studie (PCE) var 20 gånger mer toxiskt än det minst toxiska ämnet (1,1,1-TCA) (Sánchez-Fortún et al., 1997). Den koncentration som påverkar 50% av alla akvatiska arter varierar mellan 130 mg/l (1,2-DCA) och 1 mg/l (PCE). Koncentrationen som påverkar 5% av alla arter varierar mellan 11 mg/l (1,2-DCA) och 0,0035 mg/l (PCE) (RIVM 2001).

3.5 Riktvärden

Riskbedömning av förorenade områden i Sverige följer en metodik som bygger på användandet av riktvärden för jord. Dessa riktvärden används för att bedöma vilka föroreningshalter som kan accepteras på ett område utan att oacceptabla risker föreligger. Som underlag för förenklade riskbedömningar kan generella riktvärden användas (Naturvårdsverket, 1996a och 1996b). Generella riktvärden har tagits fram för en rad organiska och oorganiska ämnen. Dessa baseras på antaganden om generella förhållanden vad gäller exponering, geologi, hydrologi och känslighet. Sådana generella riktvärden används på en rad platser där lokala förhållanden inte avviker för mycket från de antaganden som riktvärdena baseras på. För fördjupade riskbedömningar kan platsspecifika riktvärden beräknas enligt samma metodik som för de generella (Naturvårdsverket, 1996b och 2005).

Vid framtagning av riktvärden ska hänsyn tas till både humantoxikologiska och ekotoxikologiska aspekter. De lägsta av det beräknade human- respektive ekotoxikologiska riktvärdet för ett visst ämne utgör det styrande värdet. Vid beräkning av humantoxikologiska riktvärden beaktas en rad olika exponeringsvägar; Inandning av ånga och förorenat damm, hudkontakt, intag av förorenat dricksvatten, intag av förorenade grönsaker och intag av fisk från närliggande ytvatten. De ekotoxikologiska riktvärdena beaktar dels effekter på flora, fauna och mikroorganismer inom det förorenade markområdet, dels effekter på det akvatiska livet i närbeläget ytvatten.

Beräkningarna av riktvärdena bygger dessutom på en rad ämnesspecifika fysikalisk-kemiska och toxikologiska parametrar. De fysikalisk-kemiska parametrarna inkluderar fördelningskoefficienten mellan organiskt kol och vatten, fördelningskoefficienten mellan ett organiskt lösningsmedel och vatten,

vattenlösligheten, Henrys lag-konstanten och ångtrycket. Toxikologiska parametrar omfattar acceptabelt dagligt intag för vuxna eller barn samt referensvärden för acceptabel föroreningskoncentration i inandningsluft. Den toxikologiska informationen för CAH har hämtats huvudsakligen från ett antal WHO-rapporter och från USEPAs integrerade riskinformationssystem (IRIS).

Ekotoxikologiska riktvärden baseras på holländska riktvärden (markmiljö) och kanadensiska ytvattenkriterier. Dessa ytvattenkriterier används för att, via baklängesberäkningar, beräkna den koncentration i jord som inte bör överstigas för att ytvattenkriteriet inte ska överstigas.

Ytvattenkoncentrationer av PCE, TCE, 1,2-DCA, CF och DCM regleras också via EUs vattendirektiv (2000/60/EC), som anger miljö kvalitetsvärden för 32 prioriterade ämnen. Vattendirektivsvärdena är juridiskt bindande och är tänkta att ingå som miljö kvalitetsnormer i Kap. 5 Miljöbalken. I de fall dessa värden överskrids är vattnet att betrakta som påverkat och åtgärdsprogram ska upprättas för att minska halterna. Liknande miljö kvalitetsvärden håller på att tas fram även för grundvatten. Fram till dess får de värden som gäller för ytvatten anses vara vägledande för grundvatten, vilket också diskuteras i direktivtexten.

De generella riktvärdena omfattar endast ett fåtal CAH (**tabell 3.4**). Urvalet av ämnen har inte motiverats i de vägledningar som åtföljer riktvärdena med det är ändå tydligt att ämnen ur alla tre huvudgrupper av CAH (klorerade etener, etaner och metaner) innefattas.

Noterbart är framförallt att generellt riktvärde för VC inte har tagits fram, trots att VC får anses vara det mest toxiska och cancerframkallande av aktuella CAH. En anledning till att VC inte inkluderats kan vara att generella riktvärden enbart finns för jord och inte för grundvatten. Eftersom VC praktiskt taget uteslutande förekommer i gasfas (porluft) eller vattenfas (grundvatten) är riktvärde för jord inte meningsfullt. Förtjänsten med riktvärden för jord kan också ifrågasättas även för andra CAH, eftersom dessa också mestadels förekommer i stark förskjutning mot gasfas eller vattenfas.

Tabell 3.4. Svensk generella riktvärden för förorenad jord (A = aktuella enl. Naturvårdsverket, 1996a och F = förslag enligt Naturvårdsverket, 2005), gränsvärden för dricksvatten (Livsmedelsverket, 2005) samt ytvattenkriterier (NV enl. Naturvårdsverket, 2005 och WFD = vattendirektivet, 2000/60/EC).

Ämne	Generella riktvärden för jord (mg/kg TS)						Gränsvärden för dricks vatten (µg/l)	Ytvatten kriterier (µg/l)	
	KM		MKM GV		MKM			NV	WFD
	A	F	A	F	A	F			
Kloretener									
PCE	3	0,7	20	3	60	60	10	3,5	10
TCE	5	0,3	30	1,5	60	8		20	10
1,1-DCE									
cDCE									
tDCE									
VC							0,5		
Kloretaner									
1,1,1-TCA	40	35	90	100	90	100			
1,1,2-TCA									
1,1-DCA									
1,2-DCA									10
CA									
Klormetaner									
CT	0,1	0,18	0,2	0,8	3	1		50	
CF	2	1	8	5	50	8		2	2,5
DCM	0,1	0,15	0,3	0,6	60	12		18	20
CM									

Förklaring: KM = Känslig markanvändning
MKM GV = Mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag
MKM = Mindre känslig markanvändning

Fördjupad information om toxikologiska egenskaper för CAH kan återfinnas i t.ex. följande lättillgängliga databaser:

- USEPA Integrated Risk Information System (IRIS) Index
- USEPA Technology Transfer Network Air Toxics Website
- US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Toxicity Profiles

3.6 Referenser

Azadpour-Keeley A., Russel H. H. and Sewell G. W., 1999. Microbial Processes Affecting Monitored Natural Attenuation of Contaminants in the Subsurface. Office of Solid Waste and Emergency Response, USEPA. EPA/540/S-99/001. September 1999. <http://www.epa.gov/ada/download/issue/microbial.pdf>.

Amternes Videncenter, 2001. Håndbog om undersøgelser af chlorerede stoffer I jord- og grundvand. Amternes Videncenter for Jordforurening – Danmark. Teknik og administration, nr. 5, 2001. <http://www.avjinfo.dk/>.

Environment Agency, 2003. An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface. Environment Agency, UK, 2003. R&D Publication 133.

<http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SCHO0604BHIT-e-e.pdf>

Livsmedelsverket, 2005. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. LIVSFS 2001:30 med ändringar t.o.m. LIVSFS 2005:10.

http://www.slv.se/upload/dokument/Lagstiftning/2000-2005/2001_30.pdf.

Naturvårdsverket, 1996a. Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638. <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-4638-1.pdf>.

Naturvårdsverket, 1996b. Development of generic guideline values. Model data used for generic guideline values in Sweden.. Rapport 4639.

<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-4639-X.pdf>.

Naturvårdsverket, 2005. Beräkningsmodell för riktvärden för mark. Remissversion daterad 2005-07-04.

<http://www.naturvardsverket.se/dokument/teknik/sanering/sanerdok/riskbe/pdf/beraknrem.pdf>.

Pankow F.P. and Cherry J.A, 1996. Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater. Waterloo Press, 1996.

Pennsylvania Department of Environmental Protection. Land Recycling Program Chemical and Physical Properties Database.

http://www.dep.state.pa.us/physicalproperties/PPP_Search.htm.

RIVM, 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for Soil, Sediment and (ground)water: Updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701 020. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701020.pdf>

Sánchez-Fortún S., Sanz F., Santa-María A., Ros J. M., De Vicente M. L., Encinas M. T., Vinagre E., 1997. Acute Sensitivity of Three Age Classes of *Artemia salina* Larvae to Seven Chlorinated Solvents. Bulletin of environmental toxicology and chemistry, 59. pp445 - 451.

Syracuse Research Corporation. CHEMFATE.

<http://www.syrres.com/esc/chemfate.htm>.

US Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Toxicity Profiles. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/>.

USEPA, 1992. Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publication 9355.4-07FS.

<http://www.hanford.gov/dqo/project/level5/edn.pdf>.

USEPA, 1998: Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. Office of Research and Development. EPA/600R-98/128. September 1998. <http://www.epa.gov/ada/download/reports/protocol.pdf>.

USEPA, 2000. Engineered Approaches to *In Situ* Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. USEPA. July 2000. <http://www.epa.gov/tio/download/remed/engappinsitbio.pdf>.

USEPA Integrated Risk Information System (IRIS) Index:
<http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>.

USEPA Technology Transfer Network Air Toxics Website.
<http://www.epa.gov/ttn/atw/>.

4 Efterbehandlingsmetoder

Detta kapitel beskriver metoder som kan användas för efterbehandling av klorerade lösningsmedel. I det första underkapitlet redovisas en översikt över metoder och i de följande fyra underkapitlen ges en kortfattad beskrivning av olika metoder med utgångspunkt från de principer de bygger på, nämligen:

- Tekniska skyddsåtgärder
- Inneslutning och avskärning
- Fysisk massreduktion
- Nedbrytning in situ

I det sista delkapitlet diskuteras tillämpbarheten av olika metoder i Sverige.

En utförligare beskrivning av metoderna ges i 13 faktablad som återfinns i

Bilaga A. Varje faktablad är disponerat enligt följande:

- Status
- Funktion
- Tillämpning (m.a.p. förorening, geologi och plym- kontra källförorening)
- Utförande och utformning
- Projekteringsunderlag
- Drift och underhåll
- För- och nackdelar
- Referenser

Flertalet av de metoder som beskrivs är *in situ*-metoder, vilket innebär att centrala delar av processen sker på plats i den geologiska formationen. Processerna kan omfatta överföring av föroreningen från en fas (fri, fast och/eller vatten) till en annan fas (vatten eller gas) som behandlas *ex situ*, antingen på plats (on site) eller på annan plats (off site). Alternativt kan processerna omfatta behandling (destruktion) in situ, eventuellt i kombination med aktiv åtgärd för att åstadkomma överföring av föroreningen till en fas (oftast vatten) där den är lättare tillgänglig för destruktion.

4.1 Metodöversikt

Tabell 4.1 innehåller en översikt över metoder och teknik som kan användas för efterbehandling av klorerade lösningsmedel. För att illustrera centrala skillnader har metoderna och de tekniska alternativen bedömts med avseende på följande sju parametrar:

- Användningsområde (källa, plym)
- Jord/omättad zon (in situ, ex situ)
- Grundvatten/mättad zon (in situ, ex situ)
- Geologisk miljö (sand/grus, silt/lera, berggrund)

- Underlag för val av metod/teknik samt projektering (hydrauliska tester, laborietester, pilotförsök)
- Relativ efterbehandlingskostnad (kapital, drift och underhåll)
- Relativ efterbehandlingstid

Tabellen kommenteras nedan.

Metod. I den första kolumnen anges 12 olika åtgärdsmetoder som kan användas för efterbehandling av klorerade lösningsmedel.

Teknik. I denna kolumn anges olika teknik för behandling och utförande som kan vara aktuella för respektive metod. Vid urgrävning kan exempelvis olika hanterings- och behandlingsalternativ komma i fråga, såsom deponering, biologisk behandling eller termisk behandling. Även vid pumpning och behandling kan flera alternativ vara aktuella för behandling av det uppumpade grundvattnet, såsom avdrivning med luft eller behandling i filter med granulerat aktivt kol. En metod som kemisk oxidation in situ kan utföras med åtminstone fyra olika processlösningar, innefattande Fentons reagens, permanganat, ozon och persulfat.

De olika behandlings- och utförandealternativen har var och en sina styrkor och svagheter med avseende på olika ämnen, koncentrationer, geologisk miljö etc. Exempelvis är pumpning och behandling i kombination med avdrivning med luft mest kostnadseffektivt vid höga koncentrationer i källområdet, medan behandling i bioreaktor eller aktivt kol är mer kostnadseffektivt vid lägre koncentrationer för plymkontroll. Termisk behandling med ånga är bättre lämpad för jordarter med förhållandevis hög permeabilitet, medan elektrisk konduktiv uppvärmning passar bättre för lågpermeabla jordarter såsom lera.

Användningsområde. I denna kolumn anges hur de olika metoderna och behandlings- och utförandealternativen används i förhållande till källområde och plym. Metoder som termisk behandling in situ och urgrävning är kostnadseffektiva endast inom källområdet, medan biologisk behandling kan användas både för behandling av föroreningskällan och behandling av föroreningar i plymen.

Tabell 4.1. Metoder och teknik för efterbehandling av klorerade lösningsmedel.

Metod	Teknik (utförande- och processalternativ)	Användningsområde		Jordsmältad zon		Grundvattnsmättad zon		Geologisk miljö			Underlag för val av metod/teknik samt projektering			Relativt kostnad		Relativt etth-tid
		Källreduktion /kontroll	Flyktkontroll	In Situ	Ex Situ	In Situ	Ex Situ	Sandig/ugn	Siltens	Berg	Hydrauliska tester	Laborationstester	Pilotförsök	Kapital	DKU	
Tjenniska skyddsgårdar	Behandling av dricksvatten Ventilation under bottelgläns Algdrar avseende inomhusluft	x	✓	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Medel	Hög	Lång	
		x	x	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	x	✓	Låg	Lång	
Fysisk inaktivering	Surytbarnar Tillsatt	✓	x	x	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Hög	Låg	Kort	
		✓	x	x	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Hög	Låg	Kort	
Ugrävning och behandling ex situ	Jordväxning Biologisk behandling Tjennisk behandling	✓	x	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Hög	Medel	Kort	
		✓	x	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Låg	Medel	Medel	
Pumpning och behandling ex situ	Avancerade oxidationsprocesser Biosaktör Andrivning med luft Granulerat aktivt kol	✓	✓	⊗	x	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Hög	Hög	Lång	
		x	✓	⊗	x	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Hög	Hög	Lång	
Ventilation in situ	Porgelavtaktion Fierfasextraktion Luftinjektionsporgelavtaktion	✓	✓	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Låg	Låg	Medel	
		✓	✓	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Låg	Låg	Medel	
Jordväxning in situ	Vatten Lösningsmedel Tjennisk	✓	x	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Medel	Hög	Kort	
		✓	x	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Hög	Hög	Kort	
Tjennisk behandling in situ	Angeppvämning Elektrisk resistivtappvämning Elektrisk konduktivtappvämning	✓	x	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Hög	Hög	Kort	
		✓	x	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Hög	Hög	Kort	
Stimulerad bioreduktion in situ	Anaerob reduktiv deklorering Anaerob oxidation	✓	x	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Medel	Medel	Medel	
		x	✓	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Medel	Låg	Lång	
Kemisk oxidation in situ	Permanganat Fentons reagens Ozon	✓	✓	⊗	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Medel	Hög	Lång	
		✓	✓	x	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Medel	Hög	Lång	
Metalokalyserad reduktion in situ	Prenusulfat Prenusulfat reaktivt barnar Metaliskt järnpulver (nano) Emulgerat metalliskt järn Metaliskt järn i bentonitlur	✓	✓	x	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Hög	Hög	Medel	
		✓	✓	x	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	✓	✓	Hög	Hög	Medel	
Växtväxning Övervakad naturlig nedbrytning	Växtväxning Övervakad naturlig nedbrytning	x	✓	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Låg	Låg	Lång	
		x	✓	✓	⊗	⊗	⊗	✓	✓	✓	x	✓	Låg	Låg	Lång	

Förklaring
 ✓ - Metoden/tekniken stämpas eller kan stämpas vid angivna förhållanden
 x - Metoden/tekniken stämpas inte eller är väsentligt inte stämpbar vid angivna förhållanden - detta utvärder dock inte stämpning
 ⊗ - Metoden/tekniken är inte stämpbar

Omättad och mättad zon. I denna kolumn anges hur metoderna och behandlings- och utförandealternativen kan tillämpas in situ/ex situ i omättad respektive mättad zon. Exempelvis fungerar porgasextraktion endast i den omättade zonen, medan metallkatalyserad reduktion in situ är tillämpbar endast i mättad zon. För kemisk oxidation in situ fungerar ozon i såväl mättad som omättad zon, medan övriga behandlingsalternativ endast fungerar i mättad zon.

Geologisk miljö. I denna kolumn anges tillämpbarheten i sand/grus, silt/lera och berggrund. Praktiskt taget samtliga metoder och behandlings- och utförandealternativ kan tillämpas i sand/grus och ett flertal i berggrund. I berggrund kan dock inte urgrävning tillämpas. Detsamma gäller för permeabla reaktiva barriärer. Termisk behandling in situ är inte heller en metod som är lämpad för behandling av föroreningar i berggrund. Flera metoder är inte lämpade för silt/lera, såsom porgasextraktion, luftinjektering och jordtvättning in situ.

Underlag för val av metod/teknik samt projektering . I denna kolumn anges de förundersökningar som kan behövas för val och projektering av efterbehandlingsmetod. Det förutsätts att föroreningen är avgränsad och karakteriserad med avseende på dess kemiska sammansättning. För de flesta metoder, utom vid t.ex. urgrävning, erfordras tester för bestämning av hydraulisk konduktivitet i behandlingsområdet samt för bedömning av influensområde för den aktuella tekniken, t.ex. påverkansområde för oxidationsmedel.

För metoder som omfattar biologisk behandling, kemisk oxidation eller metallkatalyserad reduktion erfordras vanligtvis laborietester och pilotförsök i fält. För metoder som omfattar gasavdrivning/extraktion erfordras normalt inte laborietester, men väl pilottester.

Relativ efterbehandlingskostnad och -tid. I dessa två kolumner graderas behandlings- och utförandealternativen i tre nivåer (hög/lång, medel och låg/kort). Kostnaderna bedöms med avseende på kapitalkostnader för (anläggning och installation) samt drift och underhåll (D&U).

Termisk behandling medför både höga kapital- och D&U-kostnader, men behandlingstiden är relativt kort. För pumpning med efterföljande behandling i filter med aktivt kol är kapitalkostnaden ofta relativt låg och de löpande D&U-kostnaderna låga till måttliga, men behandlingstiden kan behöva utsträckas över decennier. Detta kan innebära att en mer kapitalintensiv metod, såsom termisk behandling, är totalt sett mer kostnadseffektiv jämfört med en mindre kapitalintensiv metod, såsom pumpning och behandling.

4.2 Tekniska skyddsåtgärder

Tekniska skyddsåtgärder kan omfatta behandling av förorenat grundvatten, som används som dricksvatten, och åtgärder för skydd av inomhusmiljön.

Behandling av dricksvatten kan aktualiseras som åtgärd om inte andra vattenförsörjningsalternativ finns att tillgå. Behandling av dricksvatten torde dessutom komma i fråga främst vid lägre koncentrationer av CAH. Behandling kan utföras t.ex. genom avdrivning med luft eller filtrering av vattnet i granulerat aktivt kol.

Behandlingsutrustning för dricksvatten innebär måttliga investeringskostnader, men drifts- och underhållskostnaderna är höga eftersom behandling måste utföras under lång tid, om inte andra åtgärder vidtas som eliminerar föroreningen.

Skyddsåtgärder för inomhusmiljö aktualiseras ofta i anslutning till föroreningar av klorerade lösningsmedel. Metoden omfattar tre tekniska lösningar:

- Ventilation under bottenplatta
- Behandling av inomhusluft
- Justering av ventilationssystem

De två sistnämnda har i översikten i tabell 4.1 sammanförts till ett teknikalternativ (åtgärder avseende inomhusluft).

Ventilation under bottenplatta innebär att ett aktivt eller passivt ventilationssystem anordnas under befintlig byggnad eller förbereds för planerad byggnad. Metoden förutsätter att ett undertryck åstadkoms i kryputrymmet eller det kapillär-brytande lagret under en bottenplatta, så att inträngning av gaser till själva byggnaden förhindras eller begränsas. Om möjligt kombineras metoden med att ett gastätt membran anordnas mellan föroreningen och byggnaden. Ett aktivt ventilationssystem består av en motordriven fläkt, medan passiva system kan bygga på att tryck- eller temperaturskillnader med omgivningsluften åstadkommer luftutbyte. Ett aktivt system kan kombineras med behandling av utsugna gaser i filter med granulerat aktivt kol.

Inomhusluften i en byggnad kan också behandlas i filter anpassade för CAH. Metoden förutsätter att ett effektivt mekaniskt ventilationssystem finns i byggnaden.

Ytterligare en skyddsåtgärd som kan vidtas är att ett övertryck etableras i byggnaden genom ett mekaniskt ventilationssystem, så att inträngning av gaser till byggnaden förhindras. Ökad luftomsättning kan påverka klimatet (torrare luft och lägre temperatur) i byggnaden och kompletterande åtgärder kan behöva vidtas för att inte komforten ska försämrans.

Metoder och teknik för skydd av inomhusmiljön liknar i stor utsträckning de åtgärder som används för skydd mot inträngning av radongas (Statens Strålskydds-institut, 2005). Skyddsåtgärder för inomhusmiljön behandlas inte faktabladen. I stället hänvisas till nämnda referens avseende skydd mot radongas.

De metoder som beskrivs ovan för skydd av inomhusmiljön är förhållandevis billiga att utföra och driva, men eftersom de inte har någon som helst inverkan på föroreningskällan, måste de drivas så länge som andra åtgärder inte vidtas som förhindrar uppkomst av gaser.

4.3 Inneslutning och avskärning

Inneslutnings- och avskärningmetoder omfattar metoder som förhindrar föroreningar i grundvatten eller porgas att nå skyddsobjekten. Massreduktion är således inte det primära syftet med åtgärderna. Metoderna kan vara passiva eller aktiva. Fysisk inneslutning innanför vertikala tätskärmar (t.ex. tätspont eller slurry-barriärer) är en passiv metod, medan pumpning och behandling är en aktiv metod.

Även porgasextraktion i omättad zon kan användas som avskärningsmetod (aktiv) för att förhindra gastransport till byggnader eller andra skyddsobjekt. Vanligtvis används dock porgasextraktion för massreduktion (se kapitel 4.4.3).

4.3.1 Tätskärmar

Tätskärmar kan användas t.ex. för att förhindra spridning av förorenat grundvatten. Vanligtvis installeras tätskärmar för att isolera en källförorening, men de kan också användas för att avleda ett grundvattenflöde så att det inte passerar en föroreningskälla eller når ett skyddsobjekt.

Möjligheterna att anordna tätskärmar styrs i hög grad av de geologiska och de geotekniska förhållandena på platsen. Under gynnsamma förhållanden kan tätskärmar med 20-30 m djup anordnas. En viktig förutsättning är dock att ett väl definierat tätande lager finns som undre begränsning för föroreningen. Tätskärmen måste föras ner och anslutas till ett sådant lager.

Genom att installera en tätskärm kan en snabb effekt uppnås när det gäller att förhindra spridning via grundvatten och man kan få rådrum att senare vidta andra efterbehandlingsåtgärder. Gasavgång förhindras inte om man inte vidtar särskilda åtgärder för detta. Om inte en vertikal tätskärm kombineras med även en horisontell barriär, måste grundvatten innanför skärmen samlas upp genom pumpning och behandlas.

Kostnaderna att anordna tätskärmar är vanligtvis relativt höga, men D&U-kostnaderna för konstruktionen är låga. Eventuell pumpning och behandling medför dock D&U-kostnader.

4.3.2 Pumpning och behandling

Denna metod är tillsammans med urgrävning den generellt sett vanligaste efterbehandlingsmetoden och den tillämpas på många olika typer av föroreningar. Metoden kan användas i både källområde och plym, men oftast för plymkontroll med syfte att hydrauliskt innesluta en förorening så att den inte sprids i grundvattenmagasinet. Oftast är metoden relativt lätt att tillämpa. Det som erfordras är uttagsbrunnar eller dräneringsledningar med lämplig placering och utformning samt en behandlingsutrustning anpassad för den aktuella föroreningen.

Genom pumpning och behandling kan snabb effekt uppnås att förhindra eller begränsa spridningen, men metoden har vanligtvis liten effekt på massreduktionen, varför pumpning måste utföras kontinuerligt och under mycket långa tidsrymder för att stabilt låga halter ska kunna nås. I akviferer med hög vattengenomsläpplighet kan mycket stora vattenmängder behöva tas om hand för att effekten ska bli den avsedda.

Den vanligaste metoden för behandling av CAH i uppumpat vatten är avskiljning i filter med granulerat aktivt kol, vilket är en kostnadseffektiv metod vid låga till måttliga halter.

Pumpning och behandling är ofta en attraktiv metod beroende på låga till måttliga kapitalkostnader, men de totala efterbehandlingskostnaderna kan bli mycket höga om pumpning och behandling måste ske under långa tidsrymder.

4.4 Fysisk massreduktion

Fysisk massreduktion innebär ett fysiskt bortskaffande av föroreningen, genom urgrävning, eller ”uppsamling” av föroreningen in situ med hjälp av olika fysikaliska metoder. Exempel på in situ-metoder är gasavdrivning och gasextraktion, jordtvätt samt termisk behandling. De urgrävda massorna eller uppsamlade föroreningarna måste normalt behandlas ex situ. Fysisk massreduktion tillämpas vanligtvis enbart på källföroreningar.

Kännetecknande för metoderna är att de kräver maskinella installationer och höga investeringskostnader. De kräver också vanligtvis tillgång till stora arbetsytor för bland annat behandlingsutrustning. Kapitalkostnaderna är således ofta höga. Även D&U-kostnaderna är ofta höga.

4.4.1 Urgrävning och behandling ex situ

Urgrävning är den vanligtvis enklaste och effektivaste efterbehandlingsåtgärden, eftersom en massreduktionseffekt kan uppnås snabbt. En förutsättning är givetvis att föroreningskällan är åtkomlig för schaktning. Kompletterande metoder kan behöva användas på föroreningar som inte kan nå genom schaktning.

Den uppschaktade, förorenade jorden behandlas ex situ. Olika behandlingsteknik kan tillämpas, såsom termisk eller biologisk behandling. Även deponering kan vara ett möjligt hanteringsalternativ, när behandling inte är möjlig eller har begränsad effekt. Ett problem som bör beaktas vid schaktning och efterföljande hantering av massorna är att CAH kan avgå till luft. Gasavgången kan vara svår att undvika och den kan medföra arbetsmiljöproblem.

Kostnaderna påverkas i hög grad av hur lätt det är att schakta och hur behandlingsbara massorna är. Fördelningen mellan kapital- och driftkostnader påverkas av om behandling sker på plats eller hos externt behandlingsföretag (D&U-kostnaderna i tabell 4.1 speglar den generella kostnadsnivån för behandling oavsett var behandlingen utförs). Om massorna levereras till externt behandlingsföretag sker normalt debitering i form av en mottagningsavgift, som täcker kapital- och D&U-kostnader för behandlingen. Vid urgrävning och extern behandling är avfallslämnarens kapitalkostnader generellt sett höga, medan D&U-kostnaderna är låga.

4.4.2 Pumpning och behandling

Pumpning och behandling kan även användas för massreduktion inom källområdet, förutom som teknik för hydraulisk avskärning av förorenat grundvatten (se kapitel 4.3.2). Metoden är dock som regel ineffektiv för sanering av fri fas, då den fria fasen kvarhålls i jordlagren genom kapillära krafter, som är svåra att överbrygga genom den avsänkning som uppnås vid pumpning.

Uppumpat vatten från källområdet håller högre koncentrationer än vatten från plymen, vilket medför att avdrivning med luft i kombination med katalytisk oxidation och avancerade oxidationsprocesser är mer kostnadseffektiva behandlingsalternativ än granulerat aktivt kol.

4.4.3 Porgasextraktion och luftinjektering (in situ)

Metoder som bygger på ventilation av enbart omättad zon eller både omättad och mättad zon är de vanligaste och mest spridda in situ-metoderna. I Sverige har metoderna tillämpats på främst bensinföreningar, men i enstaka fall även på klorerade lösningsmedel (se kapitel 2.3).

Klorerade lösningsmedel har relativt högt ångtryck, vilket medför att ventilationsmetoder är kostnadseffektiva, om förutsättningarna på platsen är gynnsamma. Homogena lagerförhållanden och högpermeabla jordarter, såsom sand och grus, är särskilt lämpade för behandling med ventilationsmetoder. Vid förekomst av fin-korniga lager av silt och lera försvåras behandlingen, då fri fas kan finnas bunden i dessa lager. Sådana rester kan leda till mycket långa behandlingstider eller kraftiga tillbakslag om behandlingen avslutas innan källföroreningen helt avlägsnats.

Avdrivna och uppsamlade gaser måste behandlas, vanligtvis med katalytisk oxidation vid höga koncentrationer lösningsmedel och granulerat aktivt kol vid låga till måttliga koncentrationer.

4.4.4 Flerfasextraktion (in situ)

Denna teknik används främst i källområden i låg- eller medelpermeabla jordarter, såsom siltig sand och lera med sprickor eller sandskikt. Tekniken kan betraktas som en kombination av pumpning/behandling och porgasextraktion. Föroreningarna extraheras ur formationen genom ett vakuumsystem, som är anslutet till en separator för avskiljning av lösningsmedel samt behandlingsenheter för vatten och gas.

Metoden är särskilt effektiv mot lösningsmedel som finns i eller nära den kapillära zonen. För djupare belägna föroreningar har metoden stora begränsningar.

Extraherade gaser och uppumpat vatten behandlas på liknande sätt som vid porgasextraktion (se kapitel 4.4.3) respektive pumpning och behandling (se kapitel 4.4.2).

4.4.5 Jordtvättning in situ

Denna metod är en intensifierad form av pumpning och behandling som används för behandling av källföroreningar i medel- eller högpermeabla formationer. Enbart vatten eller vatten med lösningsmedel eller tensider cirkuleras inom källområdet för att mobilisera föroreningen och överföra den till vattenfas. Metoden kan användas i omättad zon, men används främst i mättad zon. Liksom för de flesta in situ-metoder är förekomst av föroreningar bundna i lågpermeabla lager en begränsning för metoden. Metoden är fortfarande under utveckling, men i USA används den i ökande omfattning.

Den cirkulerande tvättvätskan måste behandlas separat för att ta bort lösningsmedlet (föroreningen) och tillsätta kemikalier. Här återstår fortfarande utvecklingsarbete för att effektivisera behandlingen.

4.4.6 Termisk behandling in situ

Metoden är den mest intensiva och energikrävande formen av behandling. Den används i källområden av begränsad storlek. Metoden innebär att föroreningarna

förgasas genom uppvärmning och att gaserna därefter samlas upp, eventuellt avkyls och behandlas. Tre olika förfaranden används för att åstadkomma förångning, nämligen ånginjektion, elektrisk konduktiv uppvärmning och elektrisk resistivitetsuppvärmning.

Ånginjektion tillämpas i medel- eller högpermeabla jordarter med begränsad förekomst av finkorniga lager (<0,5 m mäktiga). Maximitemperaturen som kan uppnås är lägre än 100 °C. Elektrisk konduktiv och resistivitetsuppvärmning kan utföras i även finkorniga jordarter. Uppvärmning kan ske till temperaturer över 100 °C med dessa metoder. Behandlingstiden vid tillämpning av termisk uppvärmning kan uppgå till veckor eller några månader. Uppvärmningsprocessen måste nogt följars upp och kontrolleras.

Vid tillämpning av termiska metoder krävs specialiserade entreprenörer med erforderlig kompetens och utrustning. I USA har ett flertal projekt genomförts med dessa tre metoder. Under senare år har framför allt elektrisk resistivitetsuppvärmning tillämpats med framgång. I Danmark har en handfull projekt genomförts med ånginjektering och i Sverige ett stort projekt (se bilaga B).

4.5 Nedbrytning in situ

I likhet med de metoder som beskrivs i kapitel 4.4 (Fysisk massreduktion) sker massreduktion vid in situ metoder som kemisk oxidation, stimulerad bionedbrytning, metallkatalyserad reduktion, växtsanering och övervakad naturlig nedbrytning. Skillnaden mellan grupperna är att de sistnämnda metoderna bygger på att destruktion av föroreningarna sker in situ, medan någon form av ex situ-behandling för destruktion måste ske efter det att föroreningar extraherats och samlats upp genom fysikaliska metoder. En annan skillnad är att fysisk massreduktion i första hand inriktas på källområdet, medan metoder för nedbrytning in situ finns för efterbehandling av både källområde och plym. Vidare är flertalet metoder som bygger på nedbrytning in situ av klorerade lösningsmedel eller dess nedbrytningsprodukter främst användbara i den mättade zonen.

Vid kemisk oxidation, stimulerad bionedbrytning och metallkatalyserad reduktion erfordras aktiv tillsats av reagenser (ämnen eller mikroorganismer) under behandlingstiden för att önskade resultat ska uppnås. Växtsanering och övervakad naturlig nedbrytning bygger däremot på spontant utvecklade nedbrytning.

4.5.1 Stimulerad bionedbrytning in situ

Stimulerad bionedbrytning kan åstadkommas genom tillsats av substrat för att öka aktiviteten i befintlig mikroflora eller ympning med anpassade bakteriekulturer för att initiera en mikrobiell nedbrytning eller en kombination av dessa åtgärder.

Tekniken har använts under ett par decennier för att påskynda nedbrytning av petroleumföroreningar, och under senare år även för behandling av klorerade lösningsmedel. Bionedbrytning av klorerade lösningsmedel är något mer komplicerad och i förhållande till petroleumkolväten har färre mikroorganismer förmåga att helt bryta ner klorerade lösningsmedel effektivt och fullständigt.

Stimulerad bionedbrytning bygger vanligtvis på reduktiv deklorering. Flera bakteriestammar har förmåga att bryta ner högklorerade CAH, såsom PCE eller

TCE till DCE, men endast bakterier som tillhör gruppen *Dehalococcoides* har förmåga att helt bryta ner PCE och TCE, cDCE till eten. *Dehalococcoides* förekommer i vissa fall spontant på platser med föroreningar av klorerade lösningsmedel. Deras tillväxt kan stimuleras genom tillsats av substrat eller genom förstärkning av de anaeroba förhållandena. Behandling kan ske genom passiv behandling med momentan tillsats av bakterier och/eller substrat, eller aktiv behandling där grundvatten recirkuleras inom behandlingsområdet. Genom aktiv behandling sker snabbare och effektivare fördelning av bakterier och substrat i formationen.

Ursprungligen användes tekniken för behandling i plymområdet, men experiment har visat att också källföroreningar kan behandlas med *Dehalococcoides*.

Tekniken är väl etablerad i Nordamerika och har under senare år också kommit till användning på flera platser i Europa. I Sverige har pilotförsök utförts på en plats.

4.5.2 Metallkatalyserad reduktion in situ

Finfördelat metalliskt järn har förmåga att katalysera både biologisk och abiotisk nedbrytning av många CAH. Tekniken har hittills främst tillämpats i permeabla reaktiva barriärer för behandling av plymföroreningar. Ungefär 100 permeabla barriärer har installerats i Nordamerika och ett 20-tal i Europa. Pilottester har utförts i Sverige, men ingen har hittills kommit till drift i full skala.

Installation av en permeabel barriär kan vara en relativt stor investering och förr eller senare avtar funktionen, varefter utbyte av järnspånen måste ske. Problem som noterats är förutom avtagande reningsfunktion också igensättning orsakad av utfällningar i barriären.

På senare år har även teknik med injektering av metalliskt järn i mycket finfördelat form (partiklar i mikro- eller nanoskala) utvecklats. Järnpulvret injekteras i ren form, i slurry eller i emulsion. Till skillnad från permeabla reaktiva barriärer är behandling mikro- eller nanopulver bäst lämpat för behandling av källområden.

4.5.3 Kemisk oxidation in situ

Kemisk oxidation av klorerade lösningsmedel kan utföras ske med hjälp av Fentons reagens, permanganat, ozon och persulfat. De vanligast förekommande oxidationsmedlen är permanganat och Fentons reagens. Fentons reagens är det starkaste medlet med förmåga att bryta ner de flesta klorerade lösningsmedel. Reaktionen är mycket snabb och medlet aktivt endast under kort tid (minuter), medan permanganat är mindre kraftfullt och medlet aktivt under längre tid (månader). Permanganat är också praktiskt lättare att hantera än Fentons reagens.

Kemisk oxidation är mest kostnadseffektivt i källområdet, men permanganat kan också vara ett alternativ för behandling av plymföroreningar med höga koncentrationer.

Kemisk oxidation tillämpas i stor omfattning i Nordamerika. I Danmark har ett 15-tal projekt genomförts nästan uteslutande med permanganat och oftast i kombination med urgrävning för behandling av restföroreningar som inte kunnat omhändertas genom urgrävning.

4.5.4 Växtsanering

Vid växtsanering utnyttjas träd eller andra växter bl.a. för att fånga in och ackumulera eller bryta ner föroreningar. Erfarenheten och kunskapen om behandling av klorerade lösningsmedel med hjälp i växtsystem är för närvarande mycket begränsad. Endast ett fåtal fullskaleprojekt har genomförts.

Behandling av klorerade lösningsmedel med hjälp av växter är främst lämpad för behandling av plymföroreningar och inte källområden med höga halter av lösningsmedel. Vidare är tekniken begränsad till ytliga grundvattenmagasin, där föroreningarna förekommer nära grundvattenytan.

4.5.5 Övervakad naturlig nedbrytning

Övervakad naturlig nedbrytning är en form av långtidsuppföljning med syfte att dokumentera och kvantifiera naturliga nedbrytningsprocesser. Koncentrationsminskning kan bero förutom av nedbrytning också av en rad andra processer, såsom sorption, advektion, dispersion och förångning. För att naturlig nedbrytning verkligen ska kunna beläggas måste en tydlig och uthållig haltminskning av moderföroreningen samt förekomst av nedbrytningsprodukter dokumenteras. Vidare måste styrande parametrar för nedbrytningen kunna verifieras och dokumenteras, t.ex. lämpliga redox-förhållanden, tillgång till elektronacceptorer och organiskt material samt om möjligt förekomst av bakteriestammar med förmåga att bryta ner aktuella föroreningar.

Klorerade lösningsmedel bryts under lämpliga förhållanden ner till lägre klorerade CAH. Särskilt gynnsamma förhållanden för nedbrytning brukar råda när blandförorening av klorerade lösningsmedel och BTEX förekommer på platsen. BTEX medför anaeroba förhållanden som gynnar reduktiv deklorering, som dock ofta stannar upp vid DCE på grund av avsaknad av *Dehalococcoides*-bakterier. När DCE lämnat BTEX-plymen kan, om aeroba förhållanden råder, fortsatt nedbrytning ske av DCE och VC till eten.

Kunskapen om nedbrytning av klorerade lösningsmedel och de faktorer som styr processerna har ökat väsentligt under senare år. Vidare har handböcker för att dokumentera och modellera naturlig nedbrytning tagits fram. I flera länder, bland annat USA, utgör övervakad naturlig nedbrytning en vanlig teknislösning som vägs in vid slutligt val av åtgärdsalternativ. Oftast utgör övervakad naturlig nedbrytning en del i ett åtgärds paket och mer sällan enda åtgärd. I de flesta fall tillämpas övervakad naturlig nedbrytning på plymföroreningar efter det att källområdet efterbehandlats.

4.6 Tillämpbarhet i Sverige

De metoder med tillhörande behandlings- och utförandealternativ som anges i tabell 4.1 och som beskrivs i ovanstående kapitel är i allt väsentligt utvecklade och tillämpade i andra länder, främst i Nordamerika. I detta kapitel diskuteras svenska förhållanden som kan avvika från de länder där metoderna utvecklats och hur dessa förhållanden kan påverka tillämpbarheten i Sverige. Diskussionen inriktas på geologiska och geokemiska förhållanden, klimatförhållanden och demografiska förhållanden.

Geologiska förhållanden. Sverige är beläget inom område som varit täckt av inlandsis under geologiskt sett sen tid. Jordlagren har bildats i allt väsentligt under den senaste isavsmältningen. Som ett resultat av nedisningarna har sedimentär berggrund eroderats bort. Prekambrisk berggrund av granit och gnejs har därmed frilagts och dominerar följaktligen inom landet.

Jordlagren domineras av morän, som är en heterogen jordart med låg till medelhög permeabilitet. Det förekommer dock betydande områden med hög-permeabla jordarter (glaciofluviala avlagringar med sand och grus). Dessa områden har historiskt sett varit attraktiva för bosättning och bebyggelse och det finns därmed också förutsättningar att just sådana områden varit särskilt utsatta för föroreningsbelastning.

De geologiska förhållandena påverkar i hög grad möjligheterna att genomföra framgångsrik efterbehandling. De flesta metoder som beskrivs i denna rapport är mest lämpade för homogena och permeabla jordarter. Detta gäller generellt när tekniken bygger på massöverföring av föroreningar från ett medium till ett annat, d.v.s. från fast fas (jord eller berg) till vatten eller gas, och särskilt när processen ska ske in situ. Generellt sett begränsar heterogena och lågpermeabla förhållanden effektiv massöverföring. Vid urgrävning påverkar inte massornas textur i samma avgörande grad efterbehandlingsresultatet som vid in situ-behandling.

Föroreningar i berggrunden utgör också en utmaning vid efterbehandling. Klorerade lösningsmedel kan förväntas ha transporterats ned i berggrunden på många platser i Sverige, beroende på de förhållandevis måttliga jorddjupen som förekommer inom stora delar av landet. Föroreningar kan förväntas förekomma inte bara i löst form utan också som fri fas. Erfarenheterna av att utföra efterbehandling i berggrunden är väsentligt mycket mindre än i jordlager, och de erfarenheter som finns visar på lägre grad av framgång. Det bör dock framhållas att grundvattenflöden och förutsättningar för injektering av reagenser för behandling i starkt uppsprucken berggrund kan likna förhållandena i en akvifär uppbyggd av sand och grus. Det kan noteras att pneumatisk och hydraulisk frakturering används i ökande omfattning (särskilt i Nordamerika) i lågpermeabla formationer (lera och berggrund) för att öka permeabiliteten och verkningsradien för reagenser.

Av de metoder som beskrivs i denna rapport är det inte någon som kan anses utesluten av geologiska skäl för tillämpning i Sverige. De platsspecifika förhållandena, som kan variera inom vida gränser inom landet, är helt avgörande för vilken typ av metod som kan tillämpas eller inte. Möjligtvis kan det i framtiden visa sig att vissa typer av metoder kan komma att få en bredare tillämpning i Sverige framför andra beroende på att föroreningar av klorerade lösningsmedel uppträder mer frekvent inom vissa typer av geologiska miljöer eller att riskerna till följd av föroreningar är större inom vissa geologiska miljöer.

Geokemiska förhållanden. Som en följd av de geologiska förhållandena (granit och gnejs dominerar bergartssammansättningen i jordlagren) är grundvattnet i jordlagren vanligtvis svagt surt och kännetecknat av låg pH-buffrande kapacitet. I allmänhet är såväl pH som buffertkapaciteten högre i berggrunden, även i granit- och gnejsformationer. Anaeroba förhållanden är också vanligt i

svenska grundvattenmagasin, och grundvattnet kännetecknas därför ofta av förekomst av löst järn och mangan.

De geokemiska förhållandena, som är kännetecknande för stora områden i Sverige, är inte en faktor, som på något avgörande sätt begränsar tillämpningen av de beskrivna metoderna. I varje särskilt fall måste de geokemiska förhållandena beaktas, och om de inte är gynnsamma för en viss metod eller teknik kan vanligtvis åtgärder vidtas som påverkar de kemiska förhållandena i önskad riktning (t.ex. i form av pH-justering eller förändring av redoxförhållanden).

Klimatförhållanden. Grundvattentemperaturen i Sverige varierar vanligtvis mellan 3 and 8°C. Undermarkstemperaturen påverkar främst biologiska processer, vars hastighet minskar med en faktor 2 för varje temperatursänkning om 10 °C. Även kemiska processer sker långsammare vid sjunkande temperaturer. De flesta in situ-metoder kan användas i kallare klimat, men processerna sker alltså väsentligt långsammare än i varmare klimat.

Vid alla behandlingsprocesser (såväl ex situ som in situ) måste temperaturens betydelse, även den säsongsmässiga variationen, beaktas för bedömning av behandlingstiden.

Av de metoder som beskrivs i denna rapport är växtsanering den metod, som mest uppenbart missgynnas av ett kallare klimat, eftersom växtsäsongen är begränsad till delar av året.

Demografiska förhållanden. Sverige är förhållandevis gles befolkat land, men med omfattande industriell verksamhet spridd över landet. Tillgången till vattentäcksresurser är dessutom generellt sett god inom landet, samtidigt som en förhållandevis liten andel av vattenförsörjningen baseras på enbart grundvatten. I de länderna där teknikutvecklingen skett, är konkurrensen om såväl vattentäcksresurser som exploaterbar mark generellt sett större än i Sverige.

Möjligtvis kan dessa skillnader på sikt leda till en högre acceptans och mer frekvent val av långsammare behandlingsmetoder i Sverige. En sådan utveckling kan också komma att styras av de geologiska förutsättningarna, som generellt sett inte kan anses gynna snabba behandlingsmetoder.

4.7 Referens

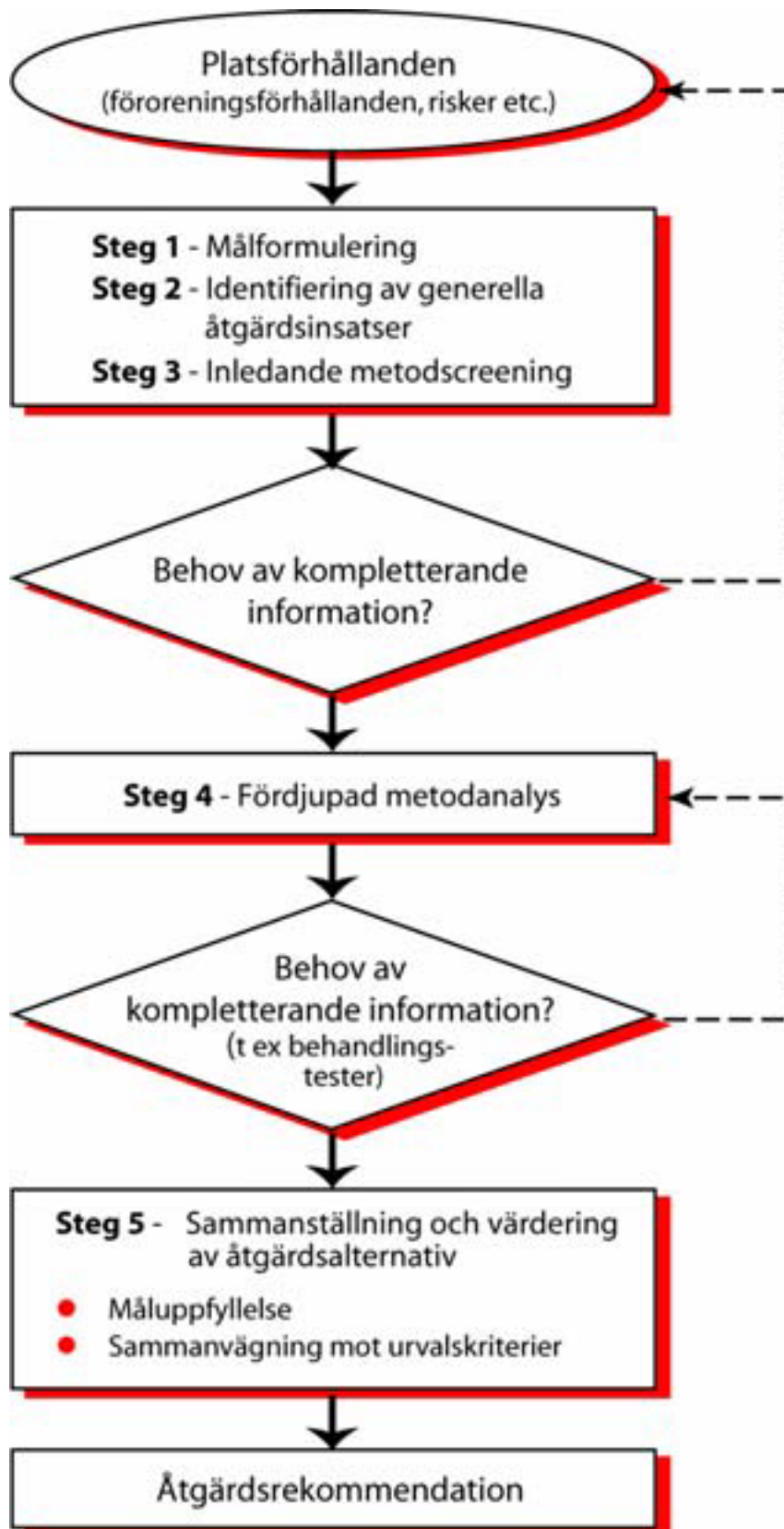
Statens Strålskyddsinstitut, 2005. *Åtgärder för att sänka radonhalten.*
http://www.ssi.se/radon/Radon_SankRadhal.html

5 Utvärderingsprocess

Detta kapitel beskriver en utvärderingsprocess som kan användas för att identifiera, analysera och värdera efterbehandlingsmetoder och -åtgärdsalternativ vid föroreningar av klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten. Processen omfattar följande fem steg:

- 1) **Målformulering.** I detta steg identifieras och formuleras platsspecifika åtgärds mål. Såväl skydd av människors hälsa och miljön samt andra platsspecifika intressen måste beaktas.
- 2) **Identifiering av generella åtgärdsinsatser.** I detta steg identifieras och utvärderas generella åtgärdsinsatser samt möjligheterna att uppnå efterbehandlingsmålen med hjälp av dessa. I detta steg redovisas möjliga kategorier av åtgärder. Resultatet används som grund för den inledande metodscreeningen i nästa steg.
- 3) **Inledande metodscreening.** Här screenas ett brett spektrum av beprövade och nya efterbehandlingsmetoder inom valda åtgärdsstrategier. Syftet med detta steg är att identifiera metoder som bör bedömas mer ingående.
- 4) **Fördjupad metodanalys.** Detta steg omfattar en fördjupad analys och bedömning av identifierade metoder som valts ut i steg 3 Inledande metodscreening. För efterbehandlingen viktiga parametrar bedöms här: Genomförbarhet, förutsättningar för massreduktion, förutsättningar att uppnå åtgärds målen, sannolikhet för projekframgång, tidsåtgång och kostnader. Syftet med detta steg är att rangordna ett antal metoder, som kan ingå i platsanpassade åtgärdsalternativ i steg 5.
- 5) **Sammanställning och värdering av åtgärdsalternativ.** I detta steg sammanställs platsanpassade åtgärdsalternativ baserade på metoderna som valts ut i steg 4. Alternativet värderas med avseende på en rad kriterier. Syftet med detta steg är att rangordna alternativ så att rätt val och beslut om efterbehandlingsåtgärd kan fattas.

I **figur 5** redovisas ett flödesschema som illustrerar utvärderingsprocessens olika steg. Den redovisade arbetsgången baseras på USEPAs vägledning för åtgärdsutredningar (USEPA; 1988, 1990, 1993, 1996 och 1997). De olika stegen beskrivs i följande avsnitt.



Figur 5.1. Arbetsgång för att ta fram och utvärdera åtgärdsalternativ.

5.1 Steg 1 – Målformulering

Målformulering omfattar två delar: 1) identifiering av de objekt som ska skyddas och 2) framtagning av åtgärds-kriterier för jord och/eller grundvatten och porgas. Åtgärds-mål för klorerade lösningsmedel baseras vanligtvis på en strävan att skydda människors hälsa och miljön (riskreduktion), men kan också baseras på andra plats-specifika faktorer, t.ex. önskemål om att öka en fastighets värde (andra intressen).

Mätbara åtgärds-mål utgör underlag för bedömning av åtgärdsalternativen. De måste specificeras för föroreningar och medier (jord, vatten etc.) av betydelse samt exponeringsvägar och skyddsobjekt vid nuvarande och framtida markanvändning. En acceptabel föroreningsnivå eller ett nivåintervall för varje exponeringsväg måste anges. De plats-specifika åtgärds-målen baseras på utförda undersökningar och riskbedömningar.

När man ställer upp mätbara åtgärds-mål för platser som förorenats av fri fas av klorerade lösningsmedel bör man beakta att fullständig sanering till bakgrundshalter många gånger inte är genomförbar till följd av föroreningens omfattning och spridning, förhållandena på platsen och tillgänglig teknik.

Teknik för efterbehandling av klorerade kolväten som förekommer i fri fas är ett område där omfattande forskning och utveckling pågår. Trots detta finns endast ett fåtal metoder tillgängliga som med säkerhet möjliggör att efterbehandlingen når riskbaserade sanerings-mål. På grund av detta bör åtgärds-mål som avser källområden vara realistiska och i första hand fokusera på:

- att reducera källföroreningen så långt som är praktiskt möjligt
- att åstadkomma kontroll över spridning av föroreningar från källområdet

Den ideala situationen är att redan från början formulera åtgärds-mål som kan uppnås med de metoder som står till buds. Det kan dock inträffa att det under utvärderingsprocessen visar sig att möjligheterna är små eller rent av obefintliga att kunna nå uppställda åtgärds-mål på grund av tekniska eller ekonomiska begränsningar. I sådana fall kan det vara nödvändigt att ompröva målen med stöd av vad som framkommit under utvärderingen och formulera mer realistiska mål. I de fall där det visar sig att sanering inte kan ske i önskad omfattning kan ett alternativ vara att införa administrativa eller tekniska skyddsåtgärder (som kan vara temporära eller permanenta) för att uppnå tillräckligt högt skydd.

5.2 Steg 2 – Identifiering av generella åtgärdsinsatser

När väl mätbara åtgärds-mål formulerats, bör sådana generella åtgärdsinsatser identifieras och bedömas, som kan medföra att åtgärds-målen uppnås. Sådana insatser omfattar kategorier av åtgärder, som är specifika för det medium som föroreningen förekommer i, såsom:

Ingen åtgärd. Detta alternativ (nollalternativet) bedöms för att avgöra om åtgärdsmålen kan uppnås vid rådande förhållanden. Om det kan påvisas att det inte föreligger risk för människors hälsa och miljön vid nuvarande förhållanden och att åtgärdsmålen uppnås även om inga åtgärder genomförs, kan detta vara ett tänkbart alternativ.

Administrativa skyddsåtgärder. Denna kategori av åtgärder omfattar skydd mot exponering genom administrativa åtgärder (såsom tillträdesbegränsningar och restriktioner i markanvändning), som förhindrar verksamhet som kan medföra oacceptabla risker. Sådana åtgärder används vanligtvis i kombination med andra insatser som beskrivs nedan.

Tekniska skyddsåtgärder. Denna kategori av åtgärder omfattar åtgärder för att skydda inomhusmiljön mot skadliga halter av flyktiga ämnen, genom ventilation under en bottenplatta eller ventilationstekniska åtgärder inne i en byggnad. Även behandling av förorenat dricksvatten räknas till denna kategori av åtgärder.

Långtidsuppföljning. Denna åtgärdskategori omfattar långtidsuppföljning av CAH-koncentrationer i grundvatten för att bekräfta att åtgärdsmålen uppfylls i ett långt tidsperspektiv.

Övervakad naturlig nedbrytning. Denna åtgärdsstrategi baseras på att naturliga processer, såsom bionedbrytning, sorption, sedimentering, förångning och utspädning (dispersion), reducerar koncentrationer och risker över tiden. Ett val av övervakad naturlig nedbrytning som åtgärdsinsats medför behov av långtidsuppföljning för att bekräfta att processerna fortgår så att åtgärdsmålen uppnås. Medan man vid långtidsuppföljning samlar in och bedömer endast data rörande riskämnen, omfattar övervakad naturlig nedbrytning också att en rad redox- och geokemiska parametrar undersöks och följs upp för att kvantifiera i vilken omfattning naturliga processer medverkar till att åtgärdsmålen kan uppnås.

Inneslutning. Denna åtgärdskategori omfattar fysiska åtgärder för att styra eller minska föroreningsspridningen och/eller begränsa tillgängligheten till föroreningarna i sådan omfattning att åtgärdsmålen kan uppnås. Detta innefattar således inte behandling av föroreningarna.

Massreduktion. Denna åtgärdskategori inbegriper reduktion av föroreningsmängden genom antingen in situ-behandling eller fysisk massreduktion med efterföljande ex situ-behandling, tills åtgärdsmålen uppnås.

Syftet med detta steg är att tidigt identifiera lämpliga åtgärdsinsatser som utifrån platsspecifika förhållanden kan leda till att åtgärdsmålen nås. Om det är tydligt att en viss åtgärdsinsats inte i tillräcklig grad skyddar människors hälsa eller miljön eller inte är tekniskt eller ekonomiskt genomförbar eller av någon annan anledning inte är tillämpbar så ska den uteslutas från vidare övervägande. Om exempelvis klorerade kolväten hotar/påverkar en vattentäkt är ingen åtgärd, administrativa åtgärder, långtidsuppföljning och övervakad naturlig nedbrytning inte lämpliga åtgärdsinsatser. Orsaken till att vissa åtgärdsinsatser utesluts från vidare utvärdering bör motiveras och dokumenteras tydligt.

I **tabell 5.1** redovisas ett exempel på mall för screening av åtgärdsinsatser och motivering till varför vissa väljs för inledande methodscreening i steg 3, alternativt förkastas.

Tabell 5.1. Mall för identifiering och bedömning av generella åtgärdsinsatser samt för inledande methodscreening.

Generell åtgärdsinsats	Generell åtgärdsinsats för fortsatt övervägande (Ja/Nej)	Metod	Applicering		Screeningkriterier				Kommentarer	Metod för fortsatt övervägande (Ja/Nej)
			Källområde	Föroreningsplym	Tillgänglighet	Geologi/hydrogeologi	Geokemi	Föroreningar*		
Ingen åtgärd										
Administrativa skyddsåtgärder										
Tekniska skyddsåtgärder		Behandling av dricksvatten								
		Ventilation under bottenplatta								
		Åtgärder avseende inomhusluft								
Långtidsuppföljning										
Övervakad naturlig reduktion										
Inneslutning		Fysiska barriärer								
		Pumpning och behandling ex situ**								
Massreduktion		Urgrävning och behandling ex situ								
		Porgasextraktion in situ								
		Flerfasextraktion in situ								
		Jordtvättning in situ								
		Luftinjektering in situ								
		Termisk behandling in situ								
		Stimulerad bionedbrytning in situ								
		Anaerob reduktiv deklorering								
		Aerob oxidation								
		Aerob cometabolism								
		Kemisk oxidation in situ								
		Fentons reagens								
		Permanganat/persulfat								
		Ozon								
		Metallkatalyserad reduktion in situ								
Växtsanering										

Kommentar: * ange föroreningar; ** pumpning och behandling medför även massreduktion, men huvudfunktionen är inneslutning.

5.3 Steg 3 – Inledande methodscreening

När möjliga åtgärdsinsatser har identifierats ska specifika efterbehandlingsmetoder och -tekniker inom respektive kategori av åtgärder identifieras och bedömas. Syftet är att identifiera och sortera ut de metoder som är lämpliga och potentiellt applicerbara på platsen från dem som är olämpliga och bör uteslutas. Som ett stöd för denna process redovisas i tabell 4.1 beprövade och nyare efterbehandlingsmetoder, som kan appliceras på föroreningar av klorerade lösningsmedel. I tabellen anges bl.a. i vilken undermarksmiljö som metoden är mest lämpad för (d.v.s. omättade eller mättade zon respektive sand/grus, silt/lera eller berggrund), vilken typ av platsspecifika data som behövs för att utvärdera metodens lämplighet, genomförandekostnader samt efterbehandlingstid. Tabell 4.1 diskuteras mer ingående i kapitel 4.

Den inledande methodscreeningen kan leda till att hela kategorier av efterbehandlingsmetoder och tekniker utesluts från vidare utvärdering, eftersom platsspecifika förhållanden vad gäller geologi, hydrogeologi, geokemi, typ av förorening, föroreningens utbredning och koncentration innebär att vissa kategorier är olämpliga. Om exempelvis föroreningar av flyktiga organiska ämnen endast återfinns i omättad zon, och grundvattnet inte är påverkat, kan metoder som baseras på

tillgång till platsen och till nödvändiga behandlings-, mellanlagrings- och bortskaffningsresurser samt förutsättningarna att erhålla de tillstånd som krävs.

Förmåga att uppnå åtgärds målen. Detta kriterium beaktar metodens förutsättningar och förmåga att uppfylla åtgärds målen uppställda i steg 1. För åtgärdsstrategier såsom övervakad naturlig nedbrytning är det extra viktigt att beakta hur väl metoden kan uppfylla åtgärds målen på lång sikt.

Tidsåtgång att uppnå åtgärds målen. Detta utvärderingskriterium beaktar den tid som det kommer att ta, från det att metoden implementeras, till dess att åtgärds målen nås. Användandet av vissa efterbehandlingsmetoder (såsom inneslutnings- och avskärningsmetoder) kan leda till att åtgärds målen nås inom en relativt kort tidsrymd, medan tillämpning av andra metoder kan innebära att det tar betydligt längre tid innan målen nås (månader till år). Potentiella effekter på människa och miljö under den tid som det tar från det att metoden implementeras tills dess att åtgärds målen nås ska beaktas när man utvärderar genomförbarhet och lämplighet (utvärderingskriterium **Genomförbarhet**).

Teknikmognad. Detta utvärderingskriterium beaktar hur väl beprövad och tillförlitlig metoden är med avseende på aktuella föroreningar och plats specifika förhållanden samt de risker som tas vid användning av en mindre beprövad eller oprövad metod. I allmänhet föredras en beprövad metod om kostnaden inte är hög i jämförelse med en mindre beprövad metod samt om förutsättningarna att nå åtgärds målen är goda.

Tidsåtgång för efterbehandling. Detta utvärderingskriterium beaktar den bedömda efterbehandlingstiden, inklusive såväl tidsåtgång för kraftfulla åtgärder riktade mot föroreningskällan som tidsåtgång för eventuell uppföljande kontroll. Medan kriteriet **Tid att uppnå åtgärds mål** beaktar tiden från igångsättning tills dess att åtgärds målen uppnås, fokuserar **Tidsåtgång för efterbehandling** istället på den tid som efterbehandlingsverksamhet bedrivs på platsen tills dess att området anses vara sanerat och verksamheten kan avvecklas.

Kostnad. Detta utvärderingskriterium beaktar metodens relativa kapitalkostnader samt drift- och underhållskostnader (hög, låg eller medel) i förhållande övriga identifierade metoder.

I den fördjupade metodanalysen bör ett poängsystem användas för att gradera metoderna (och eventuellt olika teknikalternativ) för varje utvärderingskriterium. Poängsättningen baseras lämpligen på en skala från 0 till 5, där 0 är den lägsta (sämsta) poängen och 5 den högsta (bästa) poängen. För varje metod summeras därefter poängen för de sex utvärderingskriterierna. Högst poängsumma är således 30. Beslutet att gå vidare med eller att utesluta en viss metod baseras på den totala poängsumman relativt summan för andra metoder. Om en metod får 0 poäng i något utvärderingskriterium kan detta vara tillräckligt skäl för att utesluta den oavsett hur höga poäng som uppnås för de andra utvärderingskriterierna.

Behov av behandlings- och andra tester bör övervägas under detta steg för metoder som bedöms vara av potentiellt intresse. För metoder av särskilt intresse kan sådana tester genomföras redan under detta steg.

5.5 Steg 5 – Sammanställning och värdering av åtgärdsalternativ

De metoder som ges högst gradering i steg 4 används för att ställa samman platsanpassade åtgärdsalternativ, som bedöms kunna leda till att åtgärdsmålen uppfylls. Åtgärdsalternativen kan omfatta enstaka metoder (förutsatt att metoden kan ge avsedd verkan på alla aktuella föroreningar på platsen) eller en kombination av metoder (om enstaka metoder inte kan ge avsedd verkan, d.v.s. att åtgärdsmålen uppfylls). I mer komplexa föroreningsituationer kan det vara lämpligt att ställa upp åtgärdsalternativ som är mediaspecifika (t.ex. för jord och grundvatten), områdesspecifika (t.ex. inom området och utanför området) eller förorenings-specifika (t.ex. för källområde och föroreningsplym). För klorerade lösningsmedel är det vanligt att en uppsättning av alternativ identifieras för källområdet och en uppsättning för behandling eller kontroll av plymområdet.

För källområdet kan exempelvis följande åtgärdsalternativ vara aktuella:

- Riktad urgrävning av källförorening i omättad zon kombinerad med ex situ-behandling eller deponering
- Massreduktion genom porgas- eller flerfasextraktion kombinerad med ex situ-behandling i granulerat aktivt kol eller katalytisk oxidation
- Kemisk oxidation in situ (med oxidationsmedel som väljs med utgångspunkt från behandlingsförsök)

För plymförorening kan t.ex. följande åtgärdsalternativ vara aktuella:

- Grundvattenpumpning och ex situ-behandling genom avdrivning med luft eller granulerat aktivt kol
- Stimulerad bionedbrytning in situ (testad genom behandlingsförsök)
- Metallkatalyserad reduktion in situ genom permeabel reaktiv barriär med nollvalent järn

Efter det att åtgärdsalternativ identifierats och ställts samman, bör dessa bedömas var och en för sig enligt nedan. Därefter görs en jämförande bedömning för att identifiera det lämpligaste alternativet för platsen.

För varje enskilt alternativ bör följande redovisas: (1) en teknisk beskrivning, (2) motivering för valet inklusive en förklaring av den generella åtgärdsstrategin för alternativet och (3) en bedömning av följande nio kriterier:

Skydd av människors hälsa och miljön. Detta kriterium beaktar om och hur väl ett godtagbart skydd av människors hälsa och miljön uppnås med alternativet samt hur plats-specifika risker (exponeringsvägar) elimineras, reduceras eller kontrolleras genom behandling eller olika former av skyddsåtgärder. Detta kriterium beaktar också om alternativet kan leda till oacceptabla risker på kort sikt eller om eller föroreningar mobiliseras under genomförandet.

Uppfyllande av myndighetskrav. Detta kriterium beaktar hur väl alternativet uppfyller myndighetskrav, såsom krav beträffande föroreningar, platsförhållanden eller åtgärder.

Långtidseffekt och beständighet. Detta kriterium beaktar hur väl alternativet säkerställer riskreduktion på lång sikt, efter det att åtgärdsmålen uppfyllts. Bedömningen bör beakta nuvarande och framtida markanvändning med hänsyn tagen till framtida exploateringsscenarier. Detta kriterium beaktar också behovet och tillförlitligheten av administrativa skyddsåtgärder.

Reduktion av toxicitet, mobilitet, mängd eller volym. Detta kriterium beaktar hur väl alternativet kan leda till permanent och betydande reduktion av toxicitet, mobilitet, mängd eller volym av de farliga ämnena. Alternativ som leder till destruktion, massreduktion, irreversibel fastläggning eller reducerar den totala volymen förorenade medier bör ges preferens i bedömningen.

Korttidseffekt. Detta kriterium beaktar vilken påverkan på människors hälsa och miljön som kan uppstå under genomförandet av alternativet. I bedömningen bör beaktas påverkan på omgivningen, arbetsplatsen, övriga negativa miljöeffekter till av åtgärden samt tiden för att uppnå åtgärdsmålen.

Genomförbarhet. Detta kriterium beaktar svårighetsgraden i genomförandet av alternativet med beaktande av både tekniska och administrativa förutsättningar. Tekniska förutsättningar avser utförande, drift och tillförlitlighet av de metoder som ingår i åtgärdsalternativet. Även behov av kontroller och uppföljande efterbehandlingsåtgärder bör beaktas. Administrativa förutsättningar omfattar behov av miljötillstånd eller andra tillstånd för genomförande av efterbehandlingsalternativet, tillgång till erforderliga ytor för behandling och mellanlagring, tillgång till godkända mottagare för ex situ-behandling eller deponering. Även tillgång till nödvändig utrustning och specialistkompetens bör beaktas, liksom möjligheterna att få konkurrerande anbud på metoder som bygger på ny teknik.

Kostnader. Den totala nuvärdeskostnaden för åtgärdsalternativet bedöms med beaktande av direkta åtgärdskostnader, indirekta kostnader för rådgivning, projektering och tillstånd, igångsättningskostnader, drift- och underhållskostnader samt oförutsedda kostnader.

Myndighetsacceptans. Detta kriterium beaktar vilken grad av acceptans alternativet kan förväntas få hos berörda myndigheter.

Samhällsacceptans. Detta kriterium beaktar vilken grad av acceptans alternativet kan förväntas få hos allmänheten och berörda intressenter.

När analysen av de enskilda alternativen har genomförts, ställs alternativen mot varandra och jämförs med avseende på de nio kriterierna. Syftet med jämförelsen är att rangordna alternativen så att det alternativ som bäst svarar mot utvärderingskriterierna kan identifieras och rekommenderas för genomförande.

I **tabell 5.3** redovisas en mall för en överskådlig sammanställning av alternativen med utrymme att kommentera bedömningskriterierna och redovisa poängsättning. Poängsättningen baseras i likhet med den fördjupade metodanalysen (kapitel 5.4) på en skala från 0 (lägst, sämst) till 5 (högst, bäst). Maximal poäng som kan uppnås är således 45.

Utvärderingsmallen bör kompletteras med en redogörelse som beskriver alternativen mer detaljerat (inklusive kostnadsberäkningarna) och som förklarar vilka överväganden och bedömningar som gjorts i utvärderingen. Redogörelsen bör utmynna i en rekommendation av det lämpligaste av de efterbehandlingsalternativ som analyserats och värderats. Det rekommenderade alternativet ska uppfylla uppställda åtgärds mål. Vanligtvis väljs det billigaste alternativet, såvida inte ett dyrare alternativ kan motiveras av proportionellt större fördelar inom ramen för en eller flera utvärderingskriterier.

Tabell 5.3. Mall för sammanställning och bedömning av åtgärdsalternativ.

Bedömningskriterier		Åtgärdsalternativ (sammanställning av primära och kompletterande metoder identifierade enligt tabell 5.2) Poängbedömning: 0 = lägst (sämst) och 5 = högst (bäst)					
		Alternativ 1		Alternativ 2		Alternativ 3	
		Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng
1	Skydd av människors hälsa och miljön						
2	Uppfyllande av myndighetskrav						
3	Långtidseffekt och beständighet						
4	Reduktion av toxicitet, mobilitet, volym och mängd						
5	Korttidseffekt						
6	Genomförbarhet						
7	Kostnader Kapitalkostnader Årliga D&U-kostnader Bedömd efterbehandlingstid Total nuvärdeskostnad						
8	Myndighetsacceptans						
9	Samhällsacceptans						
Summering							

5.6 Referenser

USEPA, 1988. Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies Under CERCLA - Interim Final. OSWER Directive 9355.3-01. EPA540/G-89/004. October 1988. <http://www.epa.gov/superfund/resources/remedy/pdf/540g-89004-s.pdf>.

USEPA, 1990. A Guide to Selecting Superfund Remedial Actions, OSWER Directive 9355.0-27FS. April 1990. http://www.epa.gov/superfund/tools/topics/relocation/gui_sell.pdf.

USEPA, 1993. Conducting Non-Time-Critical Removal Actions Under CERCLA. EPA/540/F-94/009. December 1993. <http://www.epa.gov/superfund/resources/remedy/pdf/540f-94009-s.pdf>.

USEPA, 1996. The Role of Cost in the Superfund Remedy Selection Process. EPA 540-F-96-018. September 1996.

http://www.epa.gov/superfund/resources/cost_dir/cost_dir.pdf.

USEPA, 1997. Rules of Thumb for Superfund Remedy Selection, EPA-540-R-97-013. August 1997. <http://www.epa.gov/superfund/resources/rules/rulesthm.pdf>.

6 Underlagsinformation

I detta kapitel beskrivs vilken typ av underlagsinformation som normalt krävs för att genomföra utvärderingsprocessen som beskrivs i kapitel 5 och som underlag för slutligt val av efterbehandlingsmetoder.

6.1 Platsinformation

I stort skiljer sig en undersökning av klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten inte mycket från en undersökning av andra flyktiga eller vattenlösliga ämnen, såsom petroleumkolväten. Beroende på de speciella egenskaperna som beskrivs i kapitel 3 bör dock följande beaktas vid undersökning av platser som förorenats av klorerade lösningsmedel:

- Förekomst av fri fas av klorerade lösningsmedel leder ofta till djup nedträngning i grundvattenzonen och även i vissa fall i bergrunden. En god kunskap om utbredningen av fri fas är mycket betydelsefull vid val av efterbehandlingsmetod. Till skillnad från petroleumföroreningar, som tenderar att flyta på grundvattenytan på grund av att deras densitet är lägre än vattnets, är det ofta mycket svårt och dyrbart att lokalisera och avgränsa fri fas av klorerade lösningsmedel. Detaljerade beskrivningar av olika undersökningsmetoder för s.k. DNAPL finns i olika rapporter från USEPA (t.ex. USEPA, 2004).
- Klorerade lösningsmedel och övriga CAH binds i endast liten omfattning till fast material, och de förekommer därför i betydande omfattning i vattenlösning eller i gasfas. Detta betyder att jordprovtagning inte är det bästa angreppssättet att avgränsa förekomst av CAH i jordlager. Porgasprovtagning är att föredra i den omättade zonen och grundvattenprovtagning i den mättade zonen.
- De flesta CAH är tämligen svårnedbrytbara i undermarksmiljö. Moderföroreningar som PCE, TCE och 1,1,1-TCA kan dekloreras på naturlig väg till nedbrytningsprodukter såsom VC, som är ett mer toxiskt ämne än modersubstanserna. Analyser av nedbrytnings- och slutprodukter (t.ex. eten och etan) i grundvatten och porgas bör därför ingå i alla platsundersökningar med föroreningar av klorerade lösningsmedel.

Tabell 6.1 innehåller en sammanställning av den information som bör införskaffas som underlag för bedömning av efterbehandlingsmetoder enligt kapitel 5. Tabellen bör betraktas som en checklista, som kan användas för att kontrollera att tillfredsställande dataunderlag finns i det specifika fallet.

Tabell 6.1. Generellt dataunderlag som behövs för utvärderingsprocessen.

Parametrar	Syfte
Vertikal och horisontell avgränsning av föroreningen i omättad och mättad zon. Avgränsning av källområde och plym	För att beskriva styrka och omfattning av föroreningen och bedöma massfördelningen mellan olika media samt för att beskriva området/volymer som ska efterbehandlas
Förekomst av fri fas	Förekomst av fri fas är en styrande parameter vid val av efterbehandlingsmetod, för efterbehandlingstiden och för efterbehandlingsresultatet (resthalter)
Fördelning av föroreningen i mättad/omättad zon och i hög/låg-permeabla lager inom källområdet	För att avgränsa volymer för kostnadseffektiv efterbehandling. Metodval styrs av olika materialegenskaper och vatteninnehåll
Geologisk information	Som underlag för en konceptuell modell, som beskriver fördelning och spridning av föroreningen
Hydraulisk konduktivitet, gradient och flödesriktning	Som underlag för en konceptuell modell, som beskriver spridning av föroreningen i grundvatten
Redoxförhållanden i grundvattnet och beskrivning av nedbrytningsprodukter	Som underlag för bedömning av övervakad naturlig nedbrytning, biologiska och kemiska in situ-metoder
Information om markanvändning, ytvattenförhållanden, dricksvattenintressen, och andra skyddsintressen	Som underlag för riskbedömningar, formulering av åtgärds mål och identifiering av åtgärdsstrategier
Undermarksinstallationer, grundläggningsförhållanden och geoteknisk information	Som underlag för bedömning av åtkomst av förorenade volymer för efterbehandling
Platsspecifik riskbedömning	Som underlag för bedömning av åtgärdsbehov och formulering av åtgärds mål

6.2 Tester och fältförsök

Som framgår av figur 5.1 kan det vara nödvändigt att införskaffa kompletterande information som underlag för val av metod. Sådan information kan bygga på laborietester och fält- eller pilotförsök.

Tabell 6.2 innehåller en sammanställning över olika former tester och försök som kan komma i fråga. I faktabladen i bilaga A, ges mer utförlig information om de tester och försök som kan erfordras och de dimensionerande parametrar som är relaterade till de olika metoderna.

Laborietester. Syftet med laborietester är vanligtvis att klarlägga om en viss teknik fungerar med avsedd verkan och hastighet i liten skala (flaskor eller kolonner), men under i övrigt så likartade förhållanden som gäller för den aktuella platsen. De utförs innan mer storskaliga och dyrare fält- och pilotförsök genomförs. Vanligtvis används laborietester att ta fram dimensioneringsparametrar för mindre beprövade metoder och vid behandling av ovanligare föroreningar eller när inverkan av andra särskilda faktorer behöver belysas.

Fält- och pilotförsök. Denna typ av undersökningar omfattar ett brett spektrum av fältförsök. Exempel på enklare standardtester är ventilationstester för att bestämma influensradie som underlag för dimensionering av porgasextraktions- eller luftinjekteringssystem eller pumptester som dimensioneringsunderlag för system som bygger på pumpning och behandling. Mer omfattande pilotförsök (d.v.s. försök i skala 10-20% av full skala) och försök under längre tid (månader)

kan ibland erfordras för att klarlägga effektiviteten av en viss metod under aktuella förhållanden.

Behovet av pilotförsök beror på hur väl beprövad och etablerad metoden är samt de plats specifika förhållandena, men någon form av pilotförsök behövs som underlag för dimensionering och kostnadsberäkningar vid nästan alla metoder. Tester för bestämning av hydraulisk konduktivitet behövs vid alla metoder som innefattar åtgärder i grundvattenzonen. Dessa tester kan utformas som pumpförsök eller s.k. slugtester i observationsrör.

Tabell 6.2. Tester och försök som erfordras för framtagning av dimensioneringsunderlag.

Metod	Laboratorietester	Fält- och pilotförsök
Fysisk inneslutning	Sällsynta	Geotekniska undersökningar
Urgrävning och behandling ex situ	Behandlingstester kan behövas	Geotekniska undersökningar
Pumpning och behandling	Sällsynta, men kan behövas vid komplexa föroreningar	Test av hydraulisk konduktivitet
Porgasextraktion	Sällsynta, men kan behövas vid komplexa föroreningar	Ventilationstest (influenstradie)
Flerfasextraktion	Sällsynta, men kan behövas vid komplexa föroreningar	Test av hydraulisk konduktivitet
Luftinjektion	Sällsynta	Test för bestämning av hydraulisk konduktivitet samt luftinjektionstest (influenstradie)
Jordtvättning in situ	Sällsynta	Försök med tillsats (injektion) och extraktion av additiv. (effektivitet). Test av hydraulisk konduktivitet
Termisk behandling in situ	Sällsynta	Ånginjektions- och extraktionsförsök. Test för bestämning av formationens värmeledande förmåga
Stimulerad bionedbrytning in situ	Vanliga. Microcosmförsök	Försök med tillsats av biostimulerande additiv (effektivitet). Test av hydraulisk konduktivitet
Kemisk oxidation in situ	Vanliga för bestämning av naturligt syrebehov. Batchförsök kan behövas vid komplexa föroreningar	Försök med tillsats av oxidant (effektivitet). Test av hydraulisk konduktivitet
Metallkatalyserad reduktion in situ	Vanliga. Batchförsök	Försök med tillsats av nollvalent järn (effektivitet). Test av hydraulisk konduktivitet
Växtsanering	Sällsynta	Planteringsförsök
Övervakad naturlig nedbrytning	Vanliga. Microcosmförsök	Test av hydraulisk konduktivitet

6.3 Referenser

Amternes Videncenter for jordforurening, 2001. Håndbok om undersøgelser af chlorerede stoffer i jord og grundvand. Teknik og Administration, Nr. 5, 2001.
<http://www.avjinfo.dk/>

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), 2000. Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs): Review of Emerging Characterization and Remediation Technologies. <http://www.itrcweb.org/Documents/DNAPLs-1.pdf>.

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), 2003. An Introduction to Characterizing Sites Contaminated with DNAPLs. Technology Overview.
<http://www.itrcweb.org/Documents/DNAPLs-4.pdf>.

Naval Facilities Engineering Command (NAVFAC). DNAPL Detection and Characterization Tool. <http://www.ert2.org/dnapl/>.

USEPA, 1992. Estimating Potential for Occurrence of DNAPL at Superfund Sites. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publication 9355.4-07FS.
<http://www.hanford.gov/dqo/project/level5/edn.pdf>.

USEPA, 1994. DNAPL Site Characterization. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publication 9355.4-16FS. EPA/540/F-94/049.
<http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/resources/gwdocs/dnapl.pdf>.

USEPA, 2004. Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations. Office of Solid Waste and Emergency Response (5102G). EPA 542-R-04-017.
<http://www.clu-in.org/download/char/542r04017.pdf>.

Bilaga A

Faktablad över åtgärdsmetoder

Inledning

Denna bilaga innehåller faktablad, som beskriver metoder och teknik, som kan användas för efterbehandling av klorerade lösningsmedel i jord och grundvatten. I nedanstående tabell anges de metoder teknikalternativ som beskrivs i faktablad.

Tabell. Sammanställning över efterbehandlingsmetoder och -teknik med hänvisning till faktablad.

Metod	Teknik (utförande- och processalternativ)	Faktablad
Tekniska skyddsåtgärder	Ventilation under bottenplatta	
	Åtgärder avseende inomhusluft	
	Behandling av dricksvatten	
Inneslutning – vertikala barriärer	Slurrybarriär	1
	Tätspont	
Urgrävning och behandling ex situ	Jordtvättning	2
	Biologisk behandling	
	Termisk behandling	
Pumpning och behandling ex situ	Avdrivning med luft	3
	Granulerat aktivt kol	
	Avancerade oxidationsprocesser	
	Bioreaktor	
Ventilation in situ	Porgasextraktion	4
	Flerfas extraktion	5
	Luftinjektering/porgasextraktion	6
Jordtvättning in situ	Vatten	7
	Lösningsmedel	
	Tensider	
Termisk behandling in situ	Ånginducerad extraktion	8
	Elektrisk resistivitetsuppvärmning	
	Elektrisk konduktiv uppvärmning	
Stimulerad bionedbrytning in situ	Anaerob reduktiv deklorering	9
	Aerob oxidation	
	Aerob cometabolism	
Kemisk oxidation in situ	Permanganat	10
	Fentons reagens	
	Ozon	
	Persulfat	
Metallkatalyserad reduktion in situ	Permeabel reaktiv barriär	11
	Metalliskt järnpulver (nano)	
	Emulgerat metalliskt järn	
	Metalliskt järn i bentonitslurry	
Växtsanering		12
Övervakad naturlig nedbrytning		13

Faktabladen ger sammanfattande information för varje metod och teknikalternativ med syfte att orientera läsaren om de olika efterbehandlingsmetoderna och ge vägledning för val och användning av dessa metoder. Faktablad är genomgående uppställda enligt följande:

- Status
- Funktion
- Tillämpning med avseende på geologi och plym- kontra källförorening
- Utförande och utformning
- Projekteringsunderlag
- Drift och underhåll
- För- och nackdelar
- Referenser i form av hyperlänkar till nyckeldokument tillgängliga på Internet

Tekniska skyddsåtgärder för inomhusmiljö samt för behandling av dricksvatten beskrivs inte i något faktablad. I stället hänvisas till beskrivning i kapitel 4 i rapporten. Tänkbara åtgärder för skydd av inomhusmiljö kan omfatta uppsamling av gaser under grundkonstruktionen till en byggnad och/eller olika former av åtgärder inriktade på ventilationssystemet i en byggnad.

Faktabladen i denna bilaga samt metodbeskrivningarna som redovisas i övriga delar av rapporten bygger främst på kunskap och erfarenheter från Nordamerika. Detta beror på att den mest omfattande erfarenheten och kunskapen finns inom Nordamerika när det gäller efterbehandling av klorerade lösningsmedel. Läsaren uppmanas dock att undersöka europeisk litteratur och vägledningar. Även i Västeuropa har betydande erfarenheter byggts upp kring flera av de metoder som redovisas i detta dokument, såsom porgasextraktion, luftinjektering, stimulerad biologisk nedbrytning in situ och kemisk oxidation med permanganat in situ.

De uppgifter som redovisas i faktabladen härrör uteslutande från officiella vägledningar och rapporter som finns tillgängliga på Internet. Referenser ges till nyckeldokument via hyperlänkar för att ge läsaren lätt och snabb tillgång till detaljerad och fördjupad information. Flera av länkarna ansluter till dokument som redovisar fallstudier av olika efterbehandlingsteknik.

Uppgifter om kostnadsnivåer för beskrivna metoder redovisas inte i faktabladen. I stället hänvisas läsaren till Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4 eller till andra refererade källor, där kostnadsuppgifter från den amerikanska marknaden kan återfinnas. Läsaren hänvisas dessutom till tabell 4.1 i rapporten, där relativa kapital- samt drift- och underhållskostnader (hög, medel och låg) anges för de olika metoderna. Kostnaden i det enskilda fallet påverkas i avgörande grad av platsspecifika förhållanden samt den aktuella konkurrenssituationen.

1 Inneslutning - vertikala barriärer

In situ-metod för omättad och mättad zon.

Vertikala barriärer används för att innesluta förorenad jord, grundvatten och ej vattenlösliga vätskor. De kan också användas för att styra grundvattenflöden i önskad riktning, t.ex. för att:

- skapa en spridningsbarriär vid saneringsschakt under grundvattenytan
- skapa en hydraulisk barriär vid pumpning och behandling av förorenat grundvatten för att minska tillrinning av ej förorenat vatten
- avleda förorenat grundvatten från grundvattentäkt eller ytvatten
- avleda ej förorenat grundvatten så att det inte når förorenat område

Status

Fysisk inneslutning genom vertikala barriärer är en kommersiellt tillgänglig metod, som används traditionellt vid anläggningsarbeten för att hindra att grundvatten strömmar in i schakter under grundvattenytan och för att stabilisera schaktväggar. Spontar (först av trä och senare av stål) har installerats världen över under flera decennier. På senare tid har vertikala barriärer blivit viktiga redskap för att innesluta avfall och förhindra spridning av förorenat grundvatten.

Funktion

Vid inneslutning behandlas inte föroreningen, utan syftet är att skärma av föroreningen från omgivande miljö med hjälp av barriärer som anordnas under markytan. Inneslutning tillämpas ofta när volymen förorenade massor är för stor för att kunna behandlas och där lösta och mobila ämnen utgör ett överhängande hot mot t.ex. en vattentäkt.

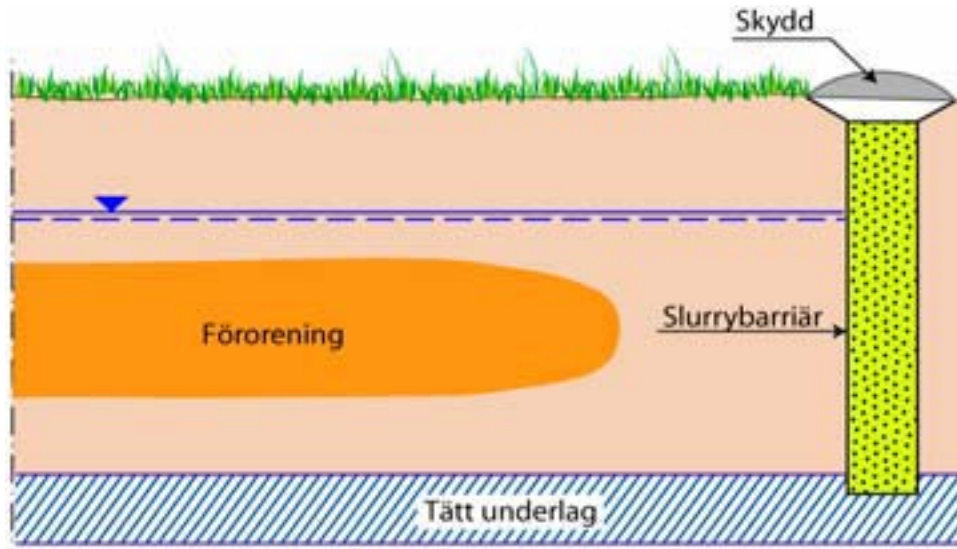
Vertikala barriärer används för att avskärma avfall, förorenade sediment och förorenat grundvatten och därigenom förhindra horisontell föroreningsspridning. En vertikal barriär kan byggas upp som en *slurrybarriär* av jord/bentonit-, jord-/cement/bentonit- eller cement/bentonitblandning, eller som en *tätspont* av stål- eller plastpaneler. I USA har barriärer av jord/bentonit varit mest förekommande.

Horisontella barriärer kan användas som övertäckning av ett förorenat område för att förhindra infiltration av nederbörd eller ytvatten. Sådana tätskikt är vanligen uppbyggda av lera eller syntetiska material. Detta faktablad inriktas på vertikala barriärer, inte horisontella.

Slurrybarriärer

En slurrybarriär är en tätskärm som byggs upp av en lågpermeabel slurry (1×10^{-8} m/s eller lägre). Slurryn kan bestå av en blandning av jord, cement och/eller bentonitlera, som efter applicering stelnar och bildar en tät skärm. Vissa typer av föroreningar kan bryta ned komponenter i slurrybarriären och på sikt minska effektiviteten. Barriärer bestående av jord/bentonit har dock god motståndskraft mot många kemikalier, dock inte starka syror, baser eller saltlösningar. Annan sammansättning kan väljas om större bärighet behövs eller om bentoniten inte är kemiskt

resistent mot aktuella föroreningar. Exempel på andra barriärmaterial är cement/bentonit, pozzolan/bentonit, attapulgit, organiskt modifierad bentonit eller slurry och geomembran.



Figur A1.1. Slurrybarriär i genomskärning.

Tätspont

Tätspont består av en serie paneler som låses till varandra med spontlås. Den drivs ned i jordlagren med slag- eller vibrationshammare. För att öka tätheten injekteras ofta bentonitslurry längs skarvarna. Panelerna kan vara gjorda av ett antal olika material, men vanligtvis används stål eller högdensitetspolyeten (HDPE) för tätspont.



Figur A1.2. Installation av tätspont av stål.

Tillämpning

Inneslutning kan tillämpas för alla typer av föroreningar utan någon särskild målgrupp.

Geologi

Vertikala barriärer installeras oftast i okonsoliderat material (jord). Genom jetinjektering är det möjligt att förlänga en slurrybarriär ner i berggrund.

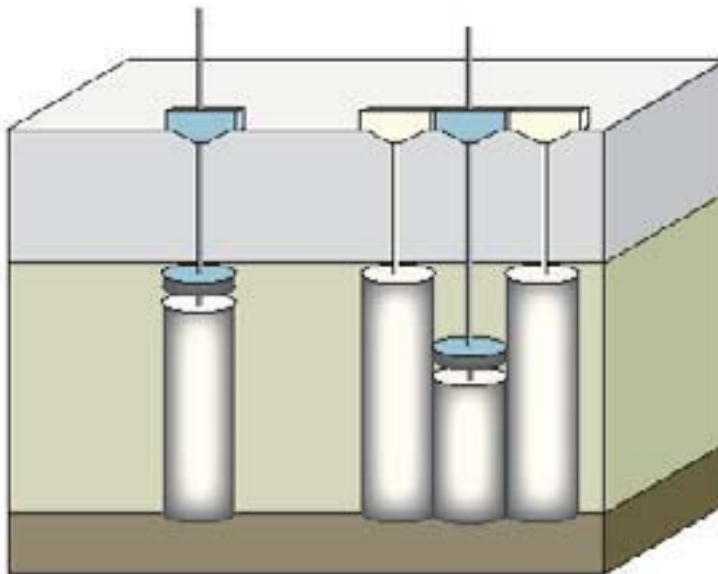
Föroreningsplym eller källområde

Vertikala barriärer används normalt för att skärma av källområden, men kan också användas för att avleda föroreningsplymer från specifika skyddsobjekt.

Utformning och utförande

De flesta slurrybarriärer består av en blandning av jord, bentonit och vatten. Vid urgrävningen hålls schakten fylld med bentonitslurry, vars primära syfte är att stabilisera schaktväggarna. Återfyllnad sker därefter med en jord/bentonit-blandning som trycker undan bentonitslurryn och bygger upp den avskärmande barriären.

Slurrybarriärer kan också installeras jetinjektering, vilket gör det möjligt att åstadkomma djupare installationer. Slurryn pumpas genom borrhävar och injekteras genom horisontella munstycken med hög hastighet (cirka 200 m/s) och högt tryck. Genom den tillförda energin bryts jordens struktur ned och åstadkommer en blandning av injekterad slurry och befintlig jord.



Figur A1.3. Installation slurrybarriär genom jetinjektering.

Slurrybarriärer installerade genom urgrävning kan utföras ner till ca 30 m djup, om schaktningsförhållandena medger. Bredden är vanligtvis 0,6-1,2 m. Vid jetinjektering finns det ingen teoretiskt begränsning av djupet, men det är ovanligt med större djup än 50 m.

För att säkra funktionen av en vertikal barriär bör den föras ner och förankras i ett lågpermeabelt lager. Genom en sådan förankring, som kan behöva vara upp till 1 m, ges skydd mot läckage under barriären. Vid flytande föroreningar (t.ex. fri fas av oljor) kan det räcka med att utföra en ”hängande” barriär som enbart skärmar av den övre delen av grundvattenmagasinet.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av föroreningen inom området som skall inneslutas, inklusive utbredningen av fri fas
- Karakterisering av geologin i området som ska inneslutas, för att identifiera eventuella lågpermeabla lager som kan användas för förankring och för att identifiera möjliga transportvägar för föroreningarna
- Uppgifter om anläggningskonstruktioner under mark och andra tekniska faktorer som kan påverka placeringen av barriären
- Geoteknisk information, för att bestämma grävbarhet, spontningsförutsättningar etc.
- Uppgifter om geokemiska förhållanden, för att fastställa lämpligt barriärmaterial
- Hydrogeologisk information för bestämning av inverkan av barriären på grundvattnets flödesbild samt som underlag att beräkna tillrinningen (t.ex. infiltration av nederbörd) till det inneslutna området

Drift och underhåll

- Barriärkonstruktioner är vanligtvis underhållsfria, men de kan behöva repareras eller ersättas om den tätande funktionen försämras
- Periodisk övervakning av grundvattennivåer och föroreningskoncentrationer för kontroll av barriärens funktion

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Tekniken är väl beprövad och kommersiellt tillgänglig
- ii) Metoden kan genomföras på relativt kort tid och ger snabb effekt (t.ex. minskad spridning)
- iii) Urgrävning undviks vid spontning eller vid slurrybarriärer som utförs genom jetinjektering, vilket minskar behovet av hantering och omhändertagande av förorenad jord

Nackdelar

- i) Ingen massreduktion uppnås, vilket kan innebära osäkerhet om vilka senare krav som kan ställas på ytterligare åtgärder
- ii) Beständigheten på lång sikt kan vara osäker. Slurrybarriärer av jord/bentonit motstår inte starka syror, baser, saltlösningar och vissa organiska ämnen. Andra slurryblandningar, som är resistent mot specifika kemikalier, kan dock användas

- iii) Tung anläggningsutrustning erfordras, men jetinjektering har tillämpats med framgång nära byggnader och undermarkskonstruktioner

Referenser

Day, Steven, 1993. The compatibility of slurry cut off wall materials with contaminated groundwater. <http://www.geocon.net/pdf/paper22.pdf>.

USEPA, 1998. Evaluation of Subsurface Engineered Barriers at Waste Sites, Technology Report, EPA/542/R-98/005. <http://www.clu-in.org/download/remed/subsurf.pdf>.

Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4. <http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), 1998. *Remediation Case Studies: Groundwater Pump and Treat (Nonchlorinated Solvents)*, EPA/542/R-98/014. Pump and Treat and Containment of Contaminated Groundwater Groundwater at the Sylvester/Gilson Road Superfund Site, Nashua, New Hampshire. <http://nepis.epa.gov/pubtitleOSWER.htm>.

Pearlman, Leslie, 1999. Subsurface Containment and Monitoring Systems: Barriers and Beyond (Overview Report). National Network of Environmental Management Studies. <http://clu-in.org/download/studentpapers/pearlman.pdf>.

United States Army Corps of Engineers, 1996. Engineering and Design - Checklist for Design of Vertical Barrier Walls for Hazardous Waste Sites (Publication Number: ETL 1110-1-163). <http://www.usace.army.mil/inet/usace-docs/eng-tech-ltrs/etl1110-1-163/entire.pdf>

2 Urgrävning och behandling ex situ

Ex situ-metod för omättad och mättad zon.

Vid urgrävning tas de förorenade massorna bort från saneringsområdet, vanligen med konventionell schaktutrustning. De urgrävda massorna kan därefter transporteras till en godkänd behandlings- eller deponeringsanläggning, eller behandlas på plats och sedan återanvändas på platsen eller avyttras.

Status

Urgrävning och behandling ex situ är en kommersiellt tillgänglig metod, som är vanligt förekommande för hantering av förorenad jord. Olika metoder för behandling av urgrävda massor är utvecklade och kommersiellt tillgängliga.

Funktion

Urgrävningen i sig bryter inte ned föroreningarna. Urgrävda massor kan antingen behandlas på plats eller transporteras till godkänd anläggning, om sådan finns att tillgå, för behandling eller deponering. I vissa fall är någon form av förbehandling av de förorenade massorna nödvändig för att uppfylla krav för mottagning. Vidare behandling kan ske med ett antal metoder för att avskilja, bryta ned, eller kapsla in föroreningarna, såsom jordtvättning för koncentrerings av föroreningarna samt olika former av biologisk och termisk behandling. Deponering kan vara ett alternativ för slutligt omhändertagande av massorna. Dessa metoder beskrivs kortfattat nedan.

Jordtvättning

Jordtvättning baseras delvis på processer som historiskt har använts av gruvindustrin för att anrika malm. Jordtvättning är en vattenbaserad process, där den förorenade jorden blandas med vatten under kraftig omblandning. Genom skrubbing löses eller suspenderas föroreningarna i vätskefasen. För att lättare frigöra föroreningarna tillsätts ofta tensider, pH-justerande ämnen eller komplexbildare.

Vid konventionell jordtvättning avskiljs föroreningarna genom separation av olika kornfraktioner, eftersom föroreningarna binds framförallt till ler-, silt- och organiska partiklar. Silt- och lerfraktionerna som bär större delen av föroreningen separeras från sand- och grusfraktionerna genom fysikaliska processer. Härigenom kan föroreningarna koncentreras till en mindre volym under förutsättning att ler- och siltfraktioner svarar för en mindre del av kornfraktionerna. Den avskiljda finfraktionen behandlas vidare eller deponeras, medan sand- och grusfraktionerna ofta kan hanteras utan ytterligare behandling. Processvattnet behandlas med konventionella vattenbehandlingsmetoder (se faktablad Pumpning och behandling ex situ).

Biologisk behandling

Jord förorenad av klorerade lösningsmedel kan behandlas biologiskt genom cometabolisk oxidation eller reduktiv deklorering i någon form av *biocell* eller *bioreaktor*. Vid cometabolisk oxidation tillförs lämplig cometabolit (t.ex. metan, propan, ammonium eller toluen), syre samt cometaboliska bakterier. Vid reduktiv

deklorering tillförs lämplig elektronondonator för att upprätthålla anaeroba förhållanden och för produktion av väte.

En biocell är ett slutet system, där massorna behandlas under kontrollerade och styrda förhållanden. Biocellen byggs upp på tät botten och täcks över med membran samt förses med anordningar för uppsamling och hantering av lakvatten och gaser som bildas under processerna. I biocellen läggs också ledningar för att möjliggöra tillsatser avsedda att stimulera och styra nedbrytningen.

I en bioreaktor behandlas den förorenade jorden i en omblandningsbar slurry. Sten och grus avskiljs först från de urgrävda massorna. I vissa fall förbehandlas dessutom massorna genom jordtvättning så att föroreningarna koncentreras till en finfraktion. Därefter blandas jorden med vatten i lämpligt förhållande beroende på föroreningshalt, nedbrytningshastighet och massornas fysikaliska egenskaper. Vanligtvis uppgår andelen fast material i slurryn till 10-30 vikt%. Efter avslutad behandling avvattnas slurryn.

I båda typerna av system kan olika tillsatser med t.ex. näringsämnen, kolkällor eller anpassade mikroorganismer göras för att stimulera nedbrytningen. Behandling kan ske aerobt eller anaerobt, och förhållandena i biocellen/bioreaktorn kan styras med avseende på pH, syrehalt och temperatur för optimering av processen.

Termisk behandling

Termisk behandling av klorerade lösningsmedel kan ske genom *förbränning*, *pyrolys* eller *termisk desorption*.

Vid förbränning sker destruktion av föroreningarna vid höga temperaturer och under närvaro av syre. Vanligtvis sker förbränning i fasta anläggningar med roterande ugn och vid temperaturer mellan 900 och 1 200 °C. För destruktion av högklorerade dioxiner krävs temperatur överstigande 1 000 °C. Rökgaserna behandlas för att avskilja stoft samt för att neutralisera och avskilja sura ämnen (HCl, NO_x och SO_x).

Pyrolys är en typ av termisk process där organiskt material sönderdelas kemiskt med hjälp av värme utan närvaro av syre. Pyrolys sker vanligen under tryck och vid temperaturer över 430°C (800°F). I praktiken finns det en del syre i pyrolyssystem, vilket resulterar i att viss oxidation av föroreningar sker. Flyktiga föroreningar avgår också delvis genom termisk desorption. Vid processen bildas gaser, som behandlas före utsläpp.

Vid termisk desorption sker uppvärmning av den förorenade jorden så att flyktiga föroreningar förångas och separeras från jorden. De erhållna gaserna kyls och behandlas därefter (se faktablad Gasavdrivning/-extraktion in situ). Det är viktigt att notera att termisk desorption inte används för att bryta ned föroreningar, utan i första hand att förånga och mobilisera flyktiga och begränsat flyktiga föroreningar. Vid termisk desorption av klorerade föreningar kan speciell utrustning kräva för gasreningen, anpassad till de sura förhållanden som kan uppstå.

Deponering

I Sverige deponeras merparten av de förorenade massor som bortschaktas från förorenade områden, och deponering kan även utgöra ett alternativ för

omhändertagande av massor förorenade av klorerade lösningsmedel. Grundregeln är dock att endast avfall som behandlats får deponeras. Detta innebär att förutsättningarna för behandling och vilka effekter som kan uppnås med denna måste bedömas i varje enskilt fall. Kravet på behandling gäller inte om det kan visas att ”behandling inte medför minskade negativa effekter på människors hälsa eller miljön” (Förordning om deponering av avfall SFS 2001:502).

Tillämpning

Urgrävning kan tillämpas för alla typer av föroreningar. De olika metoderna för ex situ-behandling kan också användas för ett brett spektrum av föroreningar inklusive klorerade lösningsmedel. Behandlingen försvåras om föroreningen består av en blandning av olika ämnestyper (till exempel en blandning av metaller, icke-flyktiga och flyktiga organiska föreningar) och om föroreningen är heterogent fördelad i schaktmassorna.

Geologi

Urgrävning är begränsad till främst okonsoliderat material, och för att vara ett ekonomiskt gångbart och tekniskt genomförbart alternativ, endast till relativt begränsade djup (<10 m).

Föroreningsplym eller källområde

Urgrävning tillämpas vanligen i källområden, eftersom kostnaden styrs av mängden material som grävs ur och behandlas eller deponeras. Urgrävning och behandling ex situ är därför vanligen mer kostnadseffektivt (kostnad per mängd borttagen förorening) i källområden (partier med högre koncentrationer).

Utformning och utförande

Urgrävning genomförs vanligen med konventionell schaktutrustning. I en del fall kan specialutrustning krävas, t.ex. där stabiliteten är dålig eller där utrymmet är begränsat. Transport till mellanupplag, behandlings- eller deponeringsanläggning sker vanligtvis med lastbil eller dumpers. Vid hanteringen bör man beakta att klorerade lösningsmedel är flyktiga och särskilda försiktighetsmått bör därför vidtas, t.ex. att andningsskydd används och att urgrävning sker i tält med ventilation och frånluftsbehandling.

De olika behandlingsmetoderna kan utformas med olika processtekniska lösningar. Ytterligare information om metodernas tillämpning och utformning återfinns i referenserna.

Projekteringsunderlag

- Föroreningens utbredning vertikalt och horisontellt
- Representativa analysdata av de massor som ska grävas ut för bedömning av behandlings- och hanteringsförutsättningar
- Representativa prov på de massor som ska grävas ut för eventuella behandlingsförsök

- Information om tillgängliga och godkända behandlings- och deponeringsanläggningar samt uppgifter om mottagningsvillkor

Drift och underhåll

- Eftersom föroreningen tas bort fysiskt är det inte säkert att uppföljande drift och underhåll krävs. Uppföljande provtagning för att bekräfta att den aktuella föroreningen avlägsnats är dock nödvändig
- Behandling eller deponering på plats eller vid annan anläggning medför behov av drift- och underhållsåtgärder vid anläggningen

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Schaktning av förorenad jord är väl beprövad och kommersiellt lätt tillgänglig teknik
- ii) Urgrävning ger möjlighet till snabb och långtgående massreduktion, om föroreningen finns inom ett väldefinierat område åtkomligt med konventionell schaktutrustning
- iii) Urgrävning är en effektiv åtgärd även i lågpermeabla och heterogena jordarter, eftersom den är mindre känslig för genomsläpplighet och jordartsvariationer än många andra metoder

Nackdelar

- i) Endast föroreningar som ligger åtkomliga för schaktning kan omhändertas. Klorerade lösningsmedel kan till exempel ofta förekomma på större djup
- ii) Under schaktning och efterföljande hantering av schaktmassor ökar risken mobilisering av föroreningarna genom utlakning och gasavgång
- iii) Tillgång till godkänd anläggning för ex situ-behandling erfordras. Långa transporter kan erfordras
- iv) Hög vattenhalt (massor under grundvattenytan) ökar behandlingskostnaden

Referenser

Blanchard, J., och R. Stamnes. 1997. Engineering Forum Issue Paper: Thermal Desorption Implementation Issues. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/540/F-95/031. <http://clu-in.org/download/remed/tdissue.pdf>.

The Composting Alternative to Incineration of Explosives Contaminated Soils, Harry Craig, EPA Region 10 och Wayne Sisk, U.S. Army Environmental Center. <http://www.clu-in.org/products/NEWSLTRS/TTREND/ttcmpost.htm>.

Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), 1998. *Remediation Case Studies: Ex Situ Treatment Technologies (Bioremediation, Solvent Extraction, Desorption)*. EPA/542/R-98/011. <http://nepis.epa.gov/pubtitleOSWER.htm>.

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4. <http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

TerraTherm. Process description of TerraTherm's Desorption Process. <http://www.terra-therm.com/technology/process.htm>.

USEPA, 1995. Cost and Performance Report: Composting Application at the Dubose Oil Products Co. Superfund Site Cantonment, Florida. Office of Solid Waste and Emergency Response. <http://www.clu-in.org/products/costperf/COMPOST/Dubose.htm>.

USEPA, 1997. Best management Practices (BMPs) for Soil Treatment Technologies: Suggested Operational Guidelines to Prevent Cross-media Transfer of Contaminants During Clean-Up Activities, EPA OSWER, EPA/530/R-97/007. http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/ca/resource/guidance/rem_eval/bmpfin.pdf

3 Pumpning och behandling ex situ

Ex situ-metod för mättad zon.

Pumpning och behandling ex situ används för att 1) förhindra eller begränsa spridning av förorenat grundvatten från en föroreningskälla (hydraulisk inneslutning) 2) förhindra att en föroreningsplym når en vattentäkt eller vattendrag (skyddspumpning) eller 3) i vissa fall massreduktion inom källområde. Det förorenade grundvattnet pumpas upp via brunnar eller dräneringsledningar och behandlas vanligtvis innan det släpps ut.

Den engelska benämningen av metoden är *pump and treat*.

Status

Pumpning och behandling ex situ är en kommersiellt tillgänglig metod, som är vanligt förekommande för efterbehandling av förorenat grundvatten.

Funktion

Vid pumpning och behandling inriktas åtgärden mot i första hand lösta föroreningar i grundvatten. Föroreningar i fri fas kan vara svåra att mobilisera på grund av att de hålls kvar i formationen av kapillärkrafter. Massreduktionen sker därför till övervägande del genom utlösning av föroreningar i kontaktytan mellan från fri fas och omgivande grundvatten. Föroreningar bundna till fast fas mobiliseras genom desorption. Även denna process är beroende av koncentrationsskillnader, men mellan den fasta fasen och omgivande vatten. Eftersom massreduktionen i allt väsentligt är diffusionsstyrd är pumpning av grundvatten vanligtvis en ineffektiv metod för att åstadkomma massreduktion av betydelse.

Det finns ett brett spektrum av möjliga metoder för behandling av det uppumpade grundvattnet. Ofta används en kombination av processer som gravimetrisk avskiljning avdrivning med luft och efterföljande kolfiltrering. De metoder som redovisas i detta faktablad är avdrivning med luft, granulerat aktivt kol, avancerade oxidationsprocesser och behandling i bioreaktorer.

Avdrivning med luft

Vid avdrivning med luft (stripping) förångas flyktiga organiska föreningar, som därmed överförs från vattenfas till gasfas. De flyktiga ämnena avskiljs från vattnet genom att kontaktytan mellan luft och vatten ökas genom att en luftström får passera genom vattnet. Beroende på aktuell koncentration och mängd flyktiga ämnen, kan behandling av den utgående luftströmmen vara nödvändig, beroende på vilka utsläppskrav som gäller. Filtring med granulerat aktivt kol används ofta som poleringssteg, men behandling kan också ske genom katalytisk eller annan form av termisk oxidation. Beträffande gasbehandling hänvisas till faktablad Porgas-extraktion.

Avdrivning med luft är endast effektivt för behandling av tämligen lättflyktiga föroreningar med Henrys konstant större än 0,01 (eller $2,4 \times 10^{-4}$ atm-m³/mol vid 25 °C). Föreningar med låg flyktighet vid normal omgivningstemperatur kan göras flyktigare om grundvattnet värms upp.

Granulerat aktivt kol

Vid behandling i granulerat aktivt kol avskiljs CAH och andra hydrofoba ämnen i grundvatten genom hydrofob sorption. Det förorenade grundvattnet leds genom en eller flera behållare med aktivt kol. Typ av kolfilter och uppehållstid bestäms av föroreningsstyp, koncentrationer och flöden, utsläppskrav samt metallinnehåll i vattnet. När föroreningshalten i utgående vatten överstiger ett visst förutbestämt värde (som kan bero på utsläppskraven) måste kolet bytas ut. Modifierat aktivt kol, som t.ex. silikonimpregnerat kol, kan öka effektiviteten och förlänga drifttiden. Även biologisk nedbrytning kan vara en viktig behandlingsprocess, som också kan bidra till ökad effektivitet och drifttid.

Avancerade oxidationsprocesser

Avancerade oxidationsprocesser är en form av kemisk oxidation som genererar hydroxylradikaler (OH•). Hydroxylradikaler har mycket starka reaktiva egenskaper, och de reagerar med och bryter ned de flesta organiska föroreningar. Vanliga oxidationsmedel är ozon och väteperoxid. Ultraviolett (UV) ljus används ofta tillsammans med ozon eller väteperoxid för att påskynda och åstadkomma mer långtgående nedbrytning. Dessa oxidationsmedel mineraliserar de flesta organiska föreningar till koldioxid, vatten och salter. Om toxiska restföreningar återstår kan vattnet filtreras genom granulerat aktivt kol i ett poleringssteg. Till skillnad från avdrivning med luft eller behandling i granulerat aktivt kol destrueras föroreningarna av de avancerade oxidationsprocesserna. I de förra metoderna koncentreras föroreningarna i en separat fas, som måste behandlas ytterligare. Avancerade oxidationsprocesser behandlas också i faktabladet för kemisk oxidation in situ.

Bioreaktorer

I bioreaktorer utnyttjas bakteriers förmåga att biologiskt bryta ned organiska föroreningar till koldioxid och vatten eller till metan och koldioxid. För klorerade lösningsmedel kan bioreaktorer utformas för att optimera anaerob reduktiv deklorerings genom tillsats av organiska substrat (elektrondonatorer) och, om det behövs, specialiserade deklorerande bakterier. Alternativt kan bioreaktorer utformas för att behandla klorerade lösningsmedel genom aerob cometabolisk oxidation (se faktabladet för stimulerad bionedbrytning in situ angående biologiska nedbrytningsmekanismer). Förångning och sorption i reaktorer med granulerat aktivt kol kan vara sekundära behandlingsmekanismer i bioreaktorer. Biomassan som genereras vid den mikrobiella tillväxten i reaktorn måste tas om hand på lämpligt sätt, eftersom den kan innehålla föroreningar.

Prestandan hos en bioreaktor beror på nedbrytningshastigheten och belastningen av organiskt material. Vanligtvis behövs en betydande uppstartstid för att mikroorganismerna ska anpassas till föroreningarna i det uppumpade grundvattnet innan optimal rening uppnås. Näringsämnen sätts ofta till för att stimulera tillväxten av mikroorganismer.

Tillämpning

Pumpning och behandling ex situ kan tillämpas på alla typer av föroreningar som förekommer i vattenlösning. Metoden används vanligen på platser där påverkan på grundvattnet är stor och hotar vattentäkter eller ytvattendrag. I dessa fall används pumpning och behandling ex situ vanligen för hydraulisk inneslutning av det förorenade grundvattnet och inte för sanering av själva föroreningskällan.

Geologi

Pumpning och behandling ex situ passar bäst i akvifärer med måttlig till hög permeabilitet och är vanligtvis inte tillämpbar vid lägre hydraulisk konduktivitet än 10^{-7} m/s. Uttagskapaciteten i lågpermeabla formationer är ofta för låg för att metoden ska ge någon större effekt. Metoden kan även tillämpas i sprickakvifärer, men det kan vara svårare att effektivt fånga upp det förorenade grundvattnet beroende på att flödesmönstret kan vara mer komplext än i en porakvifär. Som underlag för utformning av brunnssystem och beräkning av påverkansområden vid olika driftsituationer finns olika beräkningsprogram framtagna.

Föroreningsplym eller källområde

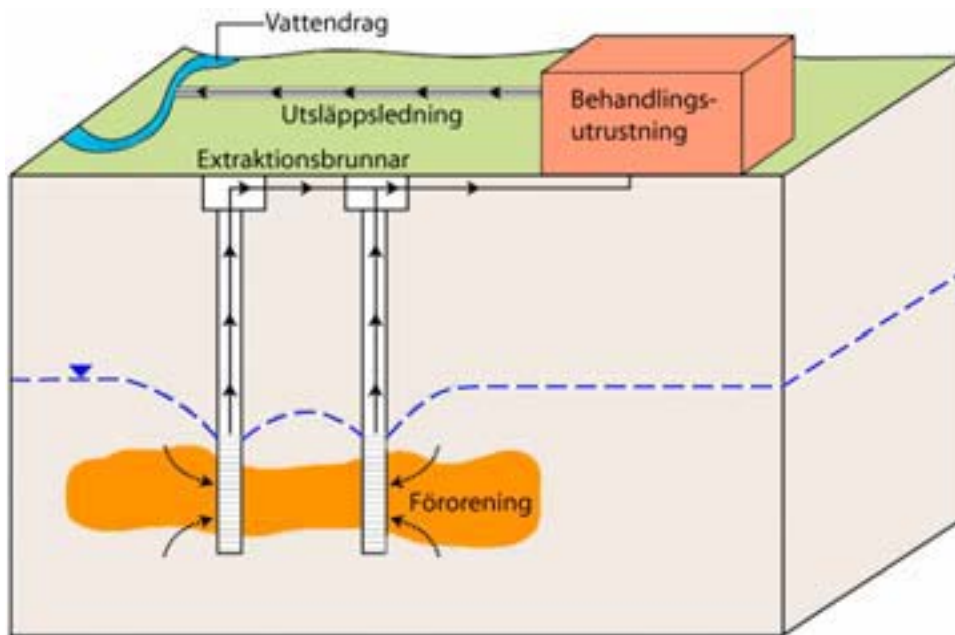
Pumpning och behandling ex situ används oftast för att förhindra eller begränsa spridning av förorenat grundvatten, medan metoden vanligtvis är ineffektiv för sanering av källområden med klorerade lösningsmedel. Om pumpning och behandling används i källområden sker detta vanligen i form av flerfasextraktion (se faktablad Flerfasextraktion), men ofta används helt andra metoder för sanering av källområdet (t.ex. luftinjektering, bionedbrytning in situ, jordtvättning in situ eller kemisk oxidation in situ).

Pumpningen kan medföra att intransport sker av ”externa” föroreningar till den del av käll- eller plymområdet som behandlas. Det är således viktigt att man har kontroll över eventuella angränsande föroreningskällor och -plymer.

En central fråga vid tillämpning av metoden är vilka kriterier som ska gälla för att avsluta pumpningen. Dessa kriterier bör baseras på de åtgärds mål som definierats inledningsvis i åtgärdsutredningen, men de kan också bero på vad som framkommer under genomförandet av efterbehandlingen.

Utformning och utförande

Ett system för pumpning och behandling ex situ omfattar brunnar (vertikala eller horisontella), pumpar och ledningar samt en behandlingsutrustning. Utformningen och funktionen beror på platsens fysiska förutsättningar och typen av förorening. I **figur A3.1** visas ett konventionellt system.



Figur A3.1. Konventionellt system för pumpning och behandling ex situ.

Avdrivning med luft

Avdrivning med luft sker vanligen i en packad kolonn eller i en luftningstank. En kolonn består av fyllkroppar eller bafflar, vanligen av plast eller stål. Vattnet fördelas i toppen av kolonnen genom munstycken som sprayar vattnet över över filtermaterialet, medan luft blåses in i botten med en fläkt, som därigenom åstadkommer en motriktat flöde av luft. Fyllkropparna eller bafflarna ökar kontaktytan mellan det förorenade vattnet och luften och därmed förångningen av flyktiga ämnen. Det behandlade vattnet samlas upp i en sump i kolonnens botten.

Anordningar för avdrivning med luft utformas för behandling av ett specifikt ämne (antingen den dominerande föroreningen eller den som är svårast av driva av) med en viss effektivitet. Traditionella avluftare varierar i höjd beroende på koncentrationen av ämnet i det förorenade vattnet. Genom föruppvärmning av luften kan effektiviteten höjas. En senare utveckling är låga avluftare som är uppbyggda av ett antal nästan horisontella lameller.

Granulerat aktivt kol

Filter med granulerat aktivt kol kan utformas med fast eller pulserande bädd, men fast bädd är vanligast. Flödet är oftast nedåtriktat även om uppåtriktade flöden kan användas. Behov av förbehandling för avskiljning av suspenderat material samt järn och mangan från vattnet som ska behandlas är en viktig aspekt att beakta vid utformning av anläggningen. Suspenderat material och utfällningar av järn och mangan kan ackumulera i reaktorn. Detta leder till ökat tryckfall och kan blockera kolets adsorberande förmåga.

När adsorptionskapaciteten avtar måste kolet regenereras eller, vilket är vanligare, bytas ut och kasseras. Vid större anläggningar kan regenerering ske på plats.

Avancerade oxidationsprocesser

Kemisk oxidation kan utföras satsvis eller som kontinuerlig behandling. Oxidationsmedlet tillsätts till det uppumpade grundvattnet i en blandningstank innan det förs över i reaktorkärl. Vid användning av ozon som oxidationsmedel behövs en ozongenerator på platsen. Dessutom behövs anordningar för att samla upp och detruera ozongas som avgår från reaktortanken och andra delar av behandlingsutrustningen där ozon kan ansamlas och avgå till omgivningen. Vid tillämpning av avancerade oxidationsprocesser ställs särskilda hälso- och skyddskrav på hantering och förvaring av oxidationsmedlen.

Bioreaktorer

Bioreaktorer kan vara utformade som aktivslamanläggningar eller biofilmanläggningar. I aktivslamanläggningar hålls biomassan suspenderad i vattnet med mekaniska omrörare. Föroreningarna bryts ned till koldioxid och vatten samt nyttjas för uppbyggnad av nya celler. Biomassan bildar ett slam som avskiljs från vattnet innan det släpps ut. Slammet kan antingen återcirkuleras till bioreaktorn eller avvattnas och omhändertas. I biofilmreaktorer är biomassan fäst vid ett bärrmaterial av t.ex. sand, sten eller plast. Exempel på biofilmreaktorer är biologiska bäddar och biorotorer. För behandling av CAH används vanligen någon form av aktivslamanläggningar.

En vanlig metod för behandling av CAH är fluidiserad bädd med granulerat aktivt kol och med lämpliga tillsatser för att stimulera biologisk nedbrytning. Tillsatserna kan omfatta elektrondonatorer (t.ex. metan) och särskilda mikroorganismer (t.ex. *Dehalococcoides*). Behandlingen sker genom adsorption till det aktiva kolet och biologisk nedbrytning. Den biologiska behandlingen kan öka den aktiva behandlingstiden för kolet genom att föroreningar desorberas från detta när föroreningskoncentrationerna i vattnet sjunkit till låga nivåer.

Projekteringsunderlag

- Föroreningens utbredning och fördelning vertikalt och horisontellt inom området som avses efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- De aktuella föroreningarnas kemiska och fysikaliska egenskaper
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera lager och skikt, som utgör transportvägar för föroreningarna
- Testpumpning för att bestämma den hydrauliska konduktiviteten i formationen och för att fastställa erforderlig uttagskapacitet
- Beräkning av flödes hastigheter och transporttider under driftförhållanden
- I vissa fall laborietester för att klarlägga behandlingsmöjligheter och ta fram dimensioneringsdata för behandlingsutrustning
- Beroende på det behandlade områdets storlek kan pilotförsök behöva utföras som underlag för system- och driftutformning
- Villkor rörande utsläpp till vatten

Drift och underhåll

- Periodiskt underhåll och utbyte av pumpar
- Periodisk rensumpning av brunnar och utbyte av igensatta brunnar
- Rening och/eller utbyte av partikelfilter i förbehandlingssteg
- Periodisk övervakning av grundvattennivåer eller kontinuerlig övervakning med registrerande nivågivare för att följa pumpningens effekt
- Behoven av drift och underhåll för system för pumpning och behandling ex situ beror mycket på vilken typ av behandling som skall användas och systemets storlek. Till exempel:
 - För avluftare behöver lameller rengöras med jämna mellanrum för att ta bort utfällningar
 - För aktivt kol-system måste kolet bytas ut (och eventuellt regenereras) med jämna mellanrum
 - För system för avancerade oxidationsprocesser måste doseringsutrustningen av oxidationsmedel underhållas
 - För bioreaktorer måste doseringsutrustning av tillsatser (elektondonator, näring eller substrat) underhållas
- Uppföljning av koncentrationer i uppumpat vatten för massberäkning samt i utsläppspunkt för övervakning av utsläppsvillkor
- Uppföljning av halter i grundvatten för övervakning av behandlingseffekter (t.ex. kvartals- eller halvårsvis)

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Metoden bygger på relativt enkel och väl beprövad teknik, som är kommersiellt lätt tillgänglig
- ii) Spridning av föroreningar i grundvatten kan begränsas eller förhindras snabbt och effektivt

Nackdelar

- i) Metoden är normalt inte effektiv för att åstadkomma massreduktion. Pumpning och behandling ex situ kan därför ta mycket lång tid (totalt till hundratals år) för att uppsatta mål ska kunna nås, om inte metoden kompletteras med andra åtgärder för sanering av källföroreningen
- ii) Drift och underhåll måste vanligtvis ske under lång tid

Referenser

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.
<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

USEPA, 1992. Ground Water Issue: Chemical Enhancements to Pump-and-Treat Remediation. OSWER Publication EPA/540/S-92/001, NTIS Order Number PB92-180074CDH, 20p. <http://www.epa.gov/tio/tsp/download/chemen.pdf>.

USEPA, 1996. Presumptive Response Strategy and Ex-Situ Treatment Technologies for Contaminated Ground Water at CERCLA Sites, Final Guidance," OSWER Publication 9283.1-12, EPA/540/R-96/023.
<http://www.epa.gov/superfund/resources/gwguide/gwfinal.pdf>
<http://www.epa.gov/superfund/resources/gwguide/gwapps.pdf>.

USEPA, 1997. Design Guidelines for Conventional Pump-and-Treat Systems, September 1997. ORD and OSWER joint Publication EPA/540/S-97/504, EPA-68-C4-0031, 44p. <http://www.epa.gov/superfund/resources/gwdocs/pmptreat.htm>.

USEPA, 1999a. Hydraulic Optimization Demonstration for Groundwater Pump-and-Treat Systems. Office of Research and Development. EPA/542/R-99/011A. Vol. I: Pre-Optimization Screening (Method and Demonstration).
http://www.epa.gov/tio/download/remed/hyopt/rpt_vol1.pdf.

USEPA, 1999b. Hydraulic Optimization Demonstration for Groundwater Pump-and-Treat Systems. Office of Research and Development. EPA/542/R-99/011A. Vol. II: Application of Hydraulic Optimization.
http://www.epa.gov/tio/download/remed/hyopt/report_vol2_part1.pdf.

USEPA, 1999c. Groundwater Cleanup: Overview of Operating Experience at 28 Sites. EPA 542-R-99-006. <http://clu-in.org/download/remed/ovopex.pdf>.

USEPA, 2001a. Cost Analyses for Selected Groundwater Cleanup Projects: Pump and Treat Systems and Permeable Reactive Barriers. EPA 542-R-00-013.
<http://clu-in.org/download/remed/542R00013.pdf>.

USEPA, 2001b. Groundwater Pump and Treat Systems: Summary of Selected Cost and Performance Information at Superfund-financed Sites. EPA 542-R-01-021b. <http://clu-in.org/download/remed/542r01021b.pdf>.

USEPA, 2002. Elements for Effective Management of Operating Pump and Treat Systems," November 2002. OSWER 9355.4-27FS-A.
<http://www.epa.gov/superfund/resources/gwdocs/ptfactsheet.pdf>.

4 Porgasextraktion

In situ-metod för omättad zon.

Porgasextraktion är en fysikalisk metod, som bygger på att flyktiga organiska föroreningar avlägsnas från den omättade zonen genom att ett luftflöde induceras i denna. Luftflödet åstadkoms genom att undertryck skapas i extraktionsbrunnar. I luftflödet förångas flyktiga föreningar, som därefter fångas upp i extraktionsbrunnarna. Den extraherade gasen kan antingen ventileras till atmosfären (om koncentrationerna är låga) eller behandlas före utsläpp.

Metoden kan även användas för ex situ-behandling av urgrävda massor, men den vanligaste tillämpningen in situ-behandling. Följande beskrivning fokuserar på den vanligare in situ-applikationen.

Den engelska benämningen av metoden är soil vapor extraction (SVE), men även in situ soil venting, in situ volatilization, enhanced volatilization och soil vacuum extraction.

Status

Porgasextraktion är en kommersiellt tillgänglig metod med bred användning i Nordamerika och Europa.

Funktion

Porgasextraktion består vanligen av två huvudprocesser, nämligen extraktion av porgas och behandling av gaserna ex situ. Processerna beskrivs vidare nedan.

Gasextraktion

Genom att ett undertryck åstadkoms i den omättade zonen induceras ett porgasflöde. Då ökar masstransporten av föroreningar genom avdunstning från fri fas, förångning av föroreningar lösta i porvattnet och desorption av föroreningar på jordpartiklar. Extraktionen är beroende av föroreningens egenskaper (bl.a. flyktighet) samt jordlagrens egenskaper (bl.a. permeabilitet för luft och vatteninnehåll) och stratigrafi.

Transport- och avdrivningsprocesser, som styr gasextraktionen, omfattar advektion, förångning, desorption, biologisk nedbrytning och diffusion. Advektionen styrs av tryckskillnaden som skapas i formationen genom utsugning av gaser, och den svarar därmed för bulktransporten av porgasen (och förångade föroreningar) genom de mer permeabla lagren. I lager med låg permeabilitet (t.ex. lera, silt eller hög fuktighet) är advektionen relativt långsam. I sådana lager sker transporten i stället genom diffusion, vilket innebär att den styrs av koncentrationsskillnader, d.v.s. transporten av föroreningar sker från partier med högre koncentration till sådana med lägre, där de kan extraheras. Diffusion är en mycket långsammare transportprocess än advektion och är därför begränsande för den hastighet med vilken föroreningar kan extraheras från zoner med lägre permeabilitet. Desorption av föroreningar från jordpartiklar kan också vara en hastighetsbegränsande process.

Vanligen används en fläkt för att skapa undertryck i formationen. Valet av fläkt (med avseende på flöde och tryck) beror på markens permeabilitet och systemets storlek. Tillförseln av luft från atmosfären inducerar inte bara ett luftflöde för att ersätta gasen som extraheras ur extraktionsbrunnarna, utan kan också underlätta en aerob nedbrytning om de aktuella föroreningarna är nedbrytbara vid aeroba förhållanden (t.ex. vinylklorid).

Systemet kan i vissa fall utformas för att öka den biologiska nedbrytningen och begränsa extraktionen och behovet av behandling av gaserna. Detta brukar benämnas *bioventilation* (eng. *bioventing*).

Gasrening

Den extraherade porgasen (avgaserna) kan behandlas med olika metoder. Valet av metod beror på den förväntade koncentrationen av flyktiga kolväten i avgaserna, luftflödet och kostnader för processavfall. Vanligaste metoder är rening med granulerat aktivt kol och katalytisk oxidation, men även kondensation kan tillämpas vid högre koncentrationer (**tabell A4.1**).

Tabell A4.1. Vanliga metoder för behandling av gaser (Department of the Army, US Army Corps of Engineers, 2002).

Behandlingsmetod	Koncentrationsintervall (ppm)	Processavfall
Katalytisk oxidation	100 - 2 000	Förbränningsprodukter
Granulerat aktivt kol	0 - 5 000	Förbrukat kol
Kondensation	>5 000	Kondensat

Katalytisk oxidation är en form av termisk oxidation som används för att behandla extraherade gaser vid porgasextraktion eller i kombination med avdrivning med luft vid behandling av vatten. De flyktiga ämnena destrueras termiskt vid temperaturer i intervallet 320 – 540 °C med hjälp av en katalysator.

De förorenade gaserna upphetas på elektrisk väg eller med hjälp av naturgas eller propan till den temperatur som erfordras för att initiera katalytisk oxidation (310 – 370 °C) av de flyktiga ämnena. Därefter leds den uppvärmda gasen över en kermask bädd belagd med en katalysator, där föroreningarna snabbt oxideras. Katalysatorn, vanligen nickel(II)oxid, koppar(II)oxid, palladium eller platina, ökar oxidationshastigheten genom att syret och föroreningen adsorberas på katalysatorns yta, där de reagerar och bildar koldioxid, vatten och klorvätegas. Katalysatorn gör att oxidationen kan ske vid mycket lägre temperatur än vad som krävs vid normal termisk oxidation.

Vid behandling i *granulerat aktivt kol* avskiljs flyktiga ämnen från gasfasen genom adsorption. Behandlingssystemet består av en eller flera behållare med aktivt kol som gaserna leds igenom. När halten av förorening i det utgående flödet överstiger ett visst förutbestämt värde (som kan bero på utsläppskraven) byts kolet

ut eller regenereras. Använd kol kan regenereras på plats eller vid annan anläggning eller, vilket är vanligast, kasseras och omhändertas av godkänd mottagare.

Kondensation är en senare variant av behandling av gaser med granulerat aktivt kol, där kvävgas används för att extrahera adsorberade flyktiga ämnen ur aktivt kol. Upphettad kvävgas leds genom det mättade kolfiltret och desorberar föroreningar från bäddmaterialet. Därefter kyls och komprimeras gasen, varvid föroreningarna kondenseras och avskiljs.

Tillämpning

Porgasextraktion kan normalt endast användas för lättflyktiga ämnen med en enhetslös Henrys konstant större än 0,01 eller ett ångtryck högre än 67 Pa. Föroreningens ångtryck och Henrys konstant påverkar fördelningen av ämnet till gasfasen. Temperaturen, men också andra faktorer, som vattenhalt, halt organiskt material och permeabilitet för luft, påverkar porgasextraktionens effektivitet.

Geologi

Porgasextraktion kan användas både i jordlager och berggrund. Viktiga parametrar för funktionen och efterbehandlingstiden är: Formationens stratigrafi och heterogenitet, permeabilitet och andel luftfyllda porer. Porgasextraktion är, liksom många andra in situ-metoder, effektivast i porösa, permeabla och homogena formationer. Vid mycket heterogena förhållanden (t.ex. berggrund och moränavlagringar) kan kanalbildning uppstå och luftflödet styrs till högpermeabla lager, vilket försvårar behandlingen av lågpermeabla lager. Avgången av föroreningar börjar vanligen i de mer permeabla zonerna och fortsätter sedan till zoner med lägre och lägre permeabilitet. Linser med lera eller organiskt material innehållande fri fas kan fungera som källor för föroreningar i gasfas långt efter att närliggande zoner med högre permeabilitet har behandlats.

Föroreningsplym eller källområde

Porgasextraktion kan tillämpas inom ett stort koncentrationsintervall av föroreningar. Normalt är metoden mest kostnadseffektiv i zoner med höga koncentrationer (källområden). Det finns dock fall då det inte är optimalt att extrahera från de mest förorenade områdena, till exempel när biologisk nedbrytning i den omättade zonen eftersträvas (bioventilation). För höga koncentrationer kan då medföra att nedbrytning inte sker i tillräcklig omfattning innan gaserna extraheras, vilket i så fall ställer krav på behandling av utsugna gaser. Bioventilation förutsätter att föroreningarna är nedbrytbara under aeroba förhållanden, vilket begränsar tillämpningen till i första hand nedbrytningsprodukter av klorerade lösningsmedel.

Porgasextraktion kan även användas för inneslutning (t.ex. för att förhindra att ångor tränger in i byggnader).

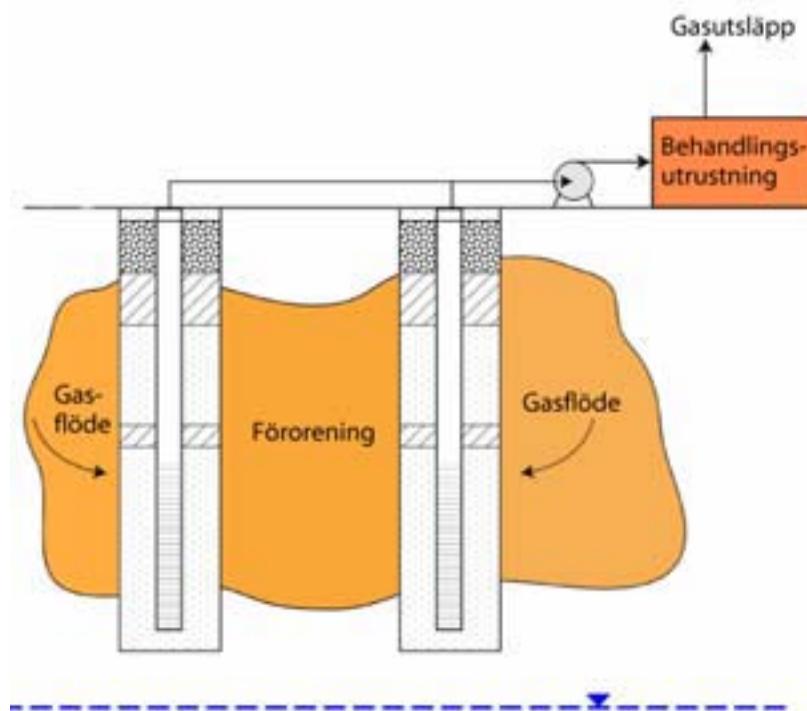
Utformning och utförande

För in situ-tillämpning används vanligen vertikala extraktionsbrunnar (eller ventilationsbrunnar) för djup från 1,5 m och större. Över 100 m djupa extraktionsbrunnar har använts med framgång. Horisontella extraktionsledningar, som installeras i

diken eller utförs genom horisontalborrning, kan också användas om det förorenade områdets utbredning och andra platsspecifika förhållanden är lämpade.

Utformningen av extraktionssystemet (d.v.s. antalet brunnar och ledningar samt deras placering och utformning) beror på många faktorer som föroreningens horisontella och vertikala utbredning, föroreningarnas fysikaliska och kemiska egenskaper, jordartsförhållanden och erforderliga luftflöden. Det är väsentligt att extraktionsbrunnarna/ledningarna placeras och drivs så att stagnationszoner inte uppstår i formationen och att diffusionsbegränsad föroreningstransport minimeras.

Figur A4.1 visar ett konventionellt system för porgasextraktion.



Figur A4.1. Konventionellt system för porgasextraktion.

På grund av undertrycket i den omättade zonen kan grundvattenytan komma att stiga. För att motverka nivåhöjningen kan grundvattensänkande pumpning utföras. Pumpning kan också utföras för att frilägga även tidigare vattenmättade jordlager för att därmed utöka den behandlingsbara zonen. Avsänkning bör dock göras med försiktighet där föroreningar med flytande föroreningar (t.ex. olja eller bensen) förekommer, så att inte föroreningar sprids till opåverkade lager.

Extraktionssystemet kan kompletteras med anordningar för injektering av luft för att skapa effektivare luftflöde i formationen och begränsa bildandet av stagnanta områden mellan extraktionsbrunnarna. Intermittent drift och växling mellan extraktionsbrunnarna kan också underlätta luftflödet genom potentiellt stagnanta områden.

För att förhindra kortslutning mellan atmosfären och extraktionsbrunnarna samt för att öka influensradien kan markytan över behandlingsområdet täckas med tät ytbeläggning (t.ex. geomembran eller asfalt).

Anordningar för att behandla extraherad gas bör utformas så att de kan klara ett potentiellt stort antal flyktiga ämnen och stora koncentrationsintervall. Koncentrationen av föroreningar i gaserna kan i början av behandlingen motsvara mättnadsvärdet (över 10 000 ppmv för många flyktiga kolväten), och behandlingen kan behöva pågå till dess att koncentrationerna är nere på nivåer som inte skadar människors hälsa eller miljön (mindre än 1 ppmv för många ämnen). Vid höga koncentrationer är i allmänhet behandling av gaserna i granulerat aktivt kol inte att rekommendera. Ekonomiska skäl talar i stället för t.ex. katalytisk oxidation följt av behandling i granulerat aktivt kol som efterpolering.

I många fall ökar inte massreduktionens storlek vid ökande flödes hastigheter, men kostnaden för gasreningen ökar. För att utforma systemet så ekonomiskt som möjligt bör luftflödet optimeras för att åstadkomma tillräckligt stort influensområde och maximera föroreningskoncentrationen i gaserna. På så vis kan utbytet (d.v.s. föroreningsreduktionen) maximeras per enhetsvolym gas som extraheras och behandlas. Fältförsök med ventilationstester och verktyg för matematisk modellering kan användas som underlag för optimeringen.

Masstransporten minskar vanligen med tiden och närmar sig konstanta förhållanden. När extraktionen avbryts är det vanligt att återslag sker med ökande halter på grund av att föroreningar långsamt frigörs genom diffusion från lågpermeabla zoner. Det kan vara mycket svårt att på förhand förutse hur lång drifttid som kan behövas. En period med cyklisk drift bör övervägas mot slutet av behandlingen.

Projekteringsunderlag

- Föroreningens utbredning och fördelning vertikalt och horisontellt inom området som avses efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Uppskattning av mängden förorening i området som ska behandlas
- Utbredning och karaktärisering av föroreningar i underliggande mättad zon, samt en uppfattning om masstransporthastigheten av föroreningar från den mättade till den omättade zonen
- Information angående de aktuella föroreningarnas fysikaliska egenskaper (t.ex. Henrys konstant)
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka luftflödet i formationen
- I de flesta fall är pilotförsök nödvändiga för dimensionering och systemutformning (t.ex. permeabilitet för luft, influensradie, extraktionshastighet, gassammansättning)
- Anläggningsteknisk information som underlag för placering av extraktionsbrunnar, processutrustning etc.
- Villkor rörande utsläpp till luft

Drift och underhåll

- Rutinmässig kontroll och underhåll av extraktions- och processutrustningen
- Övervakning och justering av tryck och flöden i de enskilda extraktionsbrunnarna
- Uppföljning av koncentrationer i extraherad luft för massberäkning samt i utsläppspunkt för övervakning av utsläppsvillkor
- Uppföljning av koncentrationer i porgas för övervakning av ventilations- och behandlingseffekter
- Eventuell uppföljning av halter i grundvattnet för uppföljning av mass-transport från mättad till omättad zon

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Porgasextraktion är en väl etablerad metod och kommersiellt lätt tillgänglig
- ii) Efterbehandling sker med begränsade installationer och utan urgrävning. Snar effekt kan uppnås att förhindra eller begränsa spridning av porgas
- iii) Under gynnsamma förhållanden, där föroreningarna finns i lager med god genomsläpplighet, kan betydande massreduktion uppnås
- iv) Metoden kan fungera som komplement till andra metoder, t.ex. luftinjektering och termiska metoder, för efterbehandling av föroreningar även under grundvattenytan

Nackdelar

- i) Om en betydande del av föroreningarna förekommer i lågpermeabla lager, sker massreduktion långsamt och efterbehandling kan behöva ske under mycket lång tid, om inte metoden kompletteras med andra åtgärder för sanering av källföroreningen
- ii) Metoden är känslig för högt vatteninnehåll i jordlagren

Referenser

Department of the Army, US Army Corps of Engineers, 2002. *Engineering and Design Soil Vapor Extraction and Bioventing*. <http://www.usace.army.mil/usace-docs/eng-manuals/em1110-1-4001/entire.pdf>.

Federal Remediation Technologies Roundtable, 1997. Remediation Case Studies: Soil Vapor Extraction and Other In Situ Technologies, EPA/542/R-97/009. <http://nepis.epa.gov/pubtitleOSWER.htm>.

Federal Remediation Technologies Roundtable, 1998. Remediation Case Studies: In Situ Soil Treatment Technologies (Soil Vapor Extraction, Thermal Processes). EPA 542-R-98-012. <http://nepis.epa.gov/pubtitleOSWER.htm>.

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4. <http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

USEPA, 1997. Best management Practices (BMPs) for Soil Treatment Technologies: Suggested Operational Guidelines to Prevent Cross-media Transfer of Contaminants During Clean-Up Activities, EPA OSWER, EPA/530/R-97/007. http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/ca/resource/guidance/rem_eval/bmpfin.pdf

USEPA, 2001. Development of Recommendations and Methods to Support Assessment of Soil Venting Performance and Closure. Office of Research and Development EPA/600/R-01/070. http://www.epa.gov/ada/download/reports/epa_600_r01_070.pdf.

USEPA, 1997. Analysis of Selected Enhancements for Soil Vapor Extraction. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA-542-R-97-007. <http://www.epa.gov/swertio1/download/remed/sveenhmt.pdf>.

5 Flerfasextraktion

In situ-metod för omättad zon och ex situ-metod för mättad zon.

Vid flerfasextraktion avlägsnas föroreningar ur olika kombinationer av förorenat grundvatten, fri fas och porgas under stort undertryck. Extraherade vätskor och gaser samlas upp för behandling, för att därefter släppas ut eller återinjekteras. Flerfasextraktion är en utveckling av tekniken för porgasextraktion och kan betraktas som en kombination av porgasextraktion och pumpning/behandling.

Den engelska benämningen är *multi-phase extraction (MPE)*, men även *dual phase extraction*, *vacuum-enhanced extraction* eller ibland *bioslurping* används som benämning av metoden.

Status

Flerfasextraktion är en kommersiellt tillgänglig metod som används aktivt i Nordamerika och Europa.

Funktion

Flerfasextraktion används för samtidig behandling av jord och grundvatten. Metoden ger möjlighet till ökat uttag av grundvatten ur jordlager med låg till måttlig permeabilitet. Vidare kan av porgasextraktions effektivitet höjas genom att stigningen av grundvattenytan motverkas och vattenhalten i den omättade zonen minskas.

Vid flerfasextraktion används ett kraftigare undertryck (jämfört med porgasextraktion), som införs i en eller flera brunnar för att extrahera föroreningar ur både den mättade och den omättade zonen (d.v.s. föroreningar i såväl löst fas, gasfas och fri fas). Massreduktionen sker genom förångning, utlösning och advektiv transport via en eller flera av följande mekanismer:

- i) Ökad grundvattenomsättning i källområdet, vilket medför ökad utlösning av föroreningar i fri fas och större mängd förorening som kan extraheras ur den mättade zonen
- ii) Ökad mobilisering av fri fas genom det undertryck som byggs upp
- iii) Ökad förångning av exponerad fri fas i de delar av formationen där grundvattenytan har avsänkts

I likhet med porgasextraktion och pumpning och behandling ex situ (se faktablad Porgasextraktion respektive Pumpning och behandling ex situ) består flerfasextraktion av två huvudkomponenter: Extraktion av gaser och/eller vätskor och behandling av dessa ex situ. Ytterligare information om extraktion av ångor och vätskor samt alternativ för behandling av gaser och vätskor finns i ovan nämnda faktablad.

Gasextraktion

När ett undertryck anbringas i den omättade zonen induceras ett porgasflöde. Då ökar masstransporten av föroreningar till porgasen i den omättade zonen genom ovan nämnda mekanismer (förångning av fri fas, förångning av föroreningar lösta i porvattnet och desorption av föroreningar från jordpartiklar). Gasextraktionens effektivitet beror av föroreningens egenskaper, såsom flyktighet, och jordlagrens uppbyggnad och egenskaper, såsom permeabilitet för luft och vattenhalt.

Gasrening

De extraherade porgaserna kan behandlas med olika metoder. Valet av metod beror på förväntad gaskoncentration, luftflödet, metodens behandlingskapacitet samt kostnader för omhändertagande av avfall från behandlingen. Vanliga metoder är rening med granulerat aktivt kol, katalytisk oxidation, förbränning och kondensation/kompression och kylning. Metoderna tillämpas normalt i angiven ordning för successivt ökande koncentrationer.

Extraktion av vätska

Extraktionen av vätska kan ske genom dränkbar pump och/eller genom det undertryck som appliceras i extraktionsbrunnen. Det bör noteras att det största undertryck som kan påföras är ungefär 100 kPa, vilket begränsar möjligheterna att använda endast undertryck för att extrahera vätskorna. Dränkbara pumpar kan väljas som separerar fri fas från vattenfas.

Vid vätske-/gasextraktionen utbildas en avsänkningstratt kring extraktionsbrunnen och ett ökat grundvattenflöde induceras till denna. Den ökade vattenomsättningen genom källområdet leder till ökad utlösning av föroreningar från fri fas samt ökad massreduktion från akvifären. Dessutom medför avsänkning av grundvattenytan att ytterligare jordlager exponeras för gasextraktion. Ofta är dessa blottade lager i den s.k. kapillärvattenzonen kraftigt förorenade, särskilt vid föroreningar som är lättare än vatten (t.ex. olja eller bensin). Extraherat vatten måste som regel behandlas innan det kan släppas ut.

Behandling av vätskefasen

Om anläggningen drivs med en dränkbar pump för uttag av grundvatten och en pump för fri fas, separeras faserna innan de pumpas upp till markytan och förorening i fri fas kan ledas direkt till lagertank. Om endast en pump används eller om vätskorna extraheras med vakuum används en avskiljare för att separera vätskefaserna.

Extraherat grundvatten kan behandlas med olika metoder. Valet av metod beror av den förväntade koncentrationen av föroreningar i vattnet, vätskeflödet, metodens behandlingskapacitet samt kostnader för omhändertagande av avfall från behandlingen. Vanliga alternativ är avdrivning med luft, granulerat aktivt kol, katalytisk oxidation, termisk oxidation och avancerade oxidationsprocesser.

Tillämpning

Flerfasextraktion övervägas som behandlingsalternativ om både porgasextraktion och pumpning och behandling ex situ är potentiellt tillämpbara metoder. Genom flerfasextraktion kan flyktiga och måttligt flyktiga kolväten extraheras ur grundvatten och jord. Möjligheterna att tillämpa flerfasextraktion beror främst på egenskaperna hos det förorenade materialet och i mindre utsträckning på föroreningarnas egenskaper. I **tabell A5.1** anges optimala förutsättningarna för tillämpning av flerfasextraktion vad gäller geologi, hydrogeologi och föroreningarnas egenskaper.

Tabell A5.1. Optimala förhållanden för flerfasextraktion (efter EPA, 1999).

Parameter	Optimala förhållanden för flerfasextraktion
Hydraulisk konduktivitet	Måttlig till låg ($K=10^{-5}$ till 10^{-7} m/s)
Transmissivitet	Låg ($\leq 7.5 \times 10^{-5}$ m ² /s)
Jordart	Sand till lera
Luftpermeabilitet i den omättade zonen	Måttlig till låg ($k<1$ darcy)
Föroreningens ångtryck	> 1 mm Hg vid 20 °C (Cirka > 130 Pa)
Föroreningens flyktighet (Henrys konstant)	>0.01 vid 20 °C > 2×10^{-4} atm m ³ /mol vid 20 °C

Geologi

Flerfasextraktion kan användas både i jordlager och berggrund. De geologiska nyckelparametrarna är sammanställda i tabell A5.1.

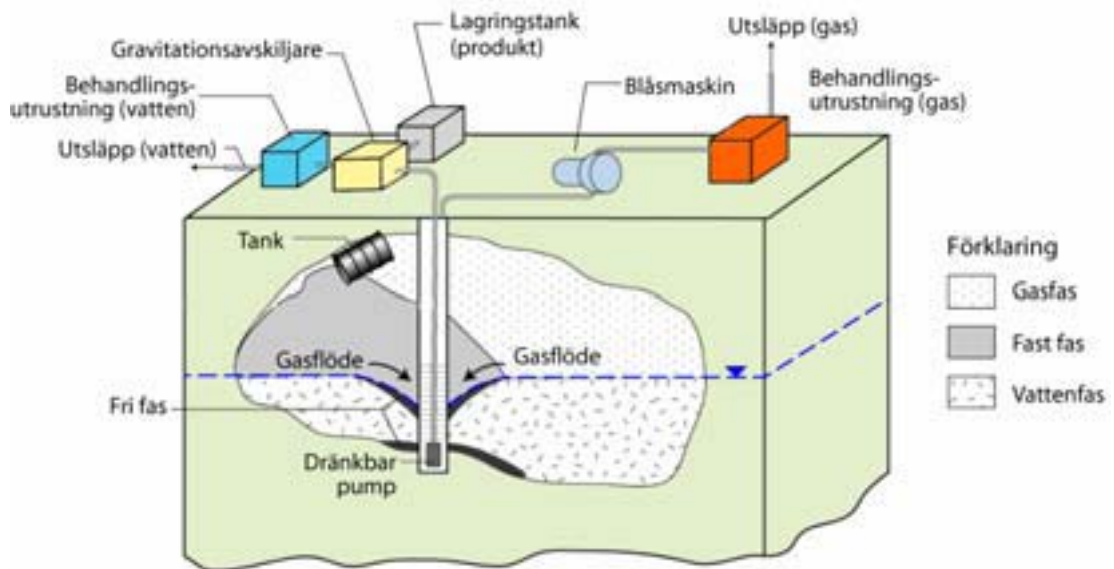
Föroreningsplym eller källområde

Flerfasextraktion kan tillämpas vid olika föroreningskoncentrationer, men är mest kostnadseffektiv i källområden.

Utformning och utförande

Flerfasextraktion sker vanligen genom uttagsbrunnar, där en del av brunnens filter når ovanför grundvattenytan och ett stycke upp i den omättade zonen. Extraktionsbrunnarnas antal och placering beror på många faktorer, som föroreningens horisontella och vertikala utbredning, föroreningens fysikaliska och kemiska egenskaper, jordlagrens egenskaper och uttagskapacitet.

Flerfasextraktion går under många olika benämningar, som har sitt ursprung i metodens tillämpning inom olika branscher (t.ex. oljeindustri och efterbehandlingsbransch) och i det sätt som metoden tillämpas. I vissa fall är metodnamnet kopplat till ett visst varumärke eller patent på någon del av tillämpningen. Metodkonfigurationerna skiljer sig åt beträffande brunnsutformning samt antalet pumpar och storleken på det undertryck som etableras i brunnen. Vissa system arbetar med enkelpump och andra med dubbla pumpar, där den ena är avsedd för uttag av grundvatten. Ofta appliceras stort undertryck i extraktionsbrunnen (ca 60-90 kPa), men det finns också system som arbetar vid lågt eller måttligt undertryck (ca 7-40 kPa). En beskrivning av olika konfigurationer återfinns i USEPA (1999). Ett exempel på systemutformning redovisas i **figur A5.1**.



Figur A5.1. Konventionellt system för flerfasextraktion (efter US Army Corps of Engineers. 1999).

Vid planering av efterbehandlingen bör ställning tas till vilken åtgärdsstrategi som ska tillämpas, eftersom tillämpning av flera strategier samtidigt kan leda till suboptimering då metoderna ibland motverkar varandra. Till exempel är ett system som är utformat för att optimera utvinningen av fri fas förmodligen inte optimalt för porgasextraktion. Vidare fungerar ett system som är utformat för porgasextraktion sannolikt inte optimalt för utvinning av förorening i fri fas.

De metoder som används för gasrening och behandling av vätskor måste kunna klara ett potentiellt stort antal ämnen och mycket breda koncentrationsintervall (haltvariationer över flera tiopotenser).

Masstransporten minskar vanligen med tiden och närmar sig asymptotiska förhållanden. När extraktionen avbryts är det vanligt att återslag sker med ökande halter på grund av att föroreningar långsamt frigörs genom diffusion från mindre permeabla zoner. Det kan vara mycket svårt att på förhand förutse hur lång drifttid som kan behövas. En period med cyklisk drift bör övervägas mot slutet av behandlingen.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Information om de aktuella föroreningarnas kemiska och fysikaliska egenskaper
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka grundvatten- och luftflödet i formationen
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som kan ligga till grund för en grundvattenmodell för området

- I de flesta fall är pilotförsök nödvändiga som underlag för system- och driftutformning
- Anläggningsteknisk information som underlag för placering av processutrustning
- Villkor rörande utsläpp till luft och vatten

Drift och underhåll

- Rutinmässig kontroll och underhåll av pump- och vakuumentraktionsutrustning
- Periodisk rensumpning av uttagsbrunnar för att upprätthålla deras kapacitet
- Beträffande drift och underhåll av behandlingsanläggningar för luft och vatten hänvisas till faktablad Porgasextraktion respektive faktablad Pumpning och behandling ex situ
- Uppföljning av halter i grundvatten och porgas för övervakning av behandlingseffekter

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Metoden är tämligen väl etablerad och kommersiellt tillgänglig
- ii) Efterbehandling sker med begränsade installationer och utan urgrävning
- iii) Metoden fungerar i jordlager med måttlig till låg permeabilitet
- iv) Massreduktion uppnås, men reduktionen är vanligtvis begränsad
- v) Föroreningar i flera faser saneras samtidigt

Nackdelar

- i) Behandling av extraherade vätskor och gaser kan vara komplicerad
- ii) Initiala uppstarts- och justeringsperioder behövs. Inkörningsperioden kan vara lång
- iii) Metoden är begränsad till föroreningar som är belägna nära eller på måttliga djup under grundvattenytan. Detta kan vara en avgörande begränsning på platser där klorerade lösningsmedel i fri fas kan ha transporterats långt under grundvattenytan
- iv) Inhibering av anaerob nedbrytning. Luftflödet genom jordlagren kan inhibera biologisk nedbrytning av högre klorerade kolväten, som t.ex. PCE, TCE, 1,1,1-TCA och CT, eftersom nedbrytningen av dessa är effektivare vid syrefria förhållanden

Referenser

Baker R., D. Groher, D. Becker, 1999. Minimal Desaturation Found during Multi-Phase Extraction of Low Permeability Soils. U.S. EPA Groundwater Currents, Issue 33. <http://www.clu-in.org/products/newsletters/gwc/gwc0999.htm#minimal>.

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.
<http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-37.html>.

US Army Corps of Engineers. 1999. Engineering and Design: Multi Phase Extraction. ME 1110-1-4010. June 1999.
<http://www.usace.army.mil/usace-docs/eng-manuals/em1110-1-4010/>.

USEPA, 1997. Presumptive Remedy: Supplemental Bulletin Multi-Phase Extraction (MPE) Technology for VOCs in Soil and Groundwater. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA-540-F-97-004.
<http://clu-in.org/download/toolkit/finalapr.pdf>.

USEPA, 1999. Multi-Phase Extraction: State-of-the-Practice. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA-542-R-99-004.
<http://clu-in.org/download/remed/mpe2.pdf>.

6 Luftinjektering

In situ-metod för mättad zon.

Vid luftinjektering blåses luft ner i en förorenad akvifär för avdrivning av flyktiga kolväten från grundvattnet. De förångade föroreningarna ansamlas i den överliggande omättade zonen, där de vanligtvis samlas upp genom porgasextraktion (se faktablad Porgasextraktion). De uppsamlade gaserna kan därefter antingen släppas direkt ut i atmosfären (om koncentrationerna är låga) eller behandlas ex situ.

Bioluftning är en form av luftinjektering som är utformad för att behandla grundvattenföroreningar via biologisk (aerob) nedbrytning in situ. För att minimera gasavgången används generellt sett lägre injekteringsflöden vid bioluftning än vid luftinjektering. Vid bioluftning sker därför normalt ingen extraktion och efterföljande behandling av gaser.

Den engelska benämningen är air sparging, (AS), in situ air sparging, in situ air stripping, in situ volatilization eller in situ aeration. Bioluftning benämns bio-sparging.

Status

Luftinjektering är kommersiellt tillgänglig metod, som tillämpas allmänt i Nordamerika, vanligen tillsammans med porgasextraktion. Tekniken tillämpas även i Skandinavien och övriga Västeuropa, men i mindre omfattning.

Funktion

Vid luftinjektering sker en transport av den injekterade luften horisontellt och vertikalt i kanaler genom den mättade zonen. Härvid förångas föroreningar i fri fas eller som är lösta i grundvattnet eller bundna till jordpartiklar. De förångade föroreningarna transporteras sedan uppåt till den omättade zonen, där de kan samlas upp och avlägsnas, vanligen genom porgasextraktion. I vissa fall kan biologisk nedbrytning stimuleras genom luftinjekteringen, vilket diskuteras vidare nedan.

Vid de flesta fall när luftinjektering tillämpas vid föroreningar bestående av klorerade lösningsmedel krävs behandling av de gaser som samlas upp genom porgasextraktion, särskilt i det initiala driftskedet. Det finns flera alternativa behandlingsmetoder för de extraherade gaserna. Valet av reningsmetod beror på den förväntade koncentrationen av flyktiga kolväten, luftflödet, behandlingsmetodens kapacitetsområde och kostnader för processavfall. Beträffande behandling av gaser hänvisas till faktablad för Porgasextraktion.

I vissa fall kan luftinjektering och bioluftning stimulera biologisk nedbrytning av vissa klorerade alifatiska kolväten både ovanför och under grundvattenytan. Tillförseln av syre kan t.ex. stimulera direkt aerob oxidation av vissa lågklorerade kolväten som t.ex. cDCE, VC, 1,2-DCA och DCM till koldioxid av bakterier i akvifären. Andra klorerade kolväten som t.ex. TCE, 1,1,1-TCA och CF (liksom cDCE och VC) kan brytas ned på mikrobiell väg till koldioxid vid tillgång på syre och en cometabolit som t.ex. metan, ammonium eller propan (cometabolitisk aerob oxidation). Anaerob reduktiv deklorering inhiberas dock till följd av luftinjekteringen.

Tillämpning

Luftinjektering kan tillämpas vid föroreningar med flyktiga organiska ämnen i mättad zon. Föroreningarna kan föreligga i löst form, i fri fas, bundna till jordpartiklar eller i gasfas. Metoden kan även användas vid begränsat flyktiga eller icke-flyktiga organiska ämnen, som är aerobt nedbrytbara.

Metoden kan modifieras genom t.ex. användning av ozongenerator för att behandla klorerade fenoler, alkoholer, ketoner och andra industriella lösningsmedel. Injektering av ozon bryter bindningarna mellan klor och kol genom kemisk oxidation, vilket underlättar efterföljande biologisk nedbrytning av de ämnen som bildas (se faktablad Kemisk oxidation in situ för ytterligare detaljer angående ozonets nedbrytningsmekanismer).

Geologi

Effektiviteten hos luftinjektering och bioluftning beror i avgörande grad på systemets förmåga att effektivt fördela luft (eller annan gas) till det område som ska efterbehandlas och förmågan hos den geologiska formationen att leda dessa gaser. I likhet med många andra in situ-metoder är luftinjektering mest effektiv i porösa, permeabla och homogena jordar. I mycket heterogena formationer (som sprickigt berg och moränavlagringar) kan kanalbildning uppstå och luftflödet styras till högpermeabla zoner, vilket försvårar behandlingen av lågpermeabla zoner. I formationer med skiftande lagerföljd kan det vara svårt att få en effektiv fördelning av luftflödet i formationen. Lågpermeabla lager mellan den omättade och den mättade zonen (sluten akvifär) kan försvåra eller omöjliggöra gastransport till den omättade zonen. Förekomst av lågpermeabla lager mellan grundvattenytan och markytan kan begränsa möjligheterna att extrahera gaserna.

Luftinjektering är ofta ofördelaktig metod på platser där djupet till grundvattenytan och de jordlager som ska behandlas är litet, eftersom detta kan reducera injekteringsbrunnarnas influensområde och medföra behov av stort antal injekteringsbrunnar (och därmed ökade kostnader).

Föroreningsplym eller källområde

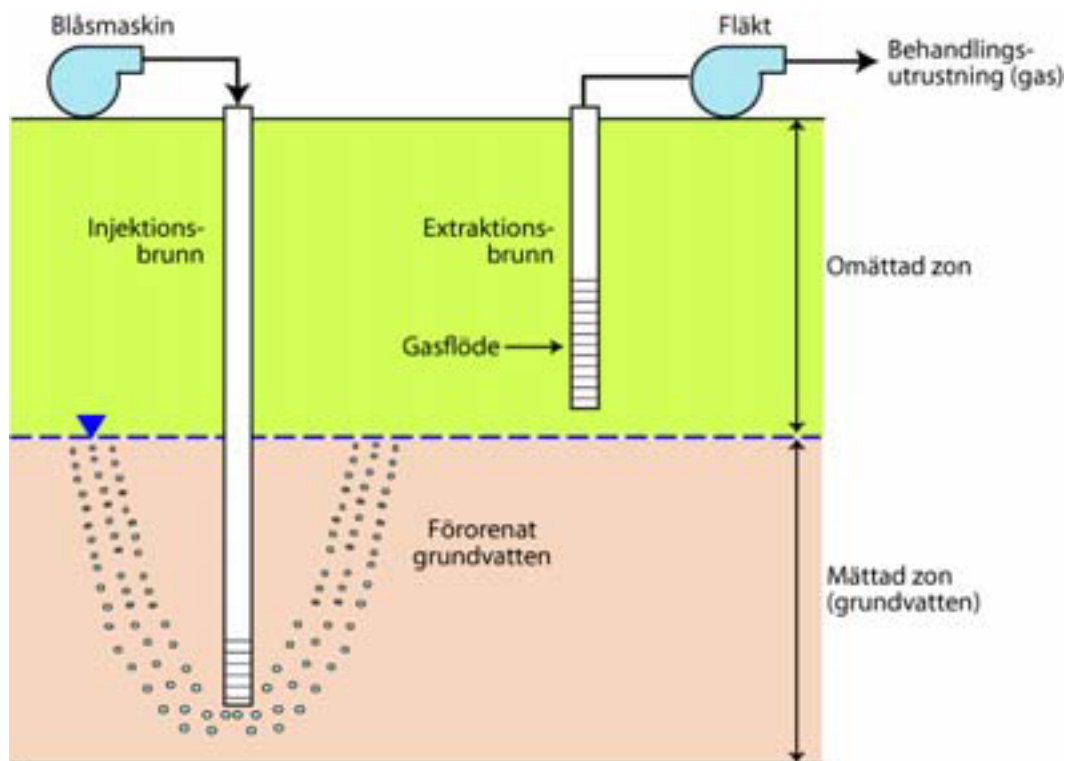
Luftinjektering kan användas för föroreningar inom ett stort koncentrationsintervall. Vanligtvis är luftinjektering och porgasextraktion mer kostnadseffektivt i områden med högre koncentrationer (källområden). Val av teknik för sanering av källområden bör dock övervägas noggrant och jämföras med andra metoder (t.ex. kemisk oxidation, jordtvättning in situ eller stimulerad reduktiv deklorering). Eftersom det vid luftinjektering i källområden vanligen erfordras även porgasextraktion och avgasrening kan metoden i vissa fall vara dyrare än rena in situ-metoder.

I grundvattenplymer har luftinjektering och bioluftning använts med framgång som barriärer för att förhindra föroreningsspridning.

Utformning och utförande

Ett system för luftinjektering består av en eller flera injekteringsbrunnar i den mättade zonen och, när så behövs, av en eller flera extraktionsbrunnar i den

omättade zonen. Injekteringsbrunnarna installeras så att deras influensområden tillsammans skall täcka in hela det område som ska efterbehandlas. För att täckningen ska bli effektiv måste brunnarnas influensområden normalt överlappa varandra. Luftkompressorer eller blåsmaskiner används för att föra ner ren luft under tryck i området som skall behandlas och vakuumpumpar eller fläktar (som ansluts till ett separat rörsystem) används för att skapa undertryck i den omättade zonen och möjliggöra uppsamling av gaser. Ytterligare utrustning ovan mark kan vara en vattenavskiljare och utrustning för avgasrening (se ovan). **Figur A6.1** visar ett konventionellt system för luftinjektering.



Figur A6.1. Konventionellt system för luftinjektering kombinerat med porgasextraktion.

Ett system för luftinjektering måste utformas och drivas så att det täcker behandlingsområdet ordentligt och minimerar okontrollerat utsläpp av förorenade gaser till atmosfären, in i byggnader eller liknande. Driften optimeras genom övervakning och justering av luftflöden samt -tryck i injekterings- och extraktionsbrunnarna. Genom cyklisk drift av injektionsbrunnarna eller pulserande lufttillförsel kan högre effekt uppnås vid behandlingen. Den utrustning som används för gasrening, om sådan behövs, måste kunna klara ett potentiellt stort antal lättflyktiga ämnen och stort koncentrationsintervall.

Projekteringsunderlag

- Föroreningsens utbredning och fördelning vertikalt och horisontellt i området som avses efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas

- Information angående de aktuella föroreningarnas fysikaliska egenskaper (t.ex. Henrys konstant)
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka luftflödet i formationen
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som kan ligga till grund för en grundvattenmodell för området
- I de flesta fall är pilotförsök (luftinjekteringsförsök) nödvändiga för dimensionering och systemutformning
- Anläggningsteknisk information som underlag för placering av processutrustning
- Villkor rörande utsläpp till luft

Beträffande projekteringsunderlag för porgasextraktion hänvisas till faktablad Porgasextraktion. Till stora delar är projekteringsunderlaget för luftinjektering och porgasextraktion likartat. Den förra metoden kräver dock mer ingående information om den mättade zonen egenskaper och den senare metoden om den omättade zonen egenskaper.

Drift och underhåll

- Kontroll och underhåll av maskinell utrustning
- Periodisk rensumpning av injekteringsbrunnarna kan behövas för upprätthållande av kapaciteten
- Övervakning och justering av tryck och flöden i de enskilda injekteringsbrunnarna för jämnt och balanserat luftflöde
- Grundvattennivåmätningar i anslutning till luftinjekteringssystemet för övervakning av nivåstigning och ändrade flödesförhållanden i grundvattnet
- Uppföljning av halter i grundvattnet och i porgas för övervakning av behandlingseffekter och spridning
- Beträffande drift och underhåll av system för porgasextraktion och behandling av extraherade gaser hänvisas till faktablad Porgasextraktion

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Luftinjektering är en väl etablerad metod och kommersiellt lätt tillgänglig
- ii) Efterbehandling sker med begränsade installationer och utan urgrävning
- iii) Massreduktion kan uppnås. Under gynnsamma förhållanden kan den vara god
- iv) Luftinjektering kompletterar och utökar tillämpbarheten för porgasextraktion till vattenmättad zon genom att föroreningarna i denna förångas och kan samlas upp genom porgasextraktion

- v) Kräver inte hantering eller utsläpp av grundvatten
- vi) Aerob nedbrytning kan stimuleras. För cometabolisk aerob nedbrytning kan dock tillsats av cometabolit erfordras

Nackdelar

- i) Låg effektivitet i lågpermeabla och heterogena geologiska formationer samt i slutna akvifärer
- ii) Luftinjekteringen kan leda till förflyttning av förorening och ändrade spridningsvägar
- iii) Anaerob nedbrytning inhiberas
- iv) På platser med ytligt grundvatten kan luftinjektering leda till förhöjningar av grundvattenytan och vattenansamlingar på markytan

Referenser

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.
<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

Ground Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), 1996. Air Sparging. Technology Overview Report TO-96-4. http://www.clu-in.org/download/toolkit/sparge_o.pdf.

Leeson A., Johnson P.C., Johnson R.L., Vogel C.M., Hinchey R.E., Marley M., Peargin T., Bruce C.L., Amerson I.L., Coonfare C.T., Gillespie R.D. och McWhorter D.B., 2002. Air Sparging Design Paradigm. Battelle Memorial Institute, Columbus, Ohio.
http://www.estcp.org/documents/techdocs/Air_Sparging.pdf.

U.S. Department of Energy, 1995. In Situ Bioremediation Using Horizontal Wells.
<http://web.em.doe.gov/plumesfa/intech/isbuhw/>.

USEPA, 1995. Air Sparging. EPA 510-B-95-007.
<http://www.epa.gov/swerust1/cat/airsparg.htm>.

7 Jordtvättning in situ

In situ-metod för omättad och mättad zon.

Vid jordtvättning in situ injekteras vatten, i vissa fall med tillsats av lösningsmedel och/eller tensider, under markytan för att öka extraktionen av klorerade lösningsmedel i fri fas. Den injekterade vätskan fördelas i det aktuella området genom advektion och fångas upp i en uttagsbrunn nedströms det behandlade området. Det uppumpade vattnet behandlas innan det återinjekteras eller släpps ut, varvid föroreningar och eventuella tillsatser avskiljs. Jordtvättning in situ kan ses som en forcerad variant av pumpning och behandling ex situ för behandling av källområden med förekomst av fri fas.

Den engelska benämningen är *in situ flushing*. Jordtvättning in situ med tensider kallas också *surfactant flushing* eller *surfactant-enhanced aquifer remediation (SEAR)*, medan tvättning med lösningsmedelstillstas också kallas *co-solvent flushing*.

Status

Metoden är under utveckling. Försök i pilotskala har genomförts på flera platser. Metoden behöver ytterligare testning och utveckling innan den kan användas allmänt.

Funktion

Jordtvättning in situ åstadkoms genom att injektera eller infiltrera vattenlösningar genom de förorenade jordlagren. Syftet är att öka föroreningarnas mobilitet och/eller löslighet eller för att påskynda urlakningen. Tvättvätskorna måste samlas upp i den underliggande akvifären och om möjligt recirkuleras. Jordtvättning kan utföras med antingen rent vatten eller vatten med tillsats av tensider, hjälp-lösningsmedel, syror, baser, oxidationsmedel eller komplexbildare. De två vanligaste tillsatserna vid efterbehandling av klorerade lösningsmedel är tensider och hjälp-lösningsmedel.

Jordtvättning in situ är en utvecklade form av pumpning och behandling, där vattenomsättningen i det förorenade området accelereras och därmed urlakningen. Genom tillsatser av ämnen med förmåga att mobilisera aktuella föroreningar ökar urlakningshastigheten ytterligare. Beroende på tvättlösningens sammansättning initieras olika geokemiska reaktioner såsom sorption/desorption, oxidation/reduktion, jonbyte, komplexbildning och/eller biologisk nedbrytning. Vid sidan om de kemiska reaktionerna sker även förändringar i transportmekanismerna för föroreningarna med ökad advektion, dispersion, molekylär diffusion, förångning och utlösning som följd.

Jordtvättning in situ med tensider eller hjälp-lösningsmedel kan underlätta efterbehandling av klorerade lösningsmedel genom en eller flera av följande mekanismer:

- i) Ökad löslighet av föroreningen genom minskning av ytspänningen mellan vatten och fri fas

- ii) Ökad mobilisering av fri fas genom minskning av ytspänningen mellan vatten och fri fas
- iii) Ökad mobilisering av fri fas genom att ett hjälplösningsmedel (vanligen en alkohol) löses i denna och därmed åstadkommer en volymökning av den fria fasen och en reduktion av dess densitet
- iv) Stimulerad biologisk nedbrytning in situ, eftersom många tensider och hjälplösningsmedel stimulerar biologisk reduktiv deklorering av klorerade lösningsmedel.

Vissa tensider åstadkommer ökad löslighet och/eller mobilitet av ämnen i fri fas genom att minska ytspänningen mellan den fria fasen och vattenfasen genom bildande av miceller. De tensider som används är vanligen anjoniska, vilka är mindre benägna att fastläggas till jordmatrisen än katjoniska tensider, och omfattar alkoholetersulfater, alkansulfonater och/eller sulfosuccinater. Tensider består av ett vattenlösligt (hydrofilt) huvud och en hydrofob svans. Över en viss kritisk koncentration (cmc) förenas de i strukturer som kallas miceller. Miceller är sfärer som består av grupper av tensidmolekyler där molekylerna är ordnade så att de hydrofila huvudena bildar sfärens yttersida och de hydrofoba svansarna bildar den opolära inre delen av micellen. Vid högre tensidkoncentrationer ansamlas föreningen (fri fas av det klorerade lösningsmedlet) inne i micellerna. Genom att en ultralåg ytspänning utbildas mellan faserna kan föreningen mobiliseras och samlas upp i en uttagsbrunn.

Som hjälplösningsmedel används vanligen alkoholer. De verkar på liknande sätt som tensider genom att de påverkar lösligheten och ytspänningen mellan föreningen (fri fas) och vattnet. Alkoholer är blandbara i både vattenfas och föroreningsfas, men fördelar sig huvudsakligen i den ena eller andra fasen beroende på typ av alkohol, typ av förorening och alkoholkoncentration. Detta gör att alkoholer ökar lösligheten av klorerade lösningsmedel, och kan öka mobiliteten av fri fas om de används i tillräckligt höga koncentrationer så att ytspänningen mellan faserna minskar till i det närmaste noll. Föreningens höga densitet minskar dock efterhand som mer alkohol med lägre densitet löses in i föreningen, vilket minskar sannolikheten för okontrollerad nedåtriktad transport av fri fas. Ett praktiskt problem vid användning av alkoholer kan vara att nå ner till förorenade lagerenheter under grundvattenytan på grund av deras låga densitet.

Oavsett om den primära mekanismen är utlösning, mobilisering eller en kombination av dessa, måste vätskorna fångas upp från formationen och antingen behandlas på plats eller transporteras bort för omhändertagande på annan plats. Behandlingen kan ske genom exempelvis avdrivning med luft, oxidation med UV-ljus, fysikalisk/kemisk separation, jonbyte och behandling i filter med granulerat aktivt kol eller bioreaktorer. Behandling av de upptagna vätskorna ger processlam och fast avfall som kol eller jonbytarmassa, vilket måste hanteras och omhändertas på godtagbart sätt. Ytterligare information om vattenbehandling ex situ ges i faktabladet Pumpning och behandling ex situ.

Tensider och hjälplösningsmedel bör i så stor utsträckning som är praktiskt möjligt avskiljas ur den uppsamlade tvättvätskan och återanvändas i jordtvättningsprocessen, eftersom möjligheter till återanvändning har stor påverkan på behandlingskostnaden. Effektiv behandling av de tvättvätskorna är i nuläget en av de största utmaningarna för utveckling av metoden. Avskiljning och koncentrerings av tensider kan ske genom ultra- eller nanofiltrering, flotation eller kemisk fällning och hjälplösningsmedel genom destillation eller pervaporation. Metoder och teknik att avskilja och koncentrera tensider och hjälplösningsmedel beskrivs i Battelle och Duke Energy (2002).

Vidare bör emissioner av flyktiga föroreningar från tvättvätskorna fångas upp och behandlas på lämpligt sätt för att tillämpliga krav skall uppfyllas. Beträffande behandling av gaser hänvisas till faktabladet Porgasextraktion.

Bionedbrytning in situ (se faktablad Stimulerad bionedbrytning in situ) efter jordtvättning underlättar ofta avlägsnandet av förorenings- och tillsatsrester. Vissa kvarvarande tillsatsmedel kan fungera som elektrondonatorer och bidra till att öka bionedbrytningen av eventuella rester av klorerade lösningsmedel som inte avlägsnats genom jordtvättningen.

Tillämpning

Jordtvättning in situ har använts för behandling av ett stort antal organiska och oorganiska föroreningar inklusive flyktiga och begränsat flyktiga organiska ämnen. Jordtvättning med tillsatser av tensider eller hjälplösningsmedel tillämpas främst vid behandling av källområden, och flertalet av de pilotförsök som har genomförts har därför utförts på platser med fri fas av klorerade lösningsmedel och då i jordlagerakviferer.

Den största begränsningen för tillämpning av jordtvättning in situ är relaterad till den aktuella platsens geologi. Generellt sett kan metoden inte användas låg-permeabla jordarter, som silt och ler. Även i dåligt uppsprucket berg har metoden stora begränsningar. Vid sådana geologiska förhållanden tar det mycket lång tid att åstadkomma tillräcklig omsättning av tvättlösning i den förorenade zonen. Jordtvättning in situ fungerar därför bättre i homogena formationer med måttlig till hög permeabilitet, där stora vätskevolymmer kan transporteras genom det förorenade området inom rimlig tid.

I **tabell A7.1** redovisas vilka plats- och föroreningsrelaterade faktorer som påverkar möjligheterna att tillämpa jordtvättning in situ.

Tabell A7.1. Kritiska framgångsfaktorer för jordtvättning in situ (efter Roote, D.S., 1997)

Platsrelaterad framgångsfaktor	Sannolikhet för framgång			Motiv
	Lägre	Måttlig	Högre	
<i>Dominerande föroreningsfas</i>	Gas	Vätska	Löst	Preferens till den fas som ska extraheras är önskvärd
<i>Hydraulisk konduktivitet (m/s)</i>	Låg (<10 ⁻⁷)	Medel (10 ⁻⁷ - 10 ⁻⁵)	Hög (>10 ⁻⁵)	God konduktivitet medger effektiv fördelning av tvättvätska
<i>Partikelarea (m²/kg)</i>	Stor (>1)	Medel (0,1-1)	Liten (<0,1)	Stor partikelarea ökar sorptionen till jordpartiklar
Halt organiskt kol (vikt-%)	Hög (>10)	Medel (1-10)	Låg (<1)	Jordtvättning är vanligen mer effektiv vid lägre halt organiskt material
<i>pH och buffertkapacitet</i>	E.s.	E.s.	E.s.	Kan påverka tillsatsmedlen i tvättvätskan och materialval i processutrustning
<i>Katjonbyteskapacitet (CEC) och lerhalt</i>	Hög E.s.	Medel E.s.	Låg E.s.	Ökad bindning till metaller, ökad sorption och lägre föroreningsreduktion

Föroreningsrelaterad framgångsfaktor	Sannolikhet för framgång			Motiv
	Lägre	Måttlig	Högre	
<i>Vattenlöslighet (mg/l)</i>	Låg (<100)	Medel (100-1 000)	Hög (>1 000)	Lösliga ämnen kan avlägsnas genom jordtvätt
Sorption (fördelningskoefficient, l/kg)	Hög (>10 000)	Medel (100-10 000)	Låg (<100)	Hög sorption minskar tvättningens effektivitet
Ångtryck (mm Hg)	Hög (>100)	Medel (10-100)	Låg (<10)	Flyktiga föreningar fördelas ofta till gasfas
Vätskans viskositet (cPoise)	Hög (>20)	Medel (2-20)	Låg (<2)	Vätskor med lägre viskositet rör sig lättare i jord
Vätskans densitet (g/cm ³)	Låg (<1)	Medel (1-2)	Hög (>2)	Tunga olösliga organiska vätskor kan frigöras och samlas upp genom jordtvätt
<i>Fördelningskoefficient oktanol/vatten (dimensionslös)</i>	E.s.	E.s.	10-1 000	Mer hydrofila ämnen är lättare tillgängliga för behandling med vattenbaserade tvättvätskor

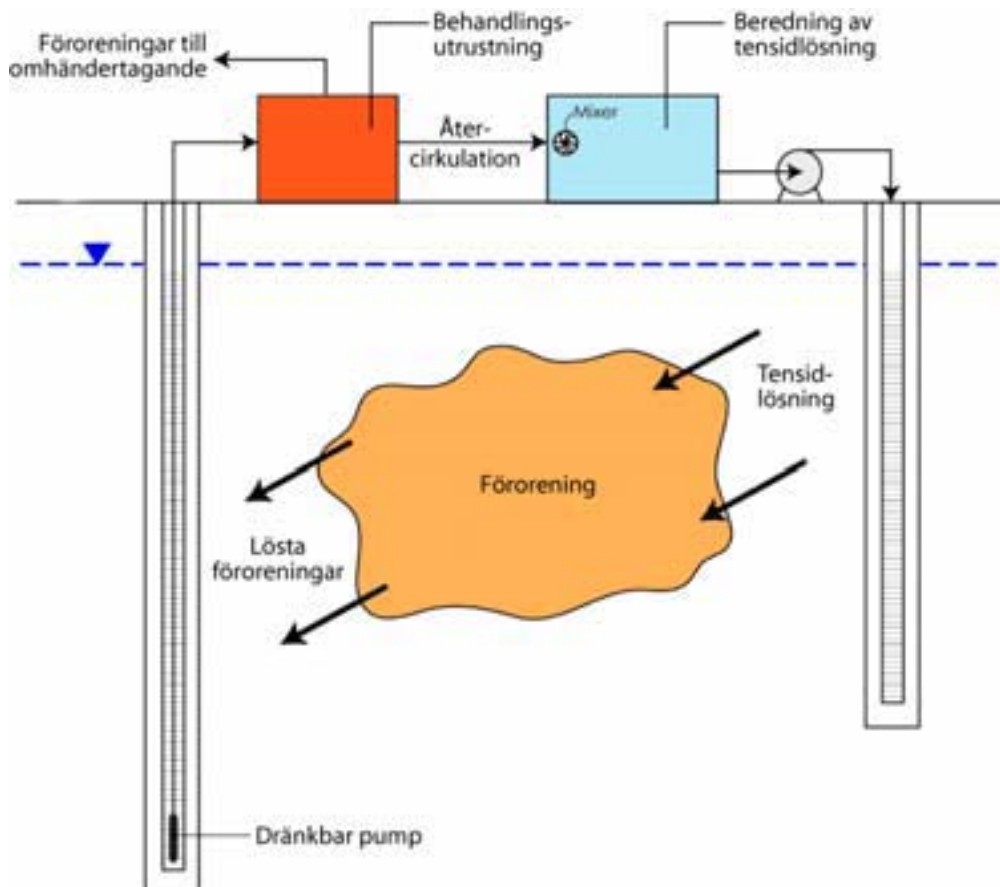
Förklaring: Faktorer markerade med *kursiv* stil har högre prioritet
E.s. = Ej specificerad faktor

Strategin vid jordtvättning in situ är att antingen öka föroreningsens mobilitet eller dess löslighet. I områden där en fri fas underlagras av ett tätt lager av t.ex. lera tillämpas vanligtvis mobilisering, särskilt vid sanering av större ansamlingar av fri fas. I de fall där underliggande barriärer saknas eftersträvas i första hand ökad löslighet genom tillsats av tensider. Ökning av lösligheten anses också vara att föredra i fall där den fria fasen är någorlunda utspridd som rester i akvifären. Oavsett vilket tillvägagångssätt som väljs är övervakning och kontroll av de hydrauliska förhållandena nödvändig.

Utformning och utförande

Tvättlösningar kan föras ner och fördelas i det förorenade området på flera olika sätt. En generell indelning kan göras i gravitations- och tryckdrivna system. I gravitationsdrivna system kan tvättlösningen fördelas via diken och infiltrationsytor eller genom bevattningssystem. De extraherade vätskorna kan samlas upp i öppna diken, dräneringsledningar eller brunnar. Gravitationsstyrda system används normalt för föroreningar i omättad zon eller i ytligt grundvatten.

I de vanligare tryckdrivna injekteringssystemen används vertikala, snedställda eller horisontella injekteringsbrunnar. I dessa system samlas vätskorna vanligen upp nedströms injekteringsbrunnarna genom vertikala eller horisontella extraktionsbrunnar på samma sätt som vid ett konventionellt system för pumpning och behandling ex situ (se faktablad Pumpning och behandling ex situ). I speciella fall kan hydraulisk eller pneumatisk frakturering utföras för att öka fördelningen och genomströmning av tvättvätskorna. I **figur A7.1** visas exempel på utformning av ett system för jordtvättning in situ med tensider.



Figur A7.1 Konventionellt system för jordtvättning in situ med tensider.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Information om de aktuella föroreningarnas kemiska och fysikaliska egenskaper
- Information om geokemiska förhållanden, för att fastställa om grundvattnets kemi kan påverka effekterna av tillsatser av tensider och hjälplösningsmedel
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka grundvattenflödet i formationen
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som kan ligga till grund för en grundvattenmodell för området
- Representativa grundvatten- och jordprov för laboratorieförsök för undersökning av lämplig sammansättning och dosering av tillsatskemikalier
- I de flesta fall är pilotförsök nödvändiga som underlag för system- och driftutformning
- Anläggningsteknisk information som underlag för placering av processutrustning
- Villkor rörande utsläpp till vatten samt eventuella restriktioner rörande injektering av kemikalier i grundvattnet

Drift och underhåll

- Rutinmässig kontroll och underhåll av maskinell utrustning
- Periodisk rensumpning av injekterings- och extraktionsbrunnarna kan behövas för upprätthållande av kapaciteten
- Beträffande drift och underhåll av behandlingssystem för vatten hänvisas till faktablad Pumpning och behandling ex situ
- Grundvattennivåmätningar i anslutning till behandlingsområdet och övervakning av nivåförändringar och ändrade flödesförhållanden i grundvattnet
- Uppföljning av halter i grundvattnet för övervakning av behandlingseffekter och spridning

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Sanering av fri fas kan gå snabbt och betydande mängder kan avlägsnas på relativt kort tid, vanligtvis efter 4-15 omsättningar av porvolymen
- ii) Efterbehandling sker med begränsade installationer och utan urgrävning

- iii) Bionedbrytningen kan stimuleras: Tillsatser av tensider eller hjälplösningsmedel som blir kvar i formationen efter jordtvättning kan fungera som elektrondonatorer och stimulera den biologiska nedbrytningen av eventuella föroreningsrester

Nackdelar

- i) Tekniken är relativt ny och oprövad. Den kommersiella tillgängligheten är låg
- ii) Effektiviteten är låg i lågpermeabla och heterogena geologiska formationer
- iii) Risk för oönskad mobilisering av fri fas beroende på geologiska förhållanden samt typ och koncentration av tillsatser i tvättlösningen
- iv) Hanteringen av extraherad tvättvätska kan vara problematisk. I vissa fall är det inte möjligt att återvinna tensider på grund av vattenkemiska förhållanden. Då måste denna tas omhand separat istället. Hjälplösningsmedel kan också vara svåra att separera från fri fas beroende på inblandning i den fria fasen

Referenser

Battelle, 2001. Cost and Performance Report for Surfactant-Enhanced DNAPL removal at Site 88, Marine Corps Base Camp Lejeune, North Carolina.

http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/technologies/remed/phys_chem/sear/sear-cost-perf.pdf.

Battelle och Duke Energy, 2002. Surfactant Enhanced Aquifer Remediation (SEAR) Design Manual. Washington, D.C. Technical Report TR-2206-ENV.

http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/technologies/remed/phys_chem/sear/tr-2206-sear.pdf.

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.

<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

Fountain, J.C. 1998. Technologies for Dense Nonaqueous Phase Liquid Source Zone Remediation. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC). Technology Evaluation Report No. TE-98-02. http://www.clu-in.org/download/toolkit/e_dnapl.pdf.

GeoSyntec Consultants, 2004. Assessing the Feasibility of DNAPL Source Zone Remediation: Review of Case Studies. Contract Report No. CR-04-002-ENV.

http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/fcs_area/dnapl/cr-04-002-dnapl.pdf.

Intera and Naval Facilities Engineering Command, 2003. Surfactant Enhanced Aquifer Remediation (SEAR) Implementation Manual. Technical Report TR-2219-ENV.

http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/technologies/remed/phys_chem/sear/tr-2219-sear.pdf.

Roote, D.S., 1997. In Situ Flushing. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), Technology Overview Report No. TO-97-02.

http://www.clu-in.org/download/remed/flush_o.pdf.

Roote, D.S., 1998. Technology Status Report: In Situ Flushing. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC), Report No. TS-98-01.

http://www.clu-in.org/download/toolkit/isf_1117.pdf.

Strbak, L, 2000. In Situ Flushing with Surfactants and Cosolvents. Report Prepared for USEPA. http://clu-in.org/download/studentpapers/strbak_flushing.pdf

USEPA, 1995. In Situ Remediation Technology Status Report: Cosolvents. Engineering Bulletin, EPA/542/K-94/006.

<http://www.clu-in.org/download/remed/cosolv.pdf>.

Yin, Y, och H.E. Allen, 1999. In Situ Chemical Treatment. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Technology Evaluation Report No. TE-99-01. http://www.groundwatercentral.info/org/pdf/E_inchem.pdf.

8 Termisk behandling in situ

Ex situ- och in situ-metod för omättad och mättad zon.

Vid termisk behandling nyttjas värme för att mobilisera, lösa upp, ta bort och/eller bryta ner organiska föroreningar. Termisk behandling kan ske ex situ eller in situ. Beträffande ex situ-metoder för behandling av jord förorenade av klorerade lösningsmedel hänvisas till faktablad Urgrävning och behandling ex situ.

Termisk in situ-behandling av klorerade lösningsmedel sker vanligtvis genom någon av följande tre metoder: Ånguppvärmning, elektrisk resistivitetssuppvärmning eller elektrisk konduktiv uppvärmning. De olika metoderna skiljer sig åt i sättet som uppvärmningen sker. För samliga termiska metoder in situ-metoder erfordras uppsamling och omhändertagande av gaser med avdrivna föroreningar, vilket vanligtvis sker genom porgasextraktion med efterföljande behandling.

Den engelska benämningen på ånguppvärmning är *steam enhanced extraction (SEE)* eller *steam flushing*. Elektrisk resistivitetssuppvärmning benämns *electrical resistance heating (ERH)* och elektrisk konduktiv uppvärmning benämns *electrical conductive heating (ECH)*, vilken också kallas *in situ thermal desorption* eller *thermal conductive heating*.

Status

Kommersiellt tillgänglig teknik med starkt ökande användning i Nordamerika och Europa.

Funktion

De viktigaste fysikaliska och kemiska parametrar som styr klorerade lösningsmedels uppträdande och transport, såsom viskositet, vattenlöslighet, ångtryck, sorption och nedbrytning är temperaturberoende, vilket framgår av **tabell A8.1**. Vid uppvärmning förändras dessa egenskaper i sådan riktning att behandlingsbarheten kan öka i form av snabbare extraktion och nedbrytning. Vid uppvärmning kan abiotisk nedbrytning av vissa lösningsmedel väsentligt påskyndas (t.ex. hydrolys av 1,1,1-TCA till ättiksyra).

De vanliga klorerade lösningsmedlen kokar i ett temperaturintervall från ca 40 (DCM) till ca 120°C (PCE), men för en blandning av lösningsmedel och vatten ligger kokpunkten lägre, oavsett blandningsförhållandet. Särskilt märkbar är skillnaden för högklorerade lösningsmedel såsom PCE, där kokpunkten ligger på 88 °C i blandning med vatten, d.v.s. väsentligt lägre än det rena lösningsmedlets och vattnets kokpunkt.

Tabell A8.1. Effekter av ökande temperatur på olika egenskaper hos klorerade lösningsmedel (USEPA 2004).

Egenskap	Effekt vid ökande temperatur
Vätskedensitet	Minskar måttligt
Ångtryck	Ökar betydligt (10 till 20 gånger)
Vätskeviskositet	Minskar betydligt upp till kokpunkten och sjunker kraftigt vid omvandling från vätska till gas
Gasviskositet	Ökar något
Diffusivitet	Ökar
Löslighet	Ökar
Henrys konstant	Ökar (större benägenhet till förångning från vatten)
Fördelningskoefficient	Minskar (mindre benägenhet till sorption till organiskt material i jorden)
Biologisk nedbrytning	Ökar upp till 35 °C (kan minska vid högre temperaturer)
Abiotisk nedbrytning	Ökar

Ånguppvärmning

Vid normal tillämpning av ånguppvärmning injekteras vattenånga i källområdet för att lösa upp, förånga och mobilisera föroreningar som sedan samlas upp. Extra-herade vätskor och gaser behandlas med konventionella ex situ-metoder, såsom kondensation, avdrivning med luft, adsorption med aktivt kol och katalytisk oxidation (se faktablad Porgasextraktion och Pumpning och behandling ex situ för behandlingsmetoder för gaser respektive vätskor).

I de inledande stadierna av ånguppvärmning kondenserar den injekterade vattenångan och höjer kornskelettets och porvätskornas temperatur. När temperaturen i jord och vatten runt ånginjekteringsbrunnarna når vattnets kokpunkt bildas en ångfront i formationen och förångade vätskor, inklusive eventuell fri fas, mobiliseras i riktning mot uttagsbrunnar. Processen liknar i princip vanlig porgasextraktion, men den kräver värmetåligen uttags- och injekteringsbrunnar.

Elektrisk resistivitetssuppvärmning

Vid elektrisk resistivitetssuppvärmning appliceras en elektrisk spänning via elektroder inom behandlingsområdet. Till följd av det elektriska motståndet i formationen genereras värme. När temperaturen nått kokpunkten för porvattnet eller grundvattnet bildas ånga. Ångan driver av föroreningarna i formationen och gör att de kan extraheras. Dessutom gör värmen att föroreningarna direkt förångas i den omåttade zonen.

Extraherade gaser och vätskor behandlas med konventionella ex situ-metoder (se faktablad Porgasextraktion respektive Pumpning och behandling ex situ).

Elektrisk resistivitetssuppvärmning kan användas för flera syften som avdrivning av flyktiga kolväten med vattenånga, förbättring av porgas- och flerfasextraktion, öka de biologiska nedbrytningshastigheterna och öka reaktionshastigheterna för kemisk deklorering.

Elektrisk konduktiv uppvärmning

Vid elektrisk konduktiv sker uppvärmning samtidigt som ett undertryck skapas i formationen genom en uppsättning av vertikala uppvärmnings-/vakuumbrunnar

eller, vilket är mindre vanligt, genom ytuppvärmning i kombination med att utsug sker under ett tätt membran som täcker markytan. Värmen tillförs formationen genom värmeelement och överförs till den omgivande jorden via termisk konduktion och strålning (dominerande nära värmekällan). Dessutom sker konduktiv värmetransport när porvattnet övergår i vattenånga. Elektrisk konduktiv uppvärmning kan ge mycket höga jordtemperaturer (>500°C), vilket leder till att en betydande del av de organiska föroreningarna antingen oxideras eller pyrolyseras när dessa höga jordtemperaturer uppnås.

Vid föroreningar bestående av klorerade lösningsmedel används elektrisk konduktiv uppvärmningen normalt för termiskt accelererad avdrivning av föroreningarna. Vid sådan tillämpning räcker det att höja temperaturen inom behandlingsområdet till vattnets kokpunkt och på så sätt generera vattenånga i formationen. Detta resulterar i ångdestillation av föroreningarna, på liknande sätt som sker vid ånguppvärmning eller elektrisk resistivitetsuppvärmning.

Extraherade vätskor och gaser behandlas med konventionella ex situ-metoder (se faktablad Porgasextraktion och Pumpning och behandling ex situ för behandlingsmetoder för gaser respektive vätskor).

Tillämpning

Termiska behandlingsmetoder har använts för efterbehandling av ett flertal föroreningar inklusive klorerade lösningsmedel, icke-klorerade flyktiga organiska ämnen, petroleumkolväten och begränsat flyktiga organiska ämnen. De viktigaste faktorerna som påverkar tillämpningen av termiska metoder beskrivs nedan.

Geologi

Elektrisk konduktiv uppvärmning och resistivitetsuppvärmning kan användas både i hög- och lågpermeabla jordarter (som leror), eftersom värmeledningsförmågan normalt är tämligen homogen jämfört med hydrauliska permeabiliteter. Elektrisk resistivitetsuppvärmning lämpar sig särskilt väl för behandling av lågpermeabla jordarter med högt innehåll av organiskt material. Ånguppvärmning är mest effektivt när vattenångan kan tränga in i ett porsystem och lämpar sig därför bäst i jordarter med måttlig till hög permeabilitet.

För alla termiska metoder är inflödet av grundvatten till behandlingsområdet en nyckelfaktor för att behandlingen ska vara framgångsrik, eftersom detta vatten måste värmas upp för att processen ska kunna fortgå. Om tillflödet av ouppvämt grundvatten eller infiltrationen av ytvatten till behandlingsområdet är stort, kan det behövas särskilda åtgärder (uttagsbrunnar eller fysiska barriärer) för att lämpliga temperaturer ska kunna upprätthållas i behandlingsområdet på ett effektivt sätt.

Föroreningsplym eller källområde

På grund av de relativt höga behandlingskostnaderna används termiska in situ-metoder främst för att behandla källområden i såväl mättad som omättad zon.

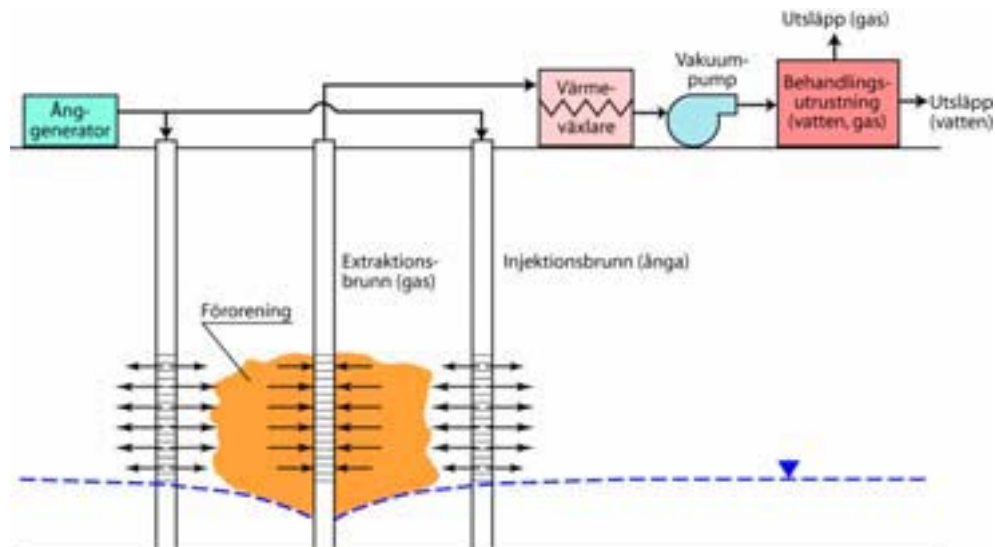
Utformning och utförande

Termiska in situ-metoder kan användas för behandling av källområden under byggnader eller aktiva arbetsområden, under grundvattenytan, och i källområden som ligger för djupt för urgrävning.

Ånguppvärmning

Huvudkomponenterna i ett ånguppvärmningssystem är en mobil ångpanna, ett distributionssystem för vattenånga samt ett uppsamlingsystem för gaser. Vattnet som används för ångproduktion kan behöva förbehandlas för att utfällningar och igensättningar ska undvikas. Vanligtvis sker injektering av ånga via brunnar med individuell reglering av ångflödet. Även extraktionen av gaser sker vanligtvis via brunnar i den omättade zonen.

Vid mindre omfattande föroreningar är injekteringsbrunnarna normalt placerade utanför det förorenade området och uttagsbrunnen/-brunnarna inom detsamma (se exempel i **figur A8.1**). För större tillämpningar används normalt ett system med flera injekterings- och uttagsbrunnar inom behandlingsområdet för uppvärmning och uppsamling av mobiliserade föroreningar. Typiska avstånd mellan ånguppvärmningsbrunnar spänner från några meter till mer än 10 meter.



Figur A8.1. Konventionellt system för termisk behandling in situ genom ånguppvärmning kombinerat med porgasextraktion.

Elektrisk resistiv uppvärmning

Vid elektrisk resistiv uppvärmning används trefas växelström från elnätet, som transformeras om till lämplig spänning. Elektriciteten leds ned inom behandlingsområdet genom elektroder som installeras med konventionell borrhning eller genom nedtryckning. Elektrodena kan installeras vertikalt ned till cirka 30 m djup eller horisontellt under byggnader.

Trefasuppvärmning (three-phase heating) och sexfasuppvärmning (six-phase soil heating, SPSH) är olika varianter av elektrisk resistivitetssuppvärmning. Vid SPSH delas trefasström upp i sex separata elektriska faser, som var och en ansluts till olika elektroder. De sex elektroderna placeras i ett hexagonalt mönster, med uttagsbrunnen för gas, som också fungerar som jordelektrod, i mitten av sexhörningen. Sexfasuppvärmning uppges vara mycket effektiv för cirkulära områden med diametrar under 20 m.

Trefasuppvärmning är lämpad för större och oregelbundna områden. Elektroderna kopplas till kraftförsörjningsenheten så att intilliggande elektroder står i elektrisk kontakt med varandra, men i olika elektrisk fas. På detta sätt mättas den jordvolym som omges av elektroder av elektrisk ström som rör sig mellan elektroderna. Uppvärmningen av marken orsakas av formationens elektriska motstånd.

Elektrisk konduktiv uppvärmning

Elektrisk konduktiv uppvärmning kan användas i olika konfigurationer för att behandla både grunt och djupt belägna föroreningar. För grunda föroreningar används elektriska ytuppvärmare som placeras i moduler på markytan ovanför det förorenade området. Ytuppvärmarna kan ha arbetstemperaturer på upp till 1 000 °C. Värmen som genereras leds ner i marken och förångar föroreningar i den översta metern. Varje modul täcks med ett impermeabelt membran som förses med ett munstycke för utsugning av gaser som ansamlas under membranet. De utsugna gaserna behandlas därefter innan de släpps ut.

Vid djupare belägna föroreningar används elektriska doppvärmare, som placeras i vertikala brunnar på 2-3 m avstånd. Doppvärmarna har också arbetstemperaturer på upp till 1 000 °C. Brunnarna utformas så att utsug av gaser kan ske via dem för vidare behandling.

Projekteringsunderlag

- Information om de aktuella föroreningarnas kemiska och fysikaliska egenskaper, såsom kokpunkt och ångtryck för alla föroreningar av betydelse, förståelse för värmens funktion som katalysator för hydrolys, mekanismer för komplett eller delvis nedbrytning av föroreningar av betydelse
- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka flödet av ånga och förångade gaser i formationen.
- Uppgifter om grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären
- Lokalisering av alla installationer under mark samt annan anläggningsteknisk information som underlag för placering av processutrustning

- I de flesta fall är pilotförsök nödvändiga för ånguppvärmning för att bekräfta injekteringshastigheter, influensradie, upptag av mobiliserade gaser och möjlig avgasrening. Resultaten från pilotförsöken används vid projektering av fullskalesystem
- Villkor rörande utsläpp till luft och vatten

Drift och underhåll

- Termisk behandling genomförs vanligtvis under en relativt kort period, vilket gör att drift och underhåll endast krävs under en begränsad period
- Kontroll och underhåll av injekterings-, extraktions- och all annan in situ-utrustning
- Utrustning som genererar elektricitet eller ånga kräver regelmässig kontroll och underhåll under behandlingstiden för att säkerställa att den fungerar säkert och effektivt
- Kontroll och underhåll av behandlingsutrustning för extraherad gas och vatten
- Övervakning av värmeutvecklingen
- Uppföljning av koncentrationer i extraherad gas för massberäkning samt i utsläppspunkter för gas och vatten för övervakning av utsläppsvillkor
- Uppföljning av halter i grundvatten och porgas för övervakning av behandlingseffekter och spridning

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Metoden är tämligen väl beprövad. Den kommersiella tillgängligheten begränsad till ett fåtal specialiserade entreprenörer
- ii) Potential för snabb behandling utan urgrävning. Betydande massreduktion kan uppnås inom månader till år
- iii) Effektivt i lågpermeabla formationer (gäller elektrisk resistivitetsuppvärmning och konduktiv uppvärmning, men inte ånguppvärmning som lämpar sig bäst för formationer med högre permeabilitet)
- iv) Förutsättningar skapas för abiotisk nedbrytning av klorerade lösningsmedel som bryts ned genom hydrolys (t.ex. 1,1,1-TCA)

Nackdelar

- i) Omfattande förberedelser och arrangemang för genomförande krävs
- ii) Oönskad mobilisering och spridning av fri fas kan inträffa. Systemet bör utformas så att okontrollerad spridning av fri fas minimeras
- iii) Hälso- och säkerhetsriskerna är betydande och särskilda försiktighetsmått krävs, bl.a. vad avser utrustning för att generera värme, elektriska installationer i mark vid elektrisk resistivitetsuppvärmning och hantering av varma gaser med extraherade föroreningar
- iv) Sterilisering av det behandlade området kan inträffa, vilket påverkar effektiviteten för efterföljande åtgärder som är beroende av mikrobiell aktivitet (t.ex. naturlig nedbrytning, bionedbrytning). Detta kan

dock åtgärdas genom ympning av nödvändiga bakterier när temperaturen fallit till lämpliga nivåer

- v) Önskade mellanprodukter kan bildas. Klorerade etener kan vara reaktiva vid relativt låga temperaturer och bilda persistenta och toxiska mellanprodukter, t.ex. hexaklorobutadien. Även risken för bildning av klorerade dioxiner och furaner bör beaktas. Vid högre temperaturer kan risk finnas för bildning av fosgen

Referenser

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.
<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

Federal Remediation Technologies Roundtable, 1998. Remediation Case Studies: In Situ Soil Treatment Technologies (Soil Vapor Extraction, Thermal Processes). EPA 542-R-98-012. <http://nepis.epa.gov/pubtitleOSWER.htm>.

Naval Facilities Engineering Services Center 2004, Assessing the Feasibility of DNAPL Source Zone Remediation: Review Of Case Studies
http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/fcs_area/dnapl/cr-04-002-dnapl.pdf.

Ivory T.M. and. Roote D. S.. 2003. Technology Status Report: *In situ* Thermal-Enhanced Remediation Technology. Groundwater Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC) Report No. TS-03-02.
http://www.groundwatercentral.info/org/pdf/S_In%20Situ%20Thermal%20Remediation%20Technologies%20rev1.pdf.

Phelan, J. B. Reavis, J. Swanson, W-C. Cheng, H. Dev and J. Enk. 1997. Design, Demonstration and Evaluation of a Thermal-Enhanced Vapor Extraction System. Sandia National Laboratory, SAND97-1251.
<http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/525056-Afk5Qf/webviewable/525056.pdf>.

USEPA, 1991. *In Situ Steam Extraction Treatment, Engineering Bulletin*, OERR, Washington, DC, EPA Report EPA/540/2-91/005.
<http://nepis.epa.gov/pubtitleOSWER.htm>.

USEPA, 1997. Steam Injection for Soil and Aquifer Remediation, EPA/540/S-97/505. <http://www.epa.gov/ada/download/issue/steaminj.pdf>.

USEPA 2004. In Situ Thermal Treatment of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA 542-R-04-010. <http://www.epa.gov/tio/download/remed/epa542r04010.pdf>.

9 Stimulerad bionedbrytning in situ

In situ-metod för mättad zon.

Vid bionedbrytning sker omvandling och/eller destruktion av föroreningar med hjälp av antingen naturligt förekommande (endogena) eller tillförda (exogena) mikroorganismer. I undermarksmiljö är det främst bakterier som svarar för dessa processer. Vid stimulerad bionedbrytning in situ sker tillsats av additiv, såsom elektrondonatorer, elektronacceptorer, näringsämnen, pH-buffrande ämnen eller mikroorganismer.

Bioaugmentering är en form av stimulerad bionedbrytning som innebär att specialiserade mikroorganismer ympas in i behandlingsområdet för att önskade nedbrytningsreaktioner ska uppnås. Tekniken används på platser där den existerande bakteriepopulationen antingen är oförmögen till fullständig nedbrytning av föroreningarna eller där den nödvändiga bakteriepopulationen är för liten och tillsats av en mer koncentrerad bakteriekultur påskyndar den biologiska nedbrytningsprocessen.

Den engelska benämningen på stimulerad bionedbrytning in situ är *enhanced in situ bioremediation (EISB)*.

Status

Metoden är kommersiellt tillgänglig och mycket använd i Nordamerika med ökande användning i Europa, inklusive Skandinavien.

Funktion

Stimulerad bionedbrytning in situ är en metod som utnyttjar bakteriers förmåga att bryta ned föroreningar. Vid lämpliga förhållanden kan bakterier i jord och grundvatten bryta ned ett stort antal lättflyktiga organiska ämnen för att utvinna energi och växa till under processen. Nästan samtliga biologiska nedbrytningsreaktioner är oxidations-reduktionsreaktioner (reaktioner som innebär överföring av elektroner), av vilka de flesta ger ett gynnsamt energiutbyte för bakterierna.

CAH kan genomgå bionedbrytning via flera olika oxidations-reduktionsprocesser som direkt oxidation (aerob eller anaerob), cometabolism och reduktiv deklorerung. Samtliga CAH kan inte brytas ned via alla dessa processer. Till exempel kan högklorerade CAH som PCE och TCE brytas ned biologiskt relativt enkelt via reduktiv deklorerung, men inte genom direkt oxidation. Däremot kan lägre klorerade CAH, som cDCE och VC brytas ned både via reduktiv deklorerung och direkt oxidation vid lämpliga förhållanden. Vidare är ett stort antal CAH tillgängliga för cometaboliska nedbrytningsmekanismer. Det finns flera varianter av stimulerad bionedbrytning in situ som används för närvarande och som utnyttjar en eller flera av dessa nedbrytningsmekanismer. Reduktiv deklorerung är dock den nedbrytningsprocess som tillämpas mest vid behandling av klorerade lösningsmedel.

Anaerob reduktiv deklorerung (halorespiration)

Stimulerad anaerob reduktiv deklorerung är den vanligaste typen av stimulerad bionedbrytning in situ för behandling av CAH. Reduktiv deklorerung innebär att

kloratomerna i molekylen successivt ersätts med väteatomer. Reaktionen sker främst under anaeroba och reducerande redoxförhållanden som normalt gynnar metanogenes även om processen inte kräver detta. Vid reduktiv deklorering fungerar de klorerade kolvätena som elektronacceptorer för de haloinspirerande bakterierna och löst vätgas fungerar som elektrondonator. Väte kan bildas genom fermentation av tillsatta eller naturligt förekommande enkla organiska kolföreningar (t.ex. alkoholer, fettsyror, socker, petroleumkolväten och naturliga organiska kolföreningar som humus- och fulvosyror). Reduktiv deklorering är den viktigaste processen för bionedbrytning av de flesta högklorerade CAH som PCE, TCE, 1,1,1-TCA, 1,1,2-TCA, 1,1,1,2- TeCA, 1,1,2,2- TeCA och CF.

Dihaloelimination är en annan typ av biologisk reduktiv deklorering som innebär att två kloratomer avlägsnas från en klorerad alkan och bildar en klorerad alken genom att en dubbelbindning bildas mellan två kloratomer. I likhet med haloinspiration sker denna reaktion under anaeroba och reducerande redoxförhållanden, och med krav på tillgång till ett substrat för fermentation, som kan fungera som källa för elektrondonatorer.

Direkt oxidation (aerob and anaerob)

Oxidationen av organiska ämnen är resultatet av elektronöverföring från en organisk molekyl (elektrondonatorn eller primärsubstratet) till en elektronacceptor. Under aeroba förhållanden fungerar syre som elektronacceptor, varvid syret reduceras (till vatten), medan primärsubstratet (t.ex. en förening) oxideras till ofarliga biprodukter (CO₂ och vatten). Under anaeroba förhållanden kan olika oorganiska ämnen fungera som elektronacceptorer, t.ex. nitrat, manganoxider, järn(III)-hydroxider, sulfat och koldioxid. I många fall kan primärsubstratet fungera som både kolkälla för tillväxt och en energikälla för ämnesomsättningen.

Högklorerade CAH, såsom PCE, TCE, 1,1,1-TCA och CF, kan inte brytas ned biologiskt via direkt oxidation. Däremot kan lägre klorerade CAH, såsom DCM, cDCE och VC, brytas ned biologiskt via direkt oxidation både aerobt och anaerobt under vissa betingelser. Aerob biooxidation, när sådan är möjlig, är normalt mycket snabbare än anaerob biooxidation eftersom syre direkt deltar i oxidationen (förutom att fungera som elektronacceptor). Den persistens som cDCE och VC uppvisar i anaerobt grundvatten på många platser tyder på att anaerob biooxidation av lägre klorerade CAH kan vara en mycket långsam process.

I Nordamerika har system för stimulerad bionedbrytning in situ som syftar till att stimulera direkt aerob oxidation av lägre klorerade alifatiska ämnen (t.ex. cDCE, VC och DCM) tillämpats på många platser.

Cometabolism (aerob och anaerob)

Cometabolism är en reaktion där enzymer som normalt används för att bryta ned ett primärsubstrat av misstag reagerar med ett sekundärt substrat (t.ex. den aktuella föreningen), som omvandlas till ett annat ämne, vilket därefter kan genomgå ytterligare abiotisk eller biologisk nedbrytning. De enzymer som produceras för att oxidera primärsubstratet kan bryta ned det sekundära substratet trots att detta inte ger tillräckligt med energi för att upprätthålla den mikrobiella populationen.

Cometabolitiska reaktioner kan ske under såväl aeroba som anaeroba förhållanden. Aerob cometabolism av CAH leder till att dessa oxideras till CO₂, vatten och klorid av ospecifika oxygenasenzym som produceras av olika aeroba mikroorganismer. Vanliga cometaboliter (primärsubstrat) som inducerar bildandet av enzymer som reagerar med CAH är metan, propan, ammonium, eten, toluen och fenol. Aerob cometabolism kan uppstå spontant i utkanterna av föroreningsplymer, där redoxförhållandena övergår från anaeroba till aeroba, och där en lämplig cometabolit, syre och föroreningen i fråga är blandade i relativt balanserade förhållanden. CAH som kan genomgå aerob cometabolism är exempelvis TCE, cDCE, VC, CF och DCM.

Stimulerad aerob cometabolism har tillämpats genom bioluftning och bioventilation på ett stort antal platser Nordamerika, men inte i samma omfattning som stimulerad reduktiv deklorering.

Vissa klorerade lättflyktiga kolväten kan brytas ned via anaerob cometabolism som en del i halorespirationen (se avsnittet om anaerob reduktiv deklorering ovan). I halorespiration reduceras den klorerade ursprungsföreningen (t.ex. cDCE => VC) och dessa reducerade föreningar kan därefter omsättas mikrobiellt genom cometabolism. Mikroorganismen kan utvinna energi i de inledande dekloreringsstegen, men inte i det cometabolitiska steget. Ett exempel på detta är *Dehalococcoides* (*Dhc*) sträng 195, som utvinna energi vid halorespiration av PCE, TCE och cDCE, men inte av VC. Det finns dock andra stammar av *Dhc* som utvinna energi vid halorespiration av VC.

Tillämpning

Olika metoder för stimulerad bionedbrytning in situ har med framgång tillämpats för behandling av jord, slam och grundvatten förorenat av petroleumkolväten, klorerade lösningsmedel, pesticider träskyddsmedel och andra organiska kemikalier. Exempelvis har direkt oxidation tillämpats för behandling av föroreningsplymer med VC genom tillförelse av syre (t.ex. genom injektering av syre eller luft), och aerob cometabolitisk oxidation av TCE, cDCE och VC har genomförts med lyckat resultat på flera platser genom injektering av syre/luft, metan och/eller propan.

Reduktiv deklorering är dock den vanligaste och mest framgångsrika metoden för behandling av klorerade etener. Behandlingen sker vanligtvis genom injektering av fermenterbara substrat (t.ex. fettsyror, alkoholer, socker), vätgas och/eller specialiserade mikroorganismer (t.ex. *Dhc*). Metodens fördelar är följande:

- i) **Energimässigt fördelaktig:** Mikroorganismer som bryter ned CAH via cometabolism utvinna varken energi eller kol i processen. Halorespirerande mikroorganismer utvinna däremot betydande energi under dekloreringen. Även anaeroba och aeroba oxidationsreaktioner är energimässigt fördelaktiga, men påverkar endast lägre klorerade CAH (t.ex. cDCE, VC, 1,2-DCA) och saknar därför betydelse i ett källområde med fri fas som normalt domineras av de högklorerade lösningsmedlen (t.ex. PCE, TCE)

- ii) **Fördelaktig löslighet i vatten:** Näringsämnen som används för att stimulera och upprätthålla reduktiv deklorering (elektrondonatorer som socker, alkoholer och fettsyror) är mer lösliga än de klorerade lösningsmedlen, vilket gör att näringsämnena kan tillsättas i mängder som motsvarar eller överstiger behovet för reduktiv deklorering. Detta skapar koncentrationsgradienter som främjar tillväxt av mikroorganismer på eller nära ytan mellan fri fas och vatten. Dessutom är de fermenterbara substratens löslighet i vatten vanligtvis mycket högre än syrets, vilket gör reduktiv nedbrytning mycket mer kostnads-effektivt än aerob behandling
- iii) **Relativ okänslig för höga koncentrationer:** Vätekonkurrerande mikroorganismer som inte kan utföra deklorering inhiberas av höga koncentrationer av PCE/TCE. De deklorerande mikroorganismerna hämmas däremot inte av höga halter av klorerade lösningsmedel. Därför utgör källområden med fri fas en unik miljö, där halorespirerande mikroorganismer har en konkurrensfördel. Ett resultat av denna fördel är förbättrad kostnadseffektivitet för tillsats av näringsämnen (elektrondonatorer), eftersom en större andel av den producerade vätegasen nyttjas av deklorerande mikroorganismer i stället för att slösas på att stödja andra mikrobiella processer, såsom metanogenes.

Geologi

Stimulerad bionedbrytning in situ kan tillämpas i både jordlager och berggrund. För att nedbrytningen ska vara effektiv måste de stimulerande tillsatserna fördelas effektivt i behandlingsområdet. I likhet med andra in situ-metoder är det svårare att åstadkomma effektiv fördelning vid heterogena förhållanden. Heterogenitet i formationen och låg permeabilitet kan leda till att förorenade lager och skikt inte behandlas.

Föroreningsplym eller källområde

En gängse uppfattning har varit att stimulerad bionedbrytning in situ endast kan tillämpas i föroreningsplymer. Senare erfarenheter i USA har visat att vissa former av stimulerad bionedbrytning kan tillämpas med gott resultat även i källområden med fri fas. Särskilt gäller detta stimulerad reduktiv deklorering, där erfarenheterna visar att metoden kan tillämpas vid koncentrationer som spänner från dem som är typiska för källområden ner till dem som är vanliga i föroreningsplymer.

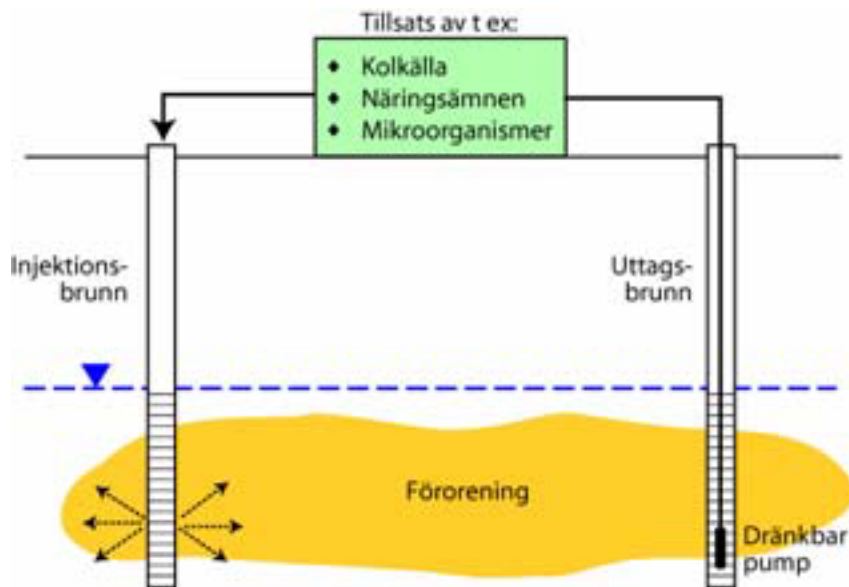
Utformning och utförande

Vid tillämpning av stimulerad bionedbrytning in situ tillförs näringsämnen (t.ex. elektrondonatorer, cometaboliter, elektronacceptorer) för att öka bionedbrytningen. Olika tillvägagångssätt för tillförseln kan användas:

- i) Aktiva system som bygger på kontinuerlig och/eller satsvis injektion där förorenat grundvatten fångas upp i uttagsbrunnar, varefter lämpliga tillsatser doseras i vattnet, som därefter återförs till akvifären genom

injektionsbrunnar. Principutformning av ett aktivt system visas i **figur A 9.1**.

- ii) Passiva biobarriärer som etableras genom att långsamt reagerande ämnen injekteras i behandlingsområdet. Grundvattnet får flöda genom dessa passiva barriärer vid naturliga hydrauliska gradienter och föroreningen i fråga behandlas in situ inom och/eller nedströms bio-barriären. Exempel på långsamt reagerande elektron-donatorer är emulgerad vegetabilisk olja (t.ex. sojaolja eller rapsolja), laktatpolymerer, träflis m.m. Långsamt reagerande syrekällor för aerob oxidation omfattar fasta peroxider och liknande oxidationsmedel (s.k. oxygen release compounds, ORC).



Figur A9.1. Principutformning av aktivt system för stimulerad bionedbrytning in situ.

Om de bakterier som behövs för att bryta ned föroreningarna (t.ex. *Dhc*) inte finns alls eller inte i tillräckligt hög koncentration kan de ympas in (bioaugmentering). Ympningen kan göras vid uppstarten av den stimulerade bionedbrytningen eller efter ett tag om det visar sig att endast biostimulering går för långsamt eller nedbrytningen inte är fullständig (t.ex. vid ackumulering av cDCE eller VC). Vid ympning tillförs bakterier till behandlingsområdet antingen via brunnar, som en del i doseringssystemet, eller direkt ner i behandlingsområdet via injekteringssonder.

Bakterier bryter ned föroreningar som är lösta i vattnet. Emellertid ökar desorptionen av sorberade föroreningar och utlösningen från fri fas när nedbrytning i vattenfasen sker, beroende på att koncentrationsgradienten ökar (till följd av nedbrytningen) mellan den fasta eller fria fasen och omgivande vatten. Härigenom påskyndas massreduktionen. Faktorer som påverkar den biologiska nedbrytnings-hastigheten är bland andra grundvattenflödets hastighet, näringstillgång, koncentrationen av alternativa elektronacceptorer, uppkomsten av biofilmer samt föroreningens och nedbrytningsprodukternas lösligheter. Den ändrade massfördelningen som

sker mellan föroreningar i fast, fri och löst fas är viktig att beakta vid projektering och dimensionering av behandlingssystemet.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Karaktärisering av geokemiska förhållanden
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas, för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka grundvatten- och luftflödet i formationen
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som underlag för uppskattningar av grundvattnets flödes hastighet och transporttider vid drift av systemet
- I vissa fall behövs mikrobiologiska analyser för att avgöra om deklorerande bakterier finns (t.ex. *Dehalococcoides* via molekylär analys)
- I många fall behövs laboratorieförsök (s.k. microcosmförsök) för att fastställa (i) plats specifika bionedbrytnings hastigheter, (ii) optimal dosering av stimulerande tillsatser, (iii) möjliga inhiberande faktorer och (iv) behov av ympning med specialiserade kulturer (t.ex. analys av *Dehalococcoides*)
- Pilotförsök som underlag för system- och driftutformning och för att fastställa det projekterade systemets effektivitet
- Anläggningsteknisk information som underlag för placering av processutrustning
- Villkor och eventuella restriktioner rörande injektering av biostimulerande tillsatser och ympning med bakterier i grundvattnet

Drift och underhåll

- Uppföljning av halter i grundvatten för övervakning av behandlingseffekter och verkan av biostimulerande tillsatser
- I aktiva system krävs rutinmässig kontroll och underhåll av processutrustning
- I aktiva system kan periodisk rens pumpning av injekterings- och uttagsbrunnar erfordras
- I passiva system behöver förråden fyllas på ibland. Elektrodonatorer behöver återinjekteras varje eller vartannat år, beroende på koncentrationen av klorerade lösningsmedel och oorganiska elektronacceptorer

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Metoden är tämligen väl beprövad, men den kommersiella tillgängligheten begränsad till ett begränsat antal specialistföretag
- ii) Efterbehandling sker med begränsade installationer och utan urgrävning

- iii) Massreduktion uppnås. I gynnsamma fall kan denna vara betydande och ske under förhållandevis kort tid (något - några år)
- iv) Kan kombineras med andra metoder. Bionedbrytning kan fungera i kombination med andra behandlingsmetoder för behandling av CAH (t.ex. jordtvättning in situ med tensid/hjälplösningsmedel, termiska metoder, emulgerat metalliskt järn) för att påskynda behandlingen, eller som ett efterbehandlingssteg för att avlägsna rester av föroreningar som lämnats kvar efter mer aggressiva metoder

Nackdelar

- i) Begränsad effekt i lågpermeabla geologiska formationer
- ii) Påverkan på grundvattenbeskaffenhet. Skapandet av reducerande förhållanden, för att stimulera reduktiv deklorering, kan leda till utlösning av metaller, såsom järn, mangan eller arsenik, till halter över vattenkvalitetskriterier. Svavelväte kan bildas vid reduktion av sulfat, och metan kan avgå från ytligt grundvatten och kan möjligen utgöra en explosionsfara i närbelägna byggnaders fundament och/eller ledningar under mark
- iii) Ackumulering av toxiska nedbrytningsprodukter, t.ex. VC eller CF, kan inträffa. I dessa fall kan ympning vara nödvändig för att åstadkomma fullständig nedbrytning
- iv) Säkerhetsrisker. Flera möjliga tillsatser är brandfarliga (t.ex. vätgas eller alkoholer) och kräver särskilda hanteringsrestriktioner
- v) Känslighet för temperatur och geokemi. Generellt minskar biologiska nedbrytningshastigheter med en faktor 2 vid en temperatur-sänkning med 10 °C, och optimalt pH för bionedbrytning är mellan 6 och 8. Bionedbrytningshastigheten kan därför förväntas vara lägre i kallare akvifärer och akvifärer med något surt eller basiskt pH. Höga koncentrationer av oorganiska elektronacceptorer (t.ex. sulfat eller nitrat) i grundvattnet kan leda till konkurrens om elektrondonatorer och på så sätt sänka nedbrytningshastigheten

Referenser

- Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.
<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.
- Hughes, J.B., K.L. Duston, och C.H. Ward, 2002. Engineered Bioremediation. Technology Evaluation Report TE-02-03. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, Pennsylvania.
http://www.groundwatercentral.info/org/pdf/E_bio.pdf.
- Interstate Technology and Regulatory Council, 2002. A Systematic Approach to In Situ Bioremediation in Groundwater.
<http://www.itrcweb.org/Documents/ISB-8.pdf>.
- Jørgensen T.H., Scheutz C., Durant N. D., Cox E.E., Bordum N.E, Rasmussen. P. och Bjerg P. L., 2005. *Stimuleret in situ reaktiv deklorering. Vidensopsamling og screening af lokaliteter*. Danish Environmental Ministry (Miljøstyrelsen [Miljø-og Energiministeriet] Miljøprojekt nr. 983.
<http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-527-1/html/indhold.htm>.
- U.S. Air Force Center for Environmental Excellence. 2004. *Principles and Practices of Enhanced Bioremediation of Chlorinated Solvents*. San Antonio, Texas.
<http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/bioremediation/downloads/PrinciplesandPractices.pdf>.
- U.S. Department of Energy, 1995. In Situ Bioremediation Using Horizontal Wells.
<http://web.em.doe.gov/plumesfa/intech/isbuhw/>.
- U.S. Department of Energy, 2002. Enhanced In Situ Bioremediation. Innovative Technology Summary Report.. Office of Environmental Management. DOE/EM-0624, 29 pp. <http://apps.em.doe.gov/ost/pubs/itsrs/itsr2410.pdf>.
- U.S. Department of Energy, 2002. DNAPL Bioremediation – RTDF. Innovative Technology Summary Report. U.S. DOE, Office of Environmental Management. DOE/EM-0625, 29 pp. <http://apps.em.doe.gov/ost/pubs/itsrs/itsr1737.pdf>.
- USEPA, 2000. Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA 542-R-00-008.
<http://www.epa.gov/tio/download/remed/engappinsitbio.pdf>.

10 Kemisk oxidation in situ

In situ-metod för mättad zon.

Vid kemisk oxidation in situ fördelas ett kemiskt oxidationsmedel i det förorenade mediet för att destruera föroreningen eller omvandla den till en mindre toxisk form. De oxidationsmedel som vanligtvis används är väteperoxid, ozon, permanganat och persulfat.

Den engelska benämningen för kemisk oxidation in situ är *in situ chemical oxidation (ISCO)*.

Status

Kemisk oxidation in situ är kommersiellt tillgänglig metod med bred användning i Nordamerika för behandling av grundvatten förorenat med klorerade lösningsmedel. I Europa inklusive Skandinavien ökar användningen.

Funktion

Klorerade lösningsmedel kan brytas ner med en rad olika oxidationsmedel (oxidanter), såsom väteperoxid, ozon, permanganat och persulfat. Oxidanten fördelas i det förorenade området genom olika förfaranden, vanligtvis genom injektionsbrunnar. Oxidanterna reagerar med föroreningarna och omvandlar dem till ofarliga, naturligt förekommande ämnen såsom koldioxid (CO₂), vatten och klorid.

Fentons reagens

Väteperoxid är ett effektivt oxidationsmedel, men för att uppnå nedbrytning av föroreningen inom rimlig tid används järn eller järnsalter som katalysator (kombinationen kallas Fentons reagens). Den ökade reaktionsstyrkan beror på att hydroxylradikaler (OH●) bildas genom reaktion mellan väteperoxid (H₂O₂) och tvåvärt järn (Fe²⁺) enligt följande:



Hydroxylradikalerna (OH●) fungerar som kraftfulla, effektiva och ospecifika oxidationsmedel. Det är många reaktioner som kan äga rum när en förorening oxideras och både tvåvärt och trevärt järn kan reagera med peroxiden och bilda radikaler. Bruttoreaktionen är:



där RHX är ett organiskt ämne och X är en halid (t.ex. klorid). Föreningar som TCE och PCE omvandlas till CO₂, vatten, väte- och kloridjoner.

Förutsättningarna för behandling med Fentons reagens in situ påverkas av variabler som pH, föroreningskoncentrationer och totalt organiskt kol (TOC). Eftersom lösligheten för Fe²⁺ ökar med minskande pH är ett pH-värde mellan 3 och 4 idealiskt för bildandet av radikaler. Ett så lågt pH är dock ofta praktiskt svårt att upprätthålla i fält på grund av den stora buffertkapaciteten som finns hos de flesta

naturliga jordar. Men genom att tillämpa en modifierad Fentons process, baserad på väteperoxid, Fe^{2+} och kelatkomplexbildare (t.ex. citronsyra eller nitrilotriättiksyra) kan järnet hållas i lösning också vid högre pH.

Fentons reagens ger en kraftigt exoterm reaktion med en mycket kort halveringstid. Detta gör att persistensen för Fentons reagens i formationen är relativt kort och influensradien för reagensen liten.

Ozon

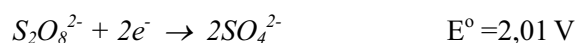
Ozon (O_3) är en av de kraftigaste oxidanterna som kan användas för kemisk oxidation in situ. Ozon kan oxidera organiska föroreningar antingen via direkt oxidation med ozon eller via bildande av radikaler. Ozon kan oxidera organiska ämnen såsom aromater och klorerade alkener, men oxidation med hydroxylradikaler är snabbare.

Persulfat

Persulfater är vanliga oxidanter som används vid plätering, organisk syntes, polymerisering och rengöring av metallytor. Natriumsaltet ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) är mycket vattenlösligt (730 gram per liter vid 25 °C) och kan lätt bilda en koncentrerad lösning som kan injekteras i det förorenade området. Persulfatsalter dissocierar i vattenlösning till persulfatjoner ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$). Även om persulfatjonerna är starka oxidanter reagerar de relativt långsamt vid nedbrytningen av många organiska föroreningar. Vid kemisk oxidation in situ har kaliumpersulfat för låg löslighet och injektion av ammoniumpersulfat kan leda till bildning av ammonium, vilket kan medföra oönskad ammoniumpåverkan på grundvattnet. Natriumpersulfat är därför det mest använda saltet.

Persulfatjonen är ett kraftigare oxidationsmedel än väteperoxid. Nedbrytningsreaktionerna varierar med persulfatkoncentration, pH och syre. Under processen kan väteperoxid eller peroximonosulfat bildas. Vid måttligt sura förhållanden bildas bisulfatjoner och väteperoxid vid hydrolys av persulfatjonen.

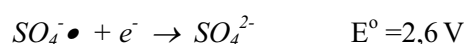
Vid normal omgivningstemperatur (15 till 20 °C) kan persulfatjonen fungera som oxidant:



Tillskott av värme eller ett ferrosalt (tvåvärt järn) ökar persulfatets oxidationsförmåga dramatiskt. Ökningen beror på att sulfatradikaler ($\text{SO}_4^{\cdot -}$) bildas enligt följande:



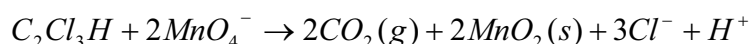
Dessa radikaler deltar i oxidations-/reduktionsreaktioner genom att förbruka en elektron och bilda sulfat:



Den fria sulfatradikalen är ett mycket starkt oxidationsmedel ungefär som hydroxylradikalen, som bildas vid användning av ozon eller peroxid.

Permanganat

Permanganat är ett oxidationsmedel som har stor benägenhet att oxidera organiska ämnen som innehåller dubbelbindningar mellan kolatomer (C=C), aldehydgrupper eller hydroxylgrupper. Det finns två former av permanganat: Kaliumpermanganat (KMnO₄) och natriumpermanganat (NaMnO₄). De stökiometriska reaktioner som beskriver oxidationen av TCE (C₂Cl₃H) och PCE (C₂Cl₄) med MnO₄⁻ är:



Reaktionerna visar att oxidationen av dessa ämnen med MnO₄⁻ bildar fast mangan-dioxid, koldioxidgas, vätejoner och kloridjoner. Permanganat är en svagare oxidant än Fentons reagens, men är mer persistent i den geologiska formationen och har därför bättre förutsättningar att nå ut i källområden.

Tillämpning

Eftersom inte alla metoder för kemisk oxidation in situ kan användas för alla föroreningar, måste platsens föroreningar och förutsättningar vara kända för att lämplig oxidant och metod för tillförsel skall kunna väljas. Effektiviteten hos de kemiska oxidanter som används för närvarande varierar beroende på flera faktorer såsom oxidantens redoxpotential (E°) och hur selektiv oxidanten är för en viss typ av förorening. Till exempel har permanganat (E° – 1,70) visat sig vara effektiv främst för oxidation av klorerade etener, men inte kloroetaner eller petroleumkolväten. Det är däremot känt att Fentons reagens (E° – 2,76) oxiderar petroleumkolväten, PAH och de flesta typer av klorerade lösningsmedel. De vanligaste oxidanternas redoxpotential och förmåga att bryta ned olika ämnen är sammanställda i **tabell A10.1** respektive **A10.2**.

Tabell A10.1. Redoxpotentialer för några vanliga kemiska oxidanter.

Oxidant	Kemisk formel	E° (mV)
Fentons reagens	H ₂ O ₂ + Fe ²⁺	2,76
Aktiverat persulfat (via värme eller metaller)	S ₂ O ₈	2,6
Ozon	O ₃	2,07
Persulfat	S ₂ O ₈	2,01
Väteperoxid	H ₂ O ₂	1,76
Permanganat	MnO ₄	1,70

Tabell A10.2. Oxidanters effektivitet för olika CAH (ITRC, 2005).

Oxidant	Hög	Måttlig	Låg
H ₂ O ₂ /Fe	TCA, PCE, TCE, DCE, VC	DCA, MC, CT	CF
Ozon	PCE, TCE, DCE, VC	DCA, MC	TCA, CF, CT
Ozon/ H ₂ O ₂	TCA, PCE, TCE, DCE, VC	DCA, MC, CT	CF
Permanganat (K/Na)	PCE, TCE, DCE, VC		TCA, CT, CF
Aktiverat persulfat	PCE, TCE, DCE, VC		

Förståelse för platsens geokemiska förhållanden är nödvändig eftersom den tillsatta oxidanten kan förbrukas av naturligt organiskt material eller löst järn istället för av föroreningarna, vilket leder till att behandlingen blir sämre än väntat. Grundvattnets geokemi kan också behöva justeras före behandlingen till mer optimala förhållanden (t.ex. sänkning av pH vid användning av konventionell Fentons reagens).

Geologi

Kemisk oxidation in situ har tillämpats i både jordlager och berggrund. För att nedbrytningen ska vara effektiv måste oxidanterna fördelas effektivt i behandlingsområdet. I likhet med andra in situ-metoder är det svårare att åstadkomma effektiv fördelning vid heterogena förhållanden. Heterogeniteter i formationen och låg permeabilitet kan leda till att förorenade lager och skikt inte behandlas.

Föroreningsplym eller källområde

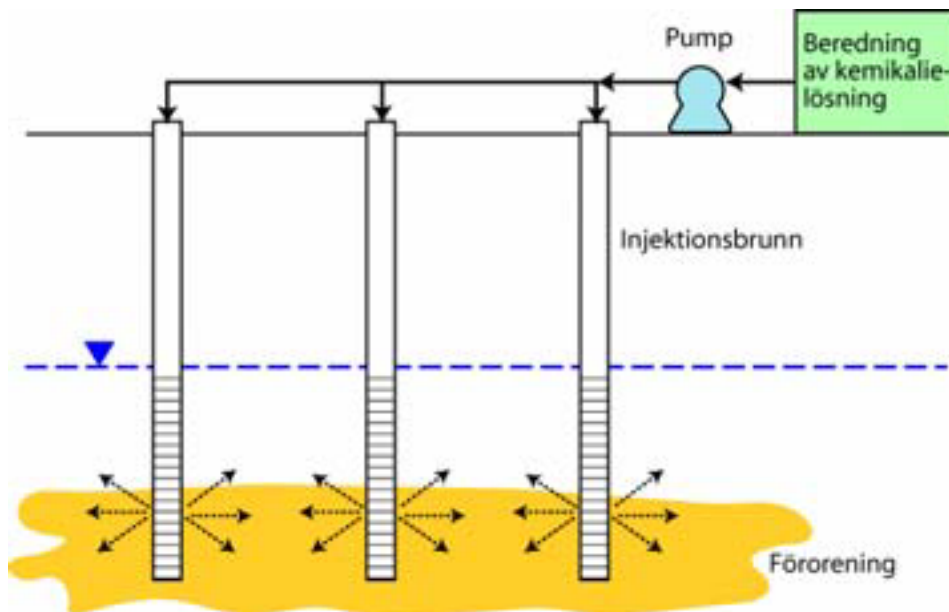
Kemisk oxidation in situ kan användas vid skilda föroreningskoncentrationer, från källområden till föroreningsplymer. Kemiska oxidanter bryter ned föroreningar som är lösta i vattnet. Emellertid ökar desorptionen från fast fas och utlösningen av fri fas, när nedbrytning i vattenfasen sker. Vid projektering måste därför hänsyn tas till föroreningar i samtliga media (d.v.s. löst fas, fri fas och fast fas) för att effektiv behandling ska kunna genomföras.

En del av oxidanterna (t.ex. Fentons reagens) är bättre lämpade för behandling av källområden på grund av reaktionernas korta halveringstid. Andra oxidanter, som permanganat, kan användas både i källområden och i föroreningsplymer på grund av oxidanternas längre reaktiva livslängd. Stora föroreningsplymer kan dock vara dyrbara att efterbehandla med kemisk oxidation och andra metoder (t.ex. stimulerad bionedbrytning in situ) kan vara mer kostnadseffektiva.

Utformning och utförande

Normalt tillförs oxidationsmedlen till behandlingsområdet via ett antal injektionsbrunnar eller via temporära injektionssonder (**figur A10.1**). För att uppnå tillräcklig kontakt mellan oxidanten och föroreningen måste en tillräcklig andel av porvolymen i området som skall behandlas fyllas eller omsättas av oxidanten. Det är dock viktigt att tillse att föroreningen inte förflyttas på grund av injektion av för stora mängder oxidant. När laboratorieförsök genomförts för att säkerställa att kemisk oxidation in situ är en lämplig behandlingsteknik för ett område kan pilotförsök behöva utföras för att ge nödvändig information för projektering av fullskalesystemet, vilket inkluderar lämplig fördelning av injektionsbrunnar/-platser och lämpliga injektionsflöden för tillskott i form av gas eller vätska.

Koncentrationen av oxidanten måste vara tillräckligt hög för att kunna oxidera inte bara de aktuella föroreningarna utan också naturligt organiskt material. Överskott av oxidant bör dock undvikas då detta kan leda till oönskad påverkan på grundvattnets kvalitet (t.ex. färg, pH, lösta metaller) samt högre kostnader.



Figur A10.1:Konventionell tillämpning av kemisk oxidation in situ.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka grundvatten- och luftflödet i formationen. Detta är av särskild vikt vid användning av kortlivade oxidationsmedel, såsom Fentons reagens
- Karaktärisering av geokemiska förhållanden, inklusive förekomst av reducerade metallföreningar som kan oxideras av de kemiska oxidanterna
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som underlag för uppskattningar av grundvattnets flödes hastighet och transporttider vid drift av systemet
- I de flesta fall erfordras bestämning av naturlig syreförbrukning i formationen (kan genomföras i fält eller i laboratorium)
- I vissa fall behövs laboratorieförsök för att bekräfta behandlingsmöjligheter, fastställa reaktionshastigheter och klarlägga potentialen för mobilisering av oxiderbara metaller (t.ex. krom) från formationen
- I vissa fall behövs pilotförsök för att bekräfta influensradie, verkan av injekterade oxidanter, mobilisering av metaller och behandlingens sammanlagda effektivitet. Resultaten från pilotförsöken används vid projektering av fullskaleanläggning
- Uppgifter om anläggningskonstruktioner under mark och andra tekniska faktorer som underlag för placering av injektionsbrunnar/punkter och processutrustning
- Villkor och eventuella restriktioner för injektering av kemikalier i grundvattnet

Drift och underhåll

- Vid satsvis injektering är behovet av insatser för D&U mycket litet, eftersom etablering sker snabbt och behandlingen är kortvarig
- Vid kontinuerlig injektering eller vid användande av recirkulations-system (t.ex. recirkulation av permanganat i ett källområde med fri fas) krävs rutinmässig kontroll och underhåll av processutrustning
- Uppföljning av halter i grundvatten för övervakning av behandlingseffekter, verkan av oxidanterna samt mobilisering av metaller
- Vid satsvis injektering kan två eller tre injekteringar krävas (bestäms genom övervakningsprogram) för att uppnå uppsatta mål för behandlingen.

För- och nackdelar

Generellt

Fördelar

- i) Metoden är tämligen väl beprövad, och kommersiellt tillgänglig

- ii) Potential för snabb behandling. Betydande massreduktion kan uppnås inom månader till år
- iii) Oxidanterna kan vara effektiva mot även andra typer av organiska föroreningar, t.ex. petroleumkolväten, PAH, PCB, sprängmedelsämnen. Effektiviteten varierar dock mellan olika oxidanter

Nackdelar

- i) Effektiviteten är låg i lågpermeabla och heterogena geologiska formationer beroende på svårigheter att fördela oxidanterna effektivt
- ii) Hälso- och säkerhetsriskerna är betydande och särskilda försiktighetsmått krävs

Fentons reagens

Fördelar

- i) Relativt billiga och lättillgängliga oxidationskemikalier
- ii) Många typer av kemiska ämnen, inklusive klorerade lösningsmedel, petroleumkolväten och PAH kan behandlas

Nackdelar

- i) Förekomst av naturligt organiskt material och karbonater minskar effektiviteten. Karbonat reagerar med järn(II)joner och bildar svår-löslig siderit (FeCO_3). Naturligt organiskt kol förbrukar också oxidationsmedel
- ii) En kraftigt exoterm reaktion uppstår, vilket kan innebära problem med avseende på säkerhet och hantering. Marklyftning och skador på ytan kan uppstå vid oförsiktig användning
- iii) Med konventionell Fentons reagens kan grundvattnets pH efter behandlingen vara lågt (<5), vilket kan sterilisera jorden och begränsa valmöjligheterna av kompletterande efterbehandlingsmetoder
- iv) På grund av oxidantens korta halveringstid är influensradien relativt liten, vilket medför behov av fler injektionsbrunnar jämfört med andra alternativ för kemisk oxidation in situ
- v) Värmeutveckling och gasbildning som sker i samband med reaktionen kan orsaka betydande förångning av klorerade lösningsmedel och därmed behov av porgasextraktion

Ozon

Fördelar

- i) Ozon är en gas vilket underlättar effektiv spridning i omättad zon jämfört med oxidanter i vätskeform

Nackdelar

- i) Ozonets korta halveringstid minskar kraftigt dess förmåga att transporteras i den geologiska formationen, och ozon anses därför vara användbart endast för tillämpningar i liten skala eller i den omättade zonen

- ii) System för ozonproduktion kräver stor investering
- iii) Användning av ozon kan medföra problem för inomhusmiljön
- iv) Ozon är mycket reaktivt mot fast material i formationen

Persulfat

Fördelar

- i) Sulfat är en primär slutprodukt, som kan fungera som elektron-acceptor och underlätta nedbrytning av eventuellt förekommande petroleumkolväten
- ii) Många typer av kemiska ämnen, inklusive klorerade lösningsmedel, petroleumkolväten och PAH kan behandlas

Nackdelar

- i) Kräver vanligtvis uppvärmning eller användning av tvåvärt järn som katalysator. Tvåvärda järnjoner kräver lågt pH eller kelatkomplexbildare för att förbli lösta. Det kan vara nödvändigt att, som vid användning av peroxid, sänka pH för att uppnå sådan miljö
- ii) Lågt pH kan uppstå vid oxidation med persulfat, vilket kan leda till ökade koncentrationer av metaller i grundvattnet (beroende på jordlagrens naturliga buffertkapacitet)
- iii) Persulfat kan korrodera mjuka metaller som koppar och mässing. Konstruktionsmaterial bör tåla långvarig exponering för persulfat. Exempel på lämpliga material är rostfritt stål, HDPE och PVC

Permanganat

Fördelar

- i) Permanganat är mindre benäget att reagera med fast material i akvifären jämfört med andra oxidanter. De relativt långa halveringstiderna medför bättre fördelning av oxidanten (jämfört med t.ex. Fentons reagens) och bättre förmåga att oxidera föroreningar med diffusionsstyrd transport
- ii) Permanganat är normalt mer stabilt och säkrare att hantera än Fentons reagens, kräver inga justeringar av pH med koncentrerad syra. Även värmeutvecklingen är lägre och gasbildningen mindre

Nackdelar

- i) Permanganat verkar på ett snävare spektrum av föroreningar än övriga oxidanter. Det är inte effektivt för behandling av klorerade etaner och effekten vid behandling av BTEX kan vara begränsad
- ii) Minskad permeabilitet nära källområden med fri fas kan uppstå på grund av utfällning av MnO_2 vilket med tiden leder till minskad effektivitet och igensättning av recirkulationssystem
- iii) Starkt oxiderande förhållanden skapas och kan bestå efter behandlingen, vilket kan påverka effektiviteten hos och valet av efterföljande behandling (om sådan behövs)

- iv) Mobilisering av metaller kan förekomma inträffa till följd av redox-förändringar och beroende på mineralsammansättningen i formationen
- v) Mangan som fällts ut som MnO_2 kan mobiliseras som löst mangan om reducerande förhållanden efter det att behandlingen avslutats

Referenser

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.

<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

Environmental Security Technology Certification Program, 1999. In Situ Chemical Oxidation, Technology Status.

http://www.estcp.org/documents/techdocs/ISO_Report.pdf.

Huhling, S.G., and B.E. Pivetz. In-Situ Chemical Oxidation. 2006. U.S. EPA Office of Research and Development. EPA/600/R-06/072.

<http://www.epa.gov/ada/download/issue/600R06072.pdf>.

Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC), 2005. Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater. <http://www.itrcweb.org/Documents/ISCO-2.pdf>.

USEPA, 1998. Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Chemical Oxidation. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA 542-R-98-008.

<http://www.clu-in.org/download/remed/chemox.pdf>.

U.S. Department of Energy, 1999. In Situ Chemical Oxidation Using Potassium Permanganate. DOE/EM-0496. Office of Environmental Management, Office of Science and Technology. <http://apps.em.doe.gov/OST/pubs/itsrs/itsr167.pdf>.

U.S. Department of Energy, 1999. Fenton's Reagent. DOE/EM-0484. Office of Environmental Management, Office of Science and Technology.

<http://apps.em.doe.gov/OST/pubs/itsrs/itsr2161.pdf>.

Yin, Y, och H.E. Allen, 1999. *In Situ Chemical Treatment*. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Technology Evaluation Report No. TE-99-01. <http://clu-in.org/download/toolkit/inchem.pdf>.

11 Metallkatalyserad reduktion in situ

In situ-metod för mättad zon.

Vid metallkatalyserad reduktion in situ används metalliskt järn för att bryta ner eller omvandla föroreningar. Vid behandling av CAH sker nedbrytning via abiotisk reduktiv deklorering, men även biotisk nedbrytning kan stimuleras. Granulärt järn kan användas i t.ex. permeabla reaktiva barriärer för att behandla förorenat grundvatten. Järnpulver med korn i nano- eller mikrometerstorlek kan också användas, men främst för behandling av källområden med fri fas av klorerade lösningsmedel.

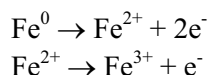
Den engelska benämningen för metallkatalyserad reduktion in situ är *in situ metal-catalyzed reduction*.

Status

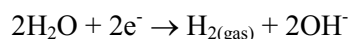
Permeabla reaktiva barriärer (PRB) med metalliskt järn är kommersiellt tillgänglig teknik, som sedan mitten av 1990-talet har använts på ett hundratal platser i Nordamerika samt ett flertal platser i Europa och i Japan. Nya tillämpningar av tekniken med metalliskt järn har utvecklats, som exempelvis metalliskt järn i bentonitslurry, direkt injektering av järnpartiklar i mikro- eller nanoskala och emulgerat metalliskt järn (EZVI).

Funktion

Metalliskt järn är ett starkt reduktionsmedel, som i vatten avger elektroner som kan katalysera abiotisk och biotisk omvandling av organiska och oorganiska föroreningar. Oavsett tillämpningssätt, så är de huvudsakliga nedbrytningsvägarna vid järnets yta i stort sett desamma. Ett överskott av elektroner som frigörs när det metalliska järnet korroderar i vattnet tas till vara:

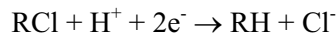


Vätgas och hydroxidjoner (OH^-) bildas, vilket ökar pH i omgivande vatten enligt följande reaktion:



Nedbrytning av TCE med metalliskt järn sker huvudsakligen via β -eliminering, där TCE bildar kloretyl som därefter genomgår dehalogenering till etyn som bryts ned vidare till eten och etan. Ett kännetecken för β -eliminering är att *cis*-1,2-dikloreten (cDCE) eller vinylklorid (VC) inte genereras.

Metalliskt järn kan även katalysera reduktiv deklorering av PCE och TCE genom en stegvis dehalogeneringsprocess enligt nedan:



där R är den molekylgrupp till vilken kloratomen är bunden (t.ex. för TCE motsvarar R CCl₂CH).

För fullständig reaktiv dehalogenering av TCE måste reaktionen ske tre gånger och slutprodukten är då eten. Genom denna process genomgår de aktuella föroreningarna sekventiella dekloreringssteg, vilket resulterar i bildandet av icke-klorerade slutprodukter (t.ex. eten, etan och raka kolvätekedjor).

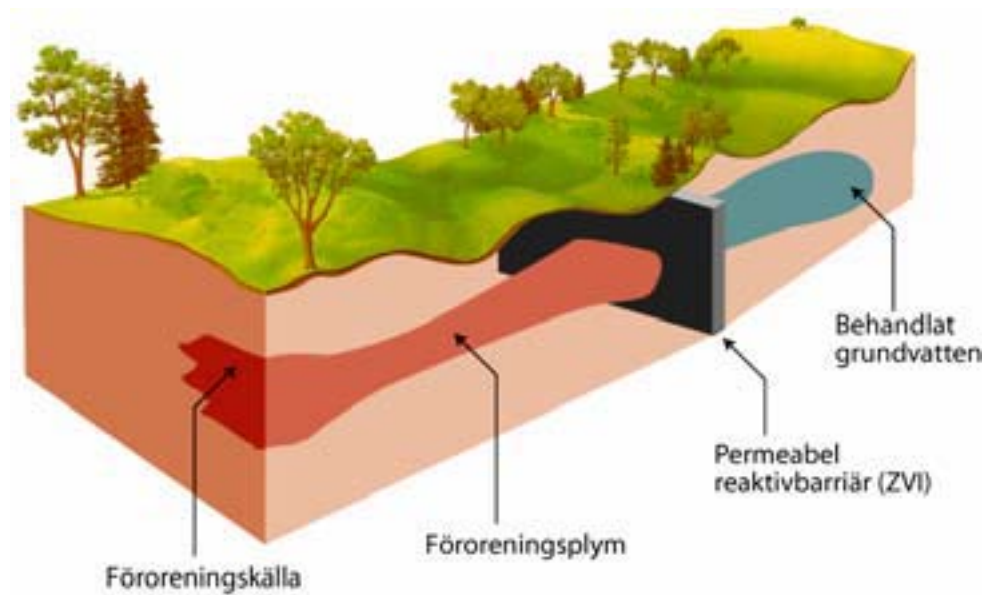
Permeabla reaktiva barriärer (PRB) eller zoner

PRB med granulärt järn (ZVI = zero-valent iron) installeras normalt som en sammanhängande permeabel vägg med granulärt metalliskt järn (**figur A11.1**) tvärs över en föroreningsplym (**figur A11.2**). När plymen passerar genom barriären omvandlas eller bryts föroreningarna ned till genom ovan beskrivna processer.

Figur A11.1. Granulärt metalliskt järn.



Den reaktiva barriären bör ha en högre permeabilitet än den omgivande formationen för att grundvattenflödet inte ska avlänkas runt barriären. För att åstadkomma tillräckligt hög genomsläpplighet kan järnspånen blandas med inert granulärt material, som exempelvis sand. Barriärens tjocklek och järninnehåll bestäms av grundvattnets flödes hastighet, föroreningstyp och föroreningskoncentrationer. En PRB kan utformas för permanent behandling av relativt låga koncentrationer eller för att sänka högre koncentrationer inför efterföljande behandling nedströms barriären.



Figur A11.2. Principutformning av permeabel reaktiv barriär för behandling av förorenat i grundvatten (EnviroMetals Inc).

Ett alternativ till den konventionella utformningen med en sammanhängande permeabel barriär är att anordna en tätskärm tvärs föroreningsplymen med öppningar bestående av permeabla reaktiva zoner med metalliskt järn (s.k. funnel-and-gate system). Tätskärmen, som kan utföras som tätspont eller slurrybarriär, avlänkar föroreningsplymen till dessa reaktiva zoner. Öppningarna måste ha tillräckligt hög genomsläpplighet, så att allt förorenat grundvatten kan ledas genom dessa.

Metalliskt järn i bentonitslurry

Metalliskt järn i bentonitslurry kan användas som reaktiv barriär för att innesluta och behandla källområden med fri fas av klorerade lösningsmedel. En slurry bestående av metalliskt järn och lera (bentonit) förs ned i formationen med augerborr eller genom jetinjektering under omblandning med jorden. Under installationen fungerar leran som ett bärmaterial för järnpartiklarna för att underlätta installationen. När skärmen har installerats är lerans huvudsakliga syfte att sänka den hydrauliska konduktiviteten i källområdet och på så sätt minska föroreningstransporten och maximera kontakttiden mellan föroreningen och det metalliska järnet. Järnets uppgift är att med tiden bryta ned föroreningarna.

Metalliskt järnpulver (nano och mikro)

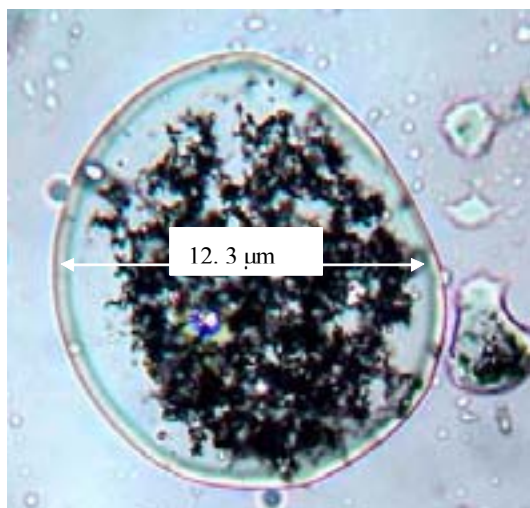
Genom att använda järnpulver i mikro- eller nanostorlek (nZVI) i stället för konventionellt granulärt järn, som används i PRB, kan väsentligt snabbare reaktioner åstadkommas på grund av den större aktiva ytan per massenhet. Behandling av klorerade kolväten som TCE med metalliskt järnpulver i nanostorlek (typisk partikelstorlek mellan 30 och 200 nm) är sålunda 100 till 1 000 gånger snabbare än med konventionellt granulärt järn. Som en konsekvens av detta har järn i nano- och mikrostorlek en kortare reaktiv livslängd än granulärt järn och är därför bäst lämpat

för behandling av källområden. Tekniken att använda järnpulver i nano- och mikrostorlek för efterbehandling är ny och utvecklas fortfarande.

Vid vissa hydrogeologiska förhållanden kan nanojärnpartiklar dispergeras in i plymen. Emellertid kan järnpartiklar i nanoskala i många grundvattenmiljöer aggregeras till större partiklar i mikrostorlek. Även om det är möjligt att bilda stabila suspensioner kan det vara svårt att undvika aggregering av vid vanliga förhållanden i fält. Denna aggregering leder till filtrering av partiklarna i den geologiska formationen och hindrar dem från att transporteras med grundvattenflödet. Utvecklingsarbete pågår med syfte att ta fram stabilisatorer som förhindrar aggregering av nanopartiklarna.

Emulgerat metalliskt järn

Emulgerat metalliskt järn (emulsified zero-valent iron, EZVI) kan användas för att öka nedbrytningen av klorerade lösningsmedel i källområden genom att skapa god kontakt mellan DNAPL och metalliskt järnpulver i nano- eller mikrostorlek. De emulgerade järnet består av livsmedelsgodkänd tensid, vegetabilisk (majso)olja, vatten och metalliskt järnpulver (antingen nano- eller mikrostorlek), vilket bildar en emulsion. Varje droppe av emulsionen innehåller metalliska järnpartiklar i vatten omgivet av ett oljemembran (**figur A11.3**). Eftersom oljemembranet, liksom klorerade lösningsmedel, har hydrofoba egenskaper är dropparna blandbara med lösningsmedlet. När emulsionsdropparna kommer i kontakt med lösningsmedlet fångas det klorerade lösningsmedlet upp i oljan och löses därefter inne i droppens vattenfas där järnet finns. Så länge järnet inne i droppen är reaktivt bryts de klorerade ämnena ned genom abiotisk reduktion.



Figur A11.3. Metalliskt järnpulver i nanosstorlek emulgerat i micell med vegetabilisk olja.

Förutom den abiotiska nedbrytningen av fri fas som sker genom det metalliska järnet, kan injekteringen av emulgerat järn också leda till bionedbrytning av klorerade lösningsmedel i vattenfas. Den vegetabiliska oljan och tensiden fungerar då som elektrondonatorer, som stimulerar anaerob bionedbrytning av de klorerade kolvätena (se faktablad Stimulerad nedbrytning in situ).

Tillämpning

Tabell A11.1 anger de ämnen som har visats vara nedbrytbara med granulärt metalliskt järn. CAH som inte bryts ned är 1,2-DCA, CA, DCM och CM.

Tabell A11.1. Organiska föroreningar som kan behandlas med metalliskt järn (enligt EnviroMetal Technologies Inc., <http://www.eti.ca>).

Ämnesgrupp	Ämne
Klorerade etener	PCE, TCE, cDCE, tDCE, 1,1-DCE, VC
Klorerade etaner	Hexaklorethan (HCA), 1,1,2,2-tetraklorethan, 1,1,1,2-tetraklorethan, 1,1,2-TCA, 1,1,1-TCA, 1,1-DCA
Klorerade metaner	CT, CF, tribrommetan, 1,2-dibrommetan
Klorerade propaner	1,2,3-triklorpropan, 1,2-diklorpropan
Övriga	Triklortrifluoretan (Freon 113), triklorfluorometan (Freon 11), lindan, hexaklorbutadien, n-nitrosodimetylamin

Geologi

För att nedbrytningen ska vara effektiv måste det metalliska järnet komma i kontakt med föroreningen. I likhet med andra in situ-metoder är det svårare att åstadkomma effektiv fördelning vid heterogena förhållanden. Heterogeniteter i formationen och låg permeabilitet kan ge ojämn fördelning av det metalliska järnet (ZVI, nZVI eller EZVI) och att förorenade lager och skikt inte behandlas.

Permeabla reaktiva barriärer installeras vanligen genom grävning av diken i jord och okonsoliderat berg, men genom att använda jetinjektering är det möjligt att installera reaktiva zoner med metalliskt järn även i konsoliderat material. Metalliskt järnpulver i nanostorlek kan injekteras som en vattensuspension till vilket djup som helst. Metalliskt järn i bentonitslurry kan generellt sett bara användas i jord och okonsoliderat berg. Emulgerat metalliskt järn har använts i både konsoliderat och okonsoliderat material.

Föroreningsplym eller källområde

Permeabla reaktiva barriärer är utformade för att behandla lösta föroreningar och kan därför bara användas för behandling av föroreningsplymer. Behandling med metalliskt järn i bentonitslurry används för inneslutning kombinerad med behandling inom källområden.

Behandling med metalliskt järnpulver i mikro- eller nanostorlek kan tillämpas vid skilda föroreningskoncentrationer, från källområden till föroreningsplymer. På grund av den höga reaktiviteten och den korta beständigheten hos järnpulvret är användningen dock endast kostnadseffektiv i källområden. Tekniken med emulgerat metalliskt järn är dessutom direkt utformad för behandling av fri fas av klorerade lösningsmedel.

Utformning och utförande

Beroende på vilken tillämpning av metalliskt järn man använder kan tekniken användas för behandling av källområden och föroreningsplymer under byggnader eller aktiva arbetsplatser samt vid föroreningar som är för djupa för urgrävning.

Permeabla reaktiva bariärer eller zoner

Permeabla reaktiva bariärer kan installeras med flera olika metoder som urgrävning, injektering och inblandning med augerborr (en form av skruvborr). Vid urgrävning anordnas ett dike i vilket järnspånen placeras. För stabilisering av det vattenfyllda schaktet kan polymerer behöva tillsättas. Alternativt kan spontning utföras. Reaktiva bariärer har installerats genom urgrävning ner till ca 20 m djup under markytan.

Injektering kan utföras med olika metoder och kombineras med olika fraktureringsförfaranden för att skapa större tillgängliga hålrum för injektering av järnspånen. Vid frakturering appliceras vatten eller luft under stort tryck i borrhål för att vidga spricksystemen. Med hjälp av frakturering kan reaktiva bariärer installeras till mycket större djup än vad som är möjligt med urgrävningsmetoder. Exempel finns på 90 m djupa bariärer som installerats med hjälp av hydraulisk frakturering.

Inblandning med hjälp av augerborr har liknande begränsningar med avseende på djup som urgrävning.

Metalliskt järn i bentonitslurry

Metalliskt järn i bentonitslurry installeras genom antingen inblandning med augerborr eller genom jetinjektering. Borrigger för jordblandning utnyttjar en eller flera skruvborrar med stor diameter för att blanda ned slurryn av metalliskt järn och bentonit i området som skall behandlas. Vid jetinjektering trycks slurryn in i akvifären under mycket stort tryck med hjälp av sprutmunstycket som lyfts genom området som skall behandlas.

Metalliskt järnpulver (mikro och nano)

Metalliskt järnpulver i mikro- och nanostorlek kan injekteras i vattensuspension i brunnar eller genom samma typ av injekterings- och fraktureringsutrustning som används för järnspån. Vid pneumatisk injektering används ofta kvävgas som bärgas.

Emulgerat metalliskt järn

Emulgerat metalliskt järn är en ganska trögflytande vätska och som därför inte kan injekteras direkt i brunnar. Olika injekterings- och fraktureringsförfaranden kan tillämpas, men det är viktigt att tillse att emulsionen inte skadas.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall efterbehandlas, inklusive utbredningen av fri fas
- Geologisk information om området som ska efterbehandlas för att identifiera eventuella impermeabla lager eller högpermeabla zoner som kan påverka grundvattenflödet i formationen
- Karakterisering av föroreningsplymens geokemi, inklusive förekomst av oorganiska elektronacceptorer som kan reagera med Fe(0)

- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som underlag för uppskattningar av grundvattnets flödes hastighet och transporttider vid drift av systemet
- Ofta behövs laboratorieförsök för att fastställa reaktionshastigheter, men i många fall kan förväntade behandlingshastigheter uppskattas från litteraturuppgifter
- Pilotförsök kan krävas för att kontrollera effektivitet och lämplig utformning etc.
- Villkor och eventuella restriktioner för injektering av järnpulver i grundvattnet

Drift och underhåll

- I stort sett underhållsfritt
- Uppföljning av halter i grundvatten för övervakning av behandlingseffekter och verkan av det tillförda järnet (t.ex. kvartalsvis eller halvårsvis)
- Vid användning av metalliskt järnpulver i nano- eller mikrostorlek kan flera injekteringsomgångar (ofta 2-3) krävas för att uppsatta mål ska uppnås

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Nedbrytningen av klorerade lösningsmedel kan vara snabb. Detta gäller särskilt vid användning av metalliskt järnpulver i mikro- eller nanostorlek
- ii) Minskning av föroreningstransporten under behandlingen. Vid användning av emulgerat metalliskt järn kommer de klorerade lösningsmedlen att fördelas till emulsionspartiklarnas oljemembran, vilket ger en omedelbar minskning i masstransporten nedströms källområdet. Med metalliskt järn i bentonitslurry minskar leran formationens permeabilitet och reducerar därmed grundvattenflödet genom det förorenade området
- iii) Effektivt i lågpermeabla formationer. Granulärt järn, järnpulver eller emulgerat järn kan fördelas och användas på platser med låg permeabilitet
- iv) Skapar förhållanden som är gynnsamma för efterföljande behandling. Metalliskt järn kan skapa gynnsamma förutsättningar (t.ex. starkt reducerande miljö) för biologisk nedbrytning (stimulerad bi nedbrytning eller övervakad naturlig nedbrytning)

Nackdelar:

- i) Spridning av fri fas kan inträffa. Vid injektering av stora vätskemängder i källområden kan mobilisering av fri fas ske. Risken kan dock begränsas genom lämpligt utformat injekteringsförfarande

- ii) Materialkostnaden för kan vara hög. Kostnaderna för järn kan vara höga och beroende på koncentrationerna av föroreningar kan kostnaden per behandlad volym vara hög. När det gäller metalliskt järnpulver i nanostorlek finns endast ett fåtal leverantörer i hela världen
- iii) Metalliskt järn kan förlora reaktiviteten. Det metalliska järnet kan inaktiveras eller förbrukas och måste då ersättas. Avlagringar av järnoxid, kisel och karbonat kan bidra till inaktivering och reducerad reaktivitet av järnytan. Slutligen är den reaktiva livslängden för permeabel reaktiv barriär med metalliskt järn inte känd. Den äldsta som ännu är i drift är cirka 10 år gammal
- iv) Permeabiliteten kan minska. Permeabla barriärer eller zoner kan sätta igen på grund av utfällning av metallsalter eller biotillväxt
- v) Begränsningar i djup. Permeabla reaktiva barriärer kan ha begränsningar med avseende på djup och bredd

Referenser

EnviroMetals Inc. <http://www.eti.ca>.

Federal Remediation Technologies Roundtable. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, Version 4.

<http://www.frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>.

Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). 2002. Evaluation of Permeable Reactive Barrier Performance. http://clu-in.org/download/rtdf/2-PRBperformance_web.pdf.

Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR), 2002. Field Applications of In Situ Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers

<http://www.rtdf.org/public/permbarr/barrdocs.htm>.

Gavaskar A., Tatar L., och Condit W., 2005. Cost and Performance Report: Nanoscale Zero-Valent Iron Technologies for Source Remediation. Naval Facilities Engineering Command, CR-05-007-ENV. <http://clu-in.org/download/remed/cr-05-007-env.pdf>.

Naval Facilities Engineering Services Center, 2004. Assessing the Feasibility of DNAPL Source Zone Remediation: Review of Case Studies

http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/fcs_area/dnapl/cr-04-002-dnapl.pdf.

Quinn J., Geiger C., Clausen C., Brooks K., Coon C., O'Hara S., Krug T., Major D., Yoon S., Gavaskar A., och Holdsworth T., 2005. Field Demonstration of DNAPL Dehalogenation Using Emulsified Zero-Valent Iron. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (5), 1309 -1318, 2005. <http://pubs.acs.org/cgi-bin/abstract.cgi/esthag/2005/39/i05/abs/es0490018.html>.

USEPA, 1999a. An *In Situ* Permeable Reactive Barrier for the Treatment of Hexavalent Chromium and Trichloroethylene in Ground Water: Volume 1 Design and Installation. Office of Research and Development. EPA/600/R-99/095a. http://www.epa.gov/ada/download/reports/prbdesign_v1.pdf.

USEPA, 1999b. An *In Situ* Permeable Reactive Barrier for the Treatment of Hexavalent Chromium and Trichloroethylene in Ground Water: Volume 2 Performance Monitoring. Office of Research and Development. EPA/600/R-99/095b. http://www.epa.gov/ada/download/reports/prbperformance_v2.pdf.

USEPA, 1999c. An *In Situ* Permeable Reactive Barrier for the Treatment of Hexavalent Chromium and Trichloroethylene in Ground Water: Volume 3 Multi-component Reactive Transport Modeling. Office of Research and Development. EPA/600/R-99/095c. http://www.epa.gov/ada/download/reports/prbmodel_v3.pdf.

USEPA, 2003a. Capstone Report on the Application, Monitoring, and Performance of Permeable Reactive Barriers for Ground-Water Remediation: Volume 1 - Performance Evaluations at Two Sites. Office of Research and Development. EPA/600/R-03/045a. <http://www.epa.gov/ada/download/reports/600R03045A/600R03045a-full.pdf>.

USEPA, 2003b. Capstone Report on the Application, Monitoring, and Performance of Permeable Reactive Barriers for Ground-Water Remediation: Volume 2 - Long-Term Monitoring of PRBs: Soil and Ground Water Sampling. Office of Research and Development. EPA/600/R-03/045b. <http://www.epa.gov/ada/download/reports/600R03045B/600R03045b-full.pdf>

USEPA, 2005. Technology News and Trends. <http://cluin.org/download/newsletters/tnandt0905.pdf>.

Zhang, W.X. 2003. Nanoscale iron particles for environmental remediation: An overview. *Journal of Nanoparticle Research* 5: 323–332. <http://www.lehigh.edu/nano/WeiZhang2.pdf>.

12 Växtsanering

In situ-metod för omättad och mättad zon.

Växtsanering innebär att växter (örter, buskar och träd) används för att behandla förorenade områden och kan användas för behandling av förorenad jord, slam, ytvatten och grundvatten. Vid behandling av grundvatten lämpar sig tekniken bäst för platser där det påverkade grundvattnet är ytligt nog för att vara i kontakt med rotzonen.

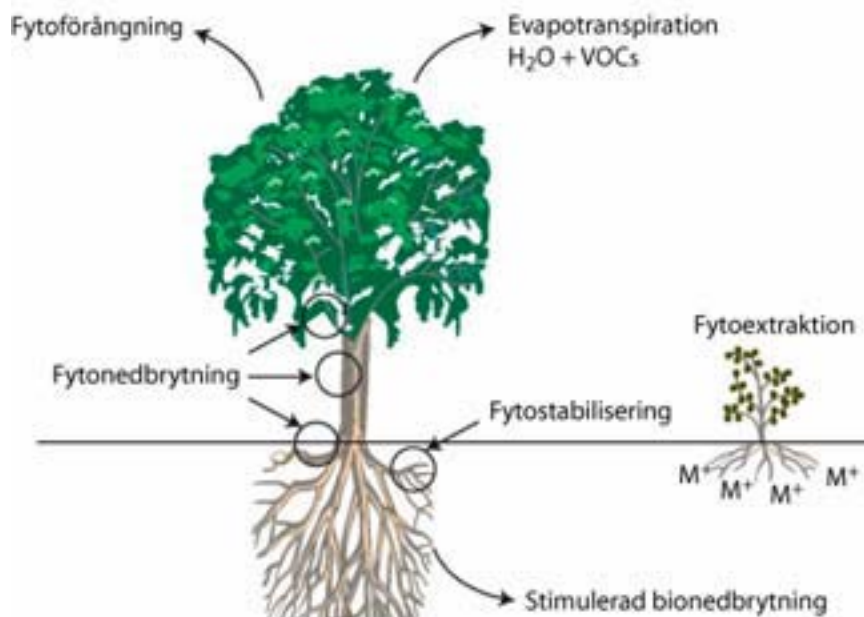
Den engelska benämningen på metoden är *phytoremediation*.

Status

Teknik under utveckling. Begränsad tillämpning vid föroreningar med klorerade lösningsmedel.

Funktion

Vid växtsanering används växter för att ta bort, överföra, stabilisera och/eller bryta ned föroreningar. Behandlingen kan bygga på flera olika processer i växten och dess rotsystem, såsom fytoextraktion, fytoförångning, stimulerad bionedbrytning i rotzonen, fytonekbrytning eller hydraulisk kontroll (**figur A12.1**). Processerna beskrivs närmare nedan.



Figur A12.1: Processer vid växtsanering (NFESC).

Fytoextraktion

Fytoextraktion, kallas också fytoackumulering, innebär upptag av föroreningar genom växtrötter och överföring av föroreningarna till växternas skott och blad vid växtens upptag av vatten och mikronäringsämnen. Upptag av klorerade lösningsmedel i växter beror på ett flertal faktorer innefattande föroreningens egenskaper exempelvis molekylvikt och vattenlöslighet samt jordlagrens egenskaper, såsom pH, lerhalt, vattenhalt och innehållet av organiskt kol. Beroende på typ och mängd av förorening kan växterna skördas för att sedan deponeras, förbrännas eller komposteras för kvittblivning föroreningarna. Analys av växtvävnad visar om växten tagit upp föroreningar och om den skördade växten bör behandlas som farligt avfall.

Fytoförångning

Fytoförångning sker när växter tar upp vatten innehållande flyktiga organiska föreningar och avger dessa föreningar till luften via blad och bark genom transpiration. Växter kan också bryta ned organiska föroreningar och avge nedbrytningsprodukter till luften genom blad och bark. Även om studier har visat att transpiration av klorerade lösningsmedel sker bedöms inte transpiration genom växternas vävnader orsaka oacceptabla halter av lösningsmedel i den omgivande luften.

Stimulerad bionedbrytning i rotzonen

Den biologiskt aktiva zonen kring växternas rötter kan stimulera biologisk nedbrytning av organiska föroreningar. Kolhydrater, enzymer och aminosyror utsöndras ofta från växtrötterna och dessa ämnen kan fungera som elektrondonatorer för reduktiv deklorering av klorerade lösningsmedel i jorden i rotzonen. Även om växten inte är direkt involverad i nedbrytningsprocessen fungerar den som en katalysator för förhöjd mikrobiell tillväxt och aktivitet. Djupet till vilket aktiviteten begränsas motsvarar rotnedträngningen, vilket för örter vanligen är mindre än en meter men för träd kan uppgå till flera meter.

Fytonedbrytning

Med fytonedbrytning menas nedbrytning av föroreningar inne i växtvävnaderna. Växter bildar ett antal enzym, som dehalogenaser och oxygenaser, som tar del i omvandlingen av klorerade lösningsmedel. Hur denna omvandling går till är ännu inte klarlagt. En del forskare menar att de klorerade lösningsmedlen inte metaboliseras, utan istället binds i växternas vävnader som icke-flyktiga och ej extraherbara rester.

Fytostabilisering

Fytostabilisering syftar på utnyttjandet av växter för att öka bindningen av föroreningar (vanligen metaller) i jord. Vissa växtarter används för immobilisering av föroreningar i mark och grundvatten genom absorption och ackumulering i rötterna, adsorption till rötterna eller utfällning i rotzonen.

Hydraulisk kontroll

Beroende på klimat och årstid kan växter, främst buskar och träd, utnyttjas för att åstadkomma hydraulisk kontroll av ytligt grundvatten genom upptag av vatten och evapotranspiration. Popplar är det mest använda trädslaget, främst på grund av att de är snabbväxande träd som tål många olika typer av klimat. Popplar kan dessutom ta upp stora mängder vatten från jordlagren eller direkt från en akvifär, vilket lokalt kan sänka grundvattenytan och inducerar ett vattenflöde mot träden. Avsänkningen kan vara tillräcklig för att åstadkomma hydraulisk kontroll av en ytlig föroreningsplym under växtsäsongen och motverka spridning av föroreningar via grundvattnet. Växtens metabolism och andra fastläggningsmekanismer kan hjälpa till att behandla föroreningarna.

Tillämpning

Växtbehandling har använts för behandling av metaller, radioaktiva ämnen, pesticider, sprängämnen, bränslen och ett stort antal flyktiga och begränsat flyktiga organiska föroreningar. Växtsanering kan användas för behandling av ytliga jordlager och ytligt grundvatten, men kan även användas vid djupare belägna plymer om det förorenade grundvattnet pumpas upp och sprids genom t.ex. bevattning i anlagda planteringar.

Växtsanering kan användas för sig som separat behandlingsalternativ eller i en kombination med andra metoder. Vid föroreningar med klorerade lösningsmedel är växtsanering främst ett komplement till andra metoder.

Viktiga aspekter att beakta vid val av växtart omfattar bl.a. klimatförhållanden, rotnedtränging i förhållande till djupet till föremingen, kapacitet för upptag och omvandling av aktuella föroreningar, tillväxthastighet, växtens vattenupptag och transpiration samt tåligghet med avseende på förorening och markförhållanden på platsen.

Tillämpbarheten i Sverige för metoden är begränsad på grund av den relativt korta växtsäsongen för de flesta växtarter, särskilt i den norra delen av landet.

Geologi

Växtsanering kan bara tillämpas i ytliga geologiska formationer. Växtsaneringens effektivitet är beroende av jordlagrens fysikaliska, kemiska och biologiska beskaffenhet. Viktiga fysikaliska egenskaper är kompakteringsgrad, textur och permeabilitet. Viktiga markkemiska parametrar är näringsinnehåll, pH, redoxpotential, salthalt och fytotoxiska ämnen (t.ex. organiska ämnen, metaller och salter som kan vara giftiga för växter). Biologiska faktorer som växters samverkan med bakterier, insekter och marklevande djur bör också beaktas. I viss utsträckning går det att förändra markens egenskaper genom t.ex. tillsättning av strukturförbättrande material, organiskt material, gödsel, material samt kalk för eventuell pH-höjning.

Föroreningsplym eller källområde

Växtsanering av klorerade lösningsmedel används oftast för behandling av föroreningsplymer. Inom källområden kan höga halter av CAH vara toxiska för växter.

Laboratorie- eller fältförsök bör utföras som kontroll vid halter i jord och grundvattnen som ligger nära rapporterade toxicitetsvärden.

Utformning och utförande

Vid behandling av klorerade lösningsmedel är i första hand växter med större rotnedträngning aktuella, d.v.s. träd och buskar, eftersom föroreningarna sällan är lokaliserade nära markytan. Antalet träd som behöver planteras beror på det aktuella områdets storlek och den önskade växttätheten. Stora avstånd mellan träden kan minska kostnaderna genom att antalet träd blir mindre. Tätare planteringar kommer dock snabbare att ge ett tätt lövverk vilket minskar tiden till maximalt vattenupptag.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av förorening i området som skall behandlas
- Karaktärisering av föroreningsplymens geokemi för att fastställa om grundvattnets geokemi kan komma att påverka växternas tillväxt eller upptag av föroreningar
- Regional klimatinformation samt uppgifter om lämpliga växtarter, förväntade växtsäsonger, ungefärlig nederbörd och andra relevanta omgivningsfaktorer
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som underlag för upprättande av vattenbalansmodell för området
- Information angående markförhållanden (jordarter, pH, näringsinnehåll etc.) samt dräneringsförhållanden
- Pilotförsök (planteringsförsök) kan i vissa fall erfordras för att klarlägga driftsbetingelserna

Drift och underhåll

- Uppföljning av tillväxt samt övervakning av skador. Vid behov åtgärder mot växtsjukdomar eller skadedjur
- Uppföljning av markens pH, näringstatus etc. Vid behov underhållsgödning
- Bevattning kan erfordras vid etablering samt under växtsäsong
- Beroende på växtslag kan beskärning, gallring, skörd och återplantering behövas
- Periodisk provtagning av jord, grundvatten och växtdelar för att bekräfta att föroreningarna fångas upp och/eller bryts ned.

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Om platsens förutsättningar är lämpliga är metoden lätt att genomföra och tillämpa
- ii) Massreduktion uppnås, men den är långsam.
- iii) Estetiskt tilltalande
- iv) Passiv behandlingsteknik, som kräver begränsade insatser för drift och underhåll, vilket är fördelaktigt vid långvarig kontroll av föroreningsplym

Nackdelar

- i) Metod under utveckling och begränsad erfarenhet när det gäller behandling av klorerade lösningsmedel och andra CAH. Nedbrytningsprodukternas toxicitet och biotillgänglighet är ofullständigt känd
- ii) Djupet hos området som skall behandlas begränsas av växternas rot-nedträngning. I de flesta fall är metoden begränsad till ytliga jord lager
- iii) Metoden är klimatberoende. Växtsäsongens längd är en begränsande faktor, särskilt i kallare klimatzoner
- iv) Det kan ta flera växtsäsonger för att behandla ett område

Referenser

International Journal of Phytoremediation.

<http://www.aehs.com/journals/phytoremediation/>.

International Phytoremediation Electronic Network (U. Parma, Italy).

<http://www.dsa.unipr.it/phytonet>.

Interstate Technology Regulatory Council. 1999. Phytoremediation Decision Tree.

<http://www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-1.pdf>.

Interstate Technology Regulatory Council, 2001. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document. <http://www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-2.pdf>.

NFESC (Naval Facilities Engineering Service Center). Phytoremediation,

<http://enviro.nfesc.navy.mil/scripts/WebObjects.exe/erbweb.woa/6/wa/DisplayPage?pageShortName=Phytoremediation&PageID=68&wosid=nBH2B4coXICLODcFFeNWmg>

Remediation Technologies Development Forum. 2005. Evaluation of Phytoremediation for Management of Chlorinated Solvents in Soil and Groundwater.

http://www.rtdf.org/public/phyto/chlor_solv_management.pdf.

USEPA, 1997. Phytoremediation of TCE in Groundwater using Populus, Office of Solid Waste and Emergency Response.

<http://207.86.51.66/download/studentpapers/phytotce.pdf>.

USEPA, 1999. Phytoremediation Resource Guide, Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA-542-B-99-003. <http://clu-in.org/download/remed/phytoresgude.pdf>.

USEPA, 2000. Introduction to Phytoremediation. EPA/600/R-99/107; Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio,

<http://www.cluin.org/download/remed/introphyto.pdf>.

USEPA, 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. Ground Water Issue. Office of Research and Development. EPA/540/S-01/500.

http://www.epa.gov/ada/download/issue/epa_540_s01_500.pdf.

13 Övervakad naturlig nedbrytning

Definitioner

In situ-metod för mättad zon.

Övervakad naturlig nedbrytning är en strategi eller långsiktigt angreppssätt för efterbehandling av grundvatten, som bygger på naturliga reningsprocesser i akvifären. För att naturlig övervakad nedbrytning ska vara ett möjligt åtgärdsalternativ i ett specifikt fall ska dessa processer leda till att uppställda åtgärds mål uppfylls nu och i framtiden.

Övervakad naturlig nedbrytning är således inte en "behandlingsteknik" utan en långsiktig övervakning som inriktas på att kvantifiera nedbrytningen av föroreningar och att tydligt visa att naturliga processer verkar i tillräcklig omfattning för att uppställda åtgärds mål kan nås nu och i framtiden. Fokusering sker vanligtvis på akvifärens geokemi, mikrobiologi och framskridandet av bionedbrytning (för CAH främst reduktiv deklorering).

Den engelska benämningen för övervakad naturlig nedbrytning är *monitored natural attenuation (MNA)*. Även *bioattenuation*, *intrinsic remediation* och *intrinsic bioremediation* används som benämning.

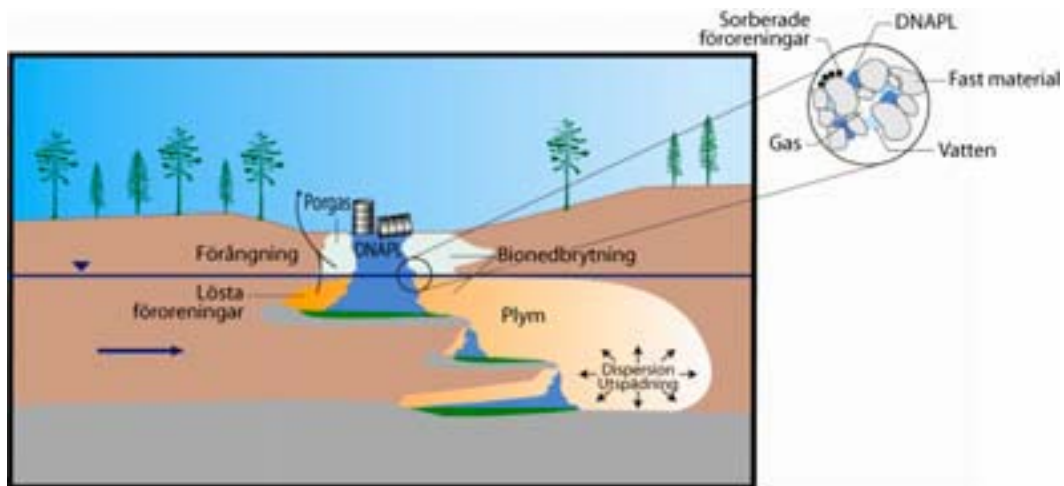
Status

Övervakad naturlig nedbrytning är en kommersiellt tillgänglig metod som i ökande omfattning accepteras som åtgärdsstrategi.

USEPA (1998a) har uppskattat att övervakad naturlig nedbrytning kan tillämpas i USA som enda åtgärd vid cirka 20% av platser, som är förorenade med klorerade lösningsmedel, och som en del av efterbehandlingen vid ytterligare 50% av dessa platser.

Funktion

Naturlig reduktion av föroreningshalter kan ske via icke-nedbrytande processer (t.ex. advektion, dispersion, förångning och sorption) eller nedbrytande processer (t.ex. biotisk och abiotisk nedbrytning), **figur A13.1**. Från myndighetsperspektiv betonas vanligen de nedbrytande processernas betydelse vid bedömning av övervakad naturlig nedbrytning som åtgärdsalternativ. På en del platser kan icke-nedbrytande processer vara tillräckliga för att effektiv naturlig haltreduktion ska uppnås, men i de flesta fall har både nedbrytande och icke-nedbrytande processer viktig betydelse för reduktionen. Nedan ges en översiktlig beskrivning av de olika processer som kan leda till haltreduktion.



Figur A13.1 Processer som leder till reduktion av föroreningshalter.

Bionedbrytning

En av nyckelkomponenterna vid övervakad naturlig nedbrytning är bionedbrytning, som utförs av naturligt förekommande mikroorganismer och som förändrar föroreningarnas struktur och egenskaper. Mikroorganismer (bakterier, svampar och alger) kan bryta ned eller omvandla ett stort antal naturliga och syntetiska organiska och oorganiska ämnen. I grundvattenmiljöer är det bakterier som svarar för huvuddelen av den biologiskt betingade omvandlingen och nedbrytningen. I kapitel 3.3 och Faktabladet om stimulerad bionedbrytning in situ ges närmare information om biologiska nedbrytningsmekanismer.

De flesta klorerade lösningsmedel bryts ned endast under vissa förhållanden, som inte råder på alla platser. För att naturlig bionedbrytning ska vara effektiv måste miljöbetingelserna på platsen vara lämpliga för detta. Under vissa förhållanden kan ofullständig nedbrytning av klorerade lösningsmedel leda till ackumulering av nedbrytningsprodukter som är mer toxiska än den ursprungliga föroreningen. Vinylklorid, som är en nedbrytningsprodukt vid ofullständig nedbrytningsprodukt av TCE och cDCE anses vara mer toxisk än TCE. Övervakningsprogram för naturlig nedbrytning ska därför utformas för att bedöma nedbrytningens fullständighet.

Abiotisk nedbrytning

Vissa klorerade lösningsmedel (t.ex. TCE, 1,1,1-TCA och CT) har visats kunna brytas ned abiotiskt i närvaro av järnsulfid (FeS and FeS_2). FeS förekommer i anaerob miljö, ofta i akvifärer där det finns ett överskott av organiskt kol (t.ex. på platser där petroleumkolväten har spillts). Även om omvandlingen av TCE och CT med FeS vanligen är för långsam för att signifikant bidra till den naturliga nedbrytningen kan den vara en betydelsefull process på vissa platser.

Utöver den abiotiska reduktionen kan 1,1,1-TCA brytas ned abiotiskt via hydrolys till acetat och via elimination till 1,1-DCE. Generellt sett antas hydrolyshastigheten vara cirka fyra gånger högre än eliminationshastigheten vid neutralt pH.

Haltminskning i grundvattnet kan vid sidan om nedbrytande processer ske via fysikaliska processer, nämligen: sorption till fast fas, advektion, dispersion och spädning samt förångning.

Sorption

CAH är hydrofoba ämnen med affinitet för organiskt kol. Detta innebär att CAH kan sorberas till organiskt kol i den fasta fasen. Sorption kan även ske direkt till mineralytor i akvifärrmatrisen. Sorptionen medför sänkt transporthastighet. Även om sorption av CAH är förhållandevis låg kan transporten i gynnsamma fall sänkas tillräckligt mycket för att andra nedbrytningsmekanismer ska kunna verka.

Advektion, dispersion och spädning

När förorenat grundvatten rör sig från föroreningskällan dispergeras och späds föroreningarna till lägre och lägre koncentrationer genom blandning med rent grundvatten. På visst avstånd från källområdet kan halterna av föroreningarna vara tillräckligt låga för att risken för påverkan på människors hälsa och miljön ska kunna anses vara minimal. När det gäller klorerade lösningsmedel kan mycket stora transportavstånd erfordras för att dricksvattenkriterier ska uppfyllas.

Förångning

CAH är flyktiga ämnen som lätt förångas i omättad zon eller från grundvatten med ytliga föroreningar. I atmosfären sker utspädning och nedbrytning genom solljusets inverkan. CAH kan också brytas ned av mikroorganismer i marklagren.

Tillämpning

Vid föroreningar bestående av klorerade lösningsmedel utgör övervakad naturlig nedbrytning vanligtvis ett komplement till andra behandlingsmetoder och då oftast i kombination med aktiva åtgärder riktade mot källområdet. I vissa situationer kan dock metoden tillämpas som enda åtgärd, t.ex. på platser där potentiella skyddobjekt är belägna på ett stort avstånd från källområdet och/eller där den naturliga bionedbrytningen kan påvisas leda omvandling av föroreningarna till oskadliga slutprodukter (t.ex. eten, etan eller koldioxid).

Geologi

Övervakad naturlig nedbrytning kan tillämpas i princip i alla typer av geologiska miljöer. Vissa geologiska förhållanden är dock mer gynnsamma för nedbrytning och haltreduktion, som t.ex. akvifärer med hög halt organiskt material (sorption och nedbrytning gynnas), med finkorniga jordarter (sorption gynnas) eller med utpräglat heterogen uppbyggnad (dispersion och och utspädning gynnas).

Föroreningsplym eller källområde

Vanligtvis tillämpas övervakad naturlig nedbrytning med fokusering på föroreningsplymen och som efterföljande komplement till efterbehandlingsåtgärder inom källområdet. Inneslutning eller massreduktion av källområdet är oftast nödvändig för att uppsatta åtgärds mål ska nås inom en rimlig tid och med bestående

resultat. I källområden med fri fas av klorerade lösningsmedel är övervakad naturlig nedbrytning endast i undantagsfall en gångbar åtgärdsstrategi.

Utformning och utförande

Tillämpningen av övervakad naturlig nedbrytning omfattar två huvudmoment, nämligen: (1) utvärdering av den naturliga reduktionen och (2) långtidsuppföljning. Beslut att tillämpa metoden tas efter det första momentet.

I det inledande momentet ska påvisas att naturlig nedbrytning verkligen sker och att processerna är uthålliga genom:

1. Kemiska analyser av grundvatten och jord, som visar en klart nedåtgående trend av föroreningshalter över tiden i lämpligt placerade provtagningspunkter
2. Hydrogeologiska och geokemiska data som ger indirekt information om vilka reduktionsprocesser som verkar och i vilken takt dessa processer verkar
3. Data från fält- och laboratorieförsök som ger direkt information om pågående processer, vanligtvis biologiska nedbrytningsprocesser

Detaljerade undersökningar måste således utföras för att fastställa föroreningarnas utbredning och koncentration, föroreningarnas spridningsvägar (via grundvatten och gas), hydrogeologiska och geokemiska förhållanden samt bionedbrytningsprocesser. För kontroll av plymen kan installation behöva göras av nya permanenta övervakningsbrunnar längs föroreningsplymens centrumlinje för att göra det möjligt att bestämma reduktionshastigheter längs den primära spridningsvägen.

På platser förorenade med CAH bör analyser av grundvattenkvaliteten fokusera på bedömning av (1) geokemiska förhållanden genom mätning och analys av TOC, redoxpotential, syrehalt, nitrat, nitrit, fasta järnoxider, löst järn, sulfat/sulfid och metan och (2) bionedbrytningen genom analys av nedbrytnings- och slutprodukter, såsom eten, etan och klorid.

När förhållandena på platsen undersökts måste resultaten utvärderas för att det ska vara möjligt att avgöra om övervakad naturlig nedbrytning kan leda till att uppsatta åtgärds-kriterier kan uppnås, även på lång sikt. Som hjälpmedel finns manualer framtagna (t.ex. USEPA 1998a) samt olika numeriska beräkningsverktyg. Om övervakad naturlig nedbrytning väljs som åtgärdsstrategi bör ett program för långtidsuppföljning upprättas för verifiering av att naturlig nedbrytning verkligen äger rum.

Långtidsuppföljningen kan omfatta provtagning och analys av grundvatten i strategiska punkter samt möjligen provtagning och analys av porluft och ytvatten beroende på föroreningens utbredning och platsens förhållanden. Analyser bör ske av såväl moderförorening som nedbrytnings- och omvandlingsprodukter.

Projekteringsunderlag

- Vertikal och horisontell utbredning av föroreningen som underlag för massberäkning

- Geologisk information om området för att identifiera spridningsvägar
- Bestämning av grundvattenflöde, hydraulisk konduktivitet och andra egenskaper hos akvifären som underlag för uppskattning av grundvattnets flödes hastighet
- Detaljerad karaktärisering av föroreningsplymens geokemi
- I de flesta fall erfordras mikrobiologiska analyser för att bekräfta förekomst av deklorerande bakterier (t.ex. *Dehalococcoides*).
- I många fall erfordras laboratorieförsök (microcosmförsök) för att bekräfta att bionedbrytning sker
- Beräkning av nedbrytning och andra reduktionsmekanismer med hjälp av numeriska modeller eller andra analytiska metoder

Drift och underhåll

- Långtidsuppföljning genom provtagning och analys av grundvatten (t.ex. årsvis eller halvårsvis) samt i vissa fall även av porgas och ytvatten

För- och nackdelar

Fördelar

- i) Metoden är tämligen väl beprövad. Metodik för utvärdering och uppföljning av naturlig nedbrytning finns tillgänglig
- ii) Metoden är relativt lätt att genomföra, men omfattande undersökningar erfordras för att bedöma metodens användbarhet
- iii) Kan användas tillsammans med eller som uppföljning av andra (aktiva) behandlingsåtgärder

Nackdelar

- i) Massreduktion uppnås, men den är mycket långsam jämfört med aktiva behandlingsmetoder
- ii) Lång tid krävs normalt för att uppsatta åtgärds mål ska uppnås. Långtidsuppföljning erfordras
- iii) Metoden är vanligtvis inte tillräcklig som enda åtgärd på platser förorenade med klorerade lösningsmedel
- iv) Hydrologiska och geokemiska förhållandena kan förändras med tiden och leda till ökad mobilitet och/eller försämrade förutsättningar för nedbrytning

Referenser

Air Force Center for Environmental Excellence. Technology Transfer. Monitored Natural Attenuation.

<http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/monitorednaturalattenuation/default.asp>.

Budge, T., S. Young, and J. Weaver. 2003. Rate-Constant Estimation Software (RaCES) for Extracting Biodegradation Rates from Field Data.

<http://www.epa.gov/athens/onsite/index.html>.

Interstate Technology and Regulatory Council. 1999. Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater: Principals and Practices

<http://www.itrcweb.org/Documents/ISB-3.pdf>.

USEPA, 1998a. Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water, EPA/600/R-98/128. <http://clu->

[in.org/download/remed/protocol.pdf](http://clu-in.org/download/remed/protocol.pdf).

USEPA, 1998b. Seminar Series on Monitored Natural Attenuation for Ground Water, EPA/625/ K-98/ 001, Washington, D.C.

<http://www.epa.gov/ordntrnt/ORD/WebPubs/monitor/625k98001.pdf>.

USEPA, 1999. Microbial Processes Affecting Monitored Natural Attenuation of Contaminants in the Subsurface. Office of Research and Development.

EPA/540/S-99/001. <http://www.epa.gov/ada/download/issue/microbial.pdf>.

USEPA, 2002. Calculation and Use of First-Order Rate Constants for Monitored Natural Attenuation. Office of Research and Development.

<http://www.epa.gov/ada/download/issue/540S02500.pdf>.

USEPA, 2004. Performance Monitoring of MNA Remedies for VOCs in Ground Water. EPA/600/R-04/027.

<http://www.epa.gov/ada/download/reports/600R04027/600R04027.pdf>.

Bilaga B

Exempel på utvärderingsprocess för val av
efterbehandlingsalternativ

1 Inledning

I kapitel 5 i rapporten beskrivs en process för identifiering, värdering och val av efterbehandlingsalternativ. I denna bilaga beskrivs ett fall, där utvärderingsprocessen tillämpas. Exemplet bygger på ett konkret fall, nämligen en tidigare kemtvätt i Hagfors, som under verksamhetsperioden var en av de större i norra Europa. Vid anläggningen har PCE läckt ut i omgivningen och orsakat betydande påverkan på jord, porgas och grundvatten.

Olika platser har övervägts som testfall, men Hagfors har valts som ett bra exempel av följande skäl:

- Typen av förorening är vanlig och fallet återspeglar förhållanden som bedöms förekomma på många platser i Sverige
- Såväl jord, porgas som grundvatten har påverkats, vilket medför att åtgärdsåtgärder behöver formuleras för olika media för att säkerställa skydd för människors hälsa och miljön
- Anläggningen disponeras för närvarande av en verksamhetsutövare, som bedriver bland annat svetsningsarbete inom anläggningen. Detta innebär att särskilda hänsyn måste tas till pågående verksamhet.
- Platsen är tämligen väl dokumenterad i geologiskt och hydrogeologiskt avseende. Vidare finns ett omfattande analysunderlag (jord- och grundvattenkemiska förhållanden), vilket möjliggör bedömning av ett brett spektrum efterbehandlingsmetoder för jord, porgas och grundvatten

Platsen har dessutom sedan 1996 varit föremål för olika former av efterbehandlingsåtgärder i den omrättade zonen, men inga åtgärder har hittills utförts i grundvattenzonen. Utförda åtgärder finns beskrivna av SWECO VBB (2003, 2005a och 2005b). För detta exempel på utvärderingsförfarande har tidigare utförda åtgärder och resultaten av dem ignorerats, för att utvärderingen inte ska bygga på förutfattade meningar. Utvärderingsprocessen utgår från underlag, som förelåg innan åtgärder vidtogs. I slutet av bilagan ges en kortfattad beskrivning av genomförda åtgärder och vilka lärdomar som kan dras av dessa.

Följande delar av bilagan omfattar tre kapitel. I kapitel 2 ges en beskrivning av förhållandena på platsen så som de förelåg före de åtgärder som initierades 1996. Kapitel 3 innehåller en genomgång av de fem stegen i utvärderingsprocessen enligt kapitel 5 i rapportens huvudtext. I kapitel 4 beskrivs de åtgärder som har genomförts sedan 1996 och de lärdomar som kan dras av dessa.

2 Orientering

2.1 Verksamhet

Exemplet avser en tidigare kemtvätt i Hagfors. Anläggningens läge framgår av **figur B2.1**. Kemtvätten, som var i drift under perioden 1970-1992, uppges ha varit den största i norra Europa. Verksamheten bedrevs i en 2 800 m² stor byggnad. Läckage av PCE skedde genom byggnadens golv, vilket medförde att jordlagren under byggnaden förorenades. Även grundvatten under och nedströms anläggningen förorenades av PCE. Grundvattenmagasinet nyttjades tidigare av Hagfors kommun som råvattentäkt genom brunnar belägna 200-300 m nedströms kemtvätten. Vattentäkten övergavs i mitten av 1950-talet, och vattenförsörjningen baseras idag på ytvatten. PCE-haltigt grundvatten läcker sannolikt ut i en bäck nedströms anläggningen.



Figur B2.1. Översiktskarta.

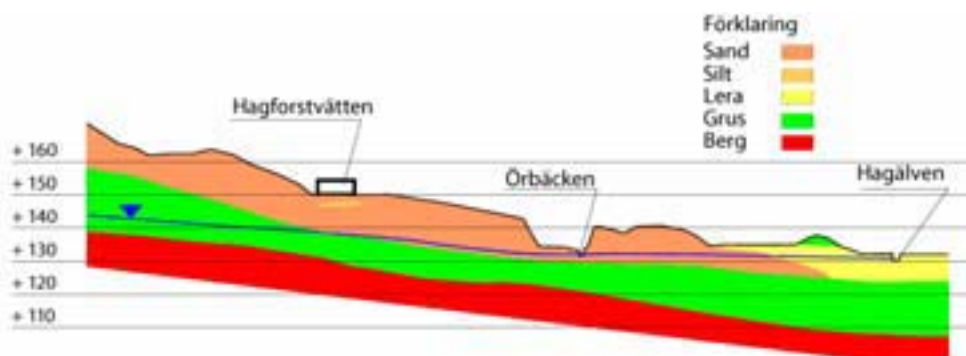
En verkstadsindustri bedriver idag verksamhet i lokalerna, huvudsakligen i form av svetsningsarbeten. Inträngning av PCE-gas till byggnaden har observerats. Inandning av PCE kan medföra hälsorisker för personalen, men större risk utgör fosgen-gas, som kan bildas av PCE-ångor vid svetsning.

2.2 Geologi och hydrogeologi

Anläggningen är belägen på en isälvsavlagring (åsformation) som genomkorsar Hagfors. Åsen är orienterad i NO-SV riktning, som framgår av figur B2.1. Jordlagren som omger den 200-300 m breda åsen domineras av morän. Norr om anläggningen har åsen en tydlig ryggsform. Vid anläggningen och söder därom är åsen täckt av glacial sand med inbäddade siltlager. Söder om anläggningen har isälvs-materialet eroderats, vilket medfört av raviner bildats. I en av dessa raviner, som korsar isälvsavlagringen, rinner Örbäcken. Örbäcken mynnar i Hagälven, som också korsar isälvsavlagringen, på ett underlag av lera och organiskt material. Hagälven mynnar i sjön Värmullen.

I området mellan Örbäcken och Hagälven, förekommer grovkornigt isälvs-material i markytan, troligtvis till följd av grustäktsverksamhet.

En översiktlig geologisk sektion i nord-sydlig riktning redovisas i **figur B2.2**.



Figur B2.2. Geologisk sektion i nord-sydlig riktning (Höjdskalet är 5 gånger större än längdskalan).

Isälvsavlagringen bildar en i huvudsak öppen akvifär, utom i anslutning till Hagälven, där akvifären är sluten till följd av att de vattenförande sedimenten täcks av lera. Avståndet från markytan till grundvattenytan är ca 12 m vid anläggningen och grundvattnets flödesriktning är sydvästlig. Akvifären har hög vattenförande förmåga (transmissiviteten $T = 3 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$). Grundvattenflödet i höjd med anläggningen bedöms vara ca 250 000 m³/år. Grundvattnet avbördas till vattendragen som korsar isälvsavlagringen. Utflödet till Örbäcken bedöms vara 100 000 m³/år, vilket utgör ca 2% av vattenföringen i bäcken. Resterande del av flödet läcker ut i Hagälven med omgivande våtmarker.

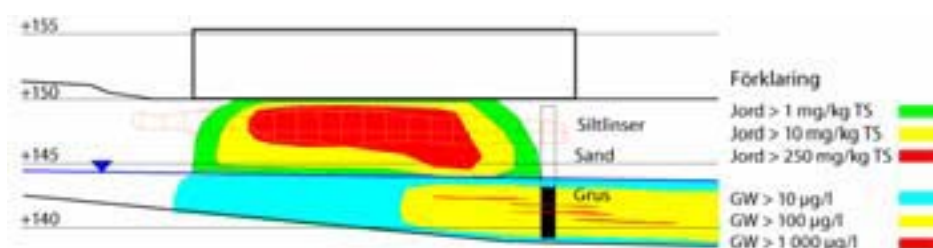
Örbäcken och Hagälven är belägna 250-300 resp. 850 m från anläggningen. Grundvattnets uppehållstid från anläggningen till vattendragen uppskattas till 1 respektive 5 år.

2.3 Föroreningar

Följande beskrivning av föroreningar i jord bygger på data tillgängliga före de efterbehandlingsåtgärder som påbörjades i den omättade zonen under 1996, kompletterad med data från undersökningar utförda under perioden 1996-2003. Beskrivningen av grundvattenföroreningar baseras på data från 1994 till 2005. Som påpekats tidigare har några efterbehandlingsåtgärder inte genomförts i grundvattenzonen, varför nuvarande förhållanden inte bedöms vara väsentligt annorlunda än tiden före 1996.

2.3.1 Källområde

Källområdet i den omättade zonen är beläget under byggnaden och koncentrerat till jordlagren under de tidigare tvättmaskinerna. Huvuddelen av föroreningarna finns i ett 2-3 m mäktigt siltlager. Utbredningen av källområdet illustreras i en nord-sydlig sektion i **figur B2.3**.



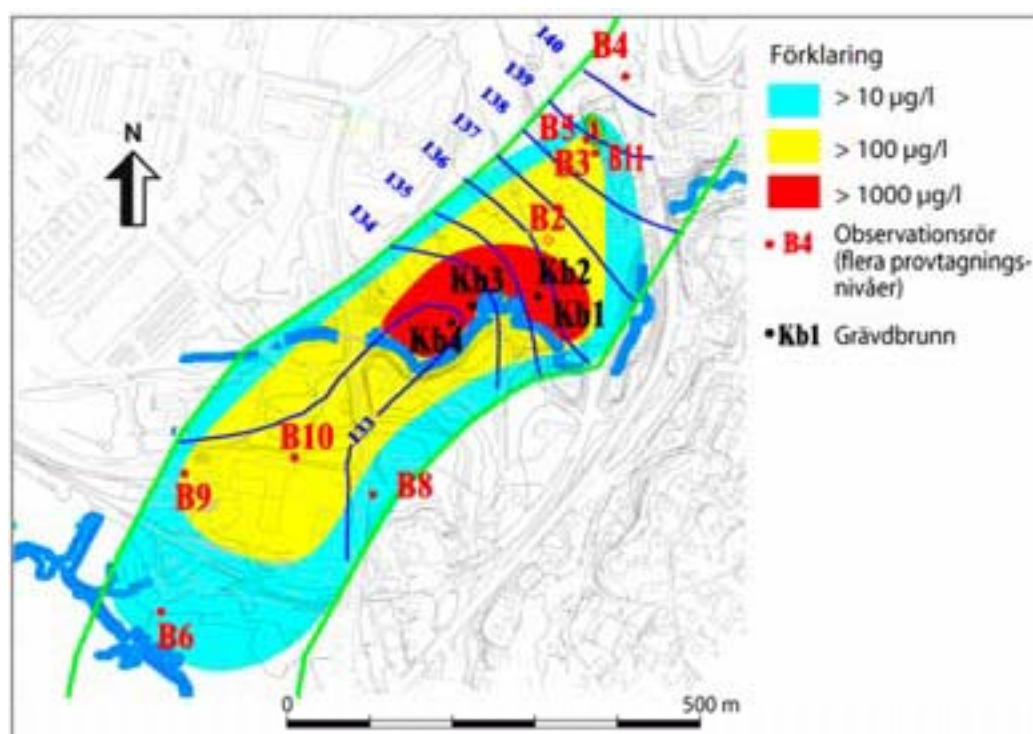
Figur B2.3. Principbild över PCE-förorening i omättad och mättad zon (Höjdskala = längdskala).

Volymen förorenad jord i den omättade zonen uppskattas till 9 000 m³. De högsta PCE-halterna ligger i intervallet 4 000 – 5 000 mg/kg. Totalmängden PCE i den omättade zonen bedöms uppgå till ca 7 000 kg.

De förhållandevis stabila PCE-halterna i grundvattenmagasinet under perioden 1994-2005 tyder på att fri fas av PCE sannolikt förekommer i grundvattenzonen under anläggningen. Någon ansamling av fri fas (pool) eller rester av fri fas har inte påträffats vid borrhings- och provtagningsarbete, men PCE-halterna överstiger 1% av löslighetsgränsen, vilket är tecken på att fri fas förekommer i grundvattenzonen. Källområdets omfattning och beskaffenhet är således inte känd, vilket bör beaktas inför eventuella kompletterande undersökningar eller genom en konservativ dimensionering av efterbehandlingsåtgärder riktade mot föroreningar i grundvattnet.

2.3.2 Plymförorening

Grundvattnet nedströms anläggningen är förorenat av PCE (**figur B2.4**). De högsta halterna (>1 000 µg/l) har påvisats i grundvattnet uppströms Örbäcken, vilket antyder att utläckaget till bäcken styr eller begränsar spridningen av PCE. Att halterna är högre vid Örbäcken än uppströms vid den tidigare tvätten indikerar att provtagning inte skett centralt i plymen vid tvätten.



Figur B2.4. PCE i grundvatten.

I **tabell B2.1** redovisas en sammanställning av grundvattnets geokemiska beskaffenhet i anslutning till anläggningen. Halterna som anges är medelvärden för perioden 1994-2005.

Tabell B2.1. Grundvattenbeskaffenhet. Medelvärden för perioden 1994-2005. Avstånd avser avståndet från B5, belägen inom anläggningen.

Provtagningspunkt		B4	B5	B3	B11	B2	Kb1	Kb4	B8	B10	B9	B6
Avstånd	m	-71	0	11	27	149	254	293	519	540	648	786
PCE	µg/l	5,8	41	17	840	110	2200	2200	2,4	590	170	0,6
TCE	µg/l	0,28	0,28	0,26	0,11	1,4	59	12	12	12	0,87	0,35
DCE	µg/l	0,12	0,14	0,06	0,16	0,06	41	5,8	0,06	2,2	0,09	0,06
VC	µg/l	0,05	0,05	43	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	28	0,05	19
C ₂ H ₄ ^{a)}	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
pH		7,2	6,4	6,8	6,5	7,1	6,8	6,4	6,8	6,3	6,5	6,4
Alkalinitet ^{a)}	mg/l	71	63	60	-	48	103	48	76	46	86	46
DOC ^{a)}	mg/l	1,1	1,3	3,5	-	1,3	4,1	1,3	13	0,72	1,2	0,50
Redox ^{b)}	mV	24	147	4	106	71	64	145	36	202	173	77
O ₂	mg/l	3,0	6,7	5,6	7,3	6,6	2,3	5,0	0,3	6,3	4,7	2,9
NO ₃ ⁻	mg/l	1,6	2,5	2,3	2,7	1,4	1,3	2,4	0,50	1,3	2,5	0,50
Mn ²⁺	mg/l	0,06	0,08	0,03	0,02	0,03	1,3	0,04	0,31	0,10	0,04	0,05
Fe ²⁺	mg/l	0,12	0,08	0,08	0,05	0,07	0,05	0,05	1,1	0,07	0,09	0,08
SO ₄ ²⁻	mg/l	7,1	11	10	12	12	6,7	11	7,1	8,8	15	4,6
CH ₄	µg/l	1700	10	49	10	29	123	10	2100	10	15	26

^{a)}en analys från 2005; ^{b)} Redox har mätts med en 3 mol/l KCl-elektrod. Jämförbara värden med standard väteelektrod är ca 220 mV högre (vattentemperatur ca 10 °C).

Av tabellen framgår att föroreningarna i grundvattnet domineras av PCE, men nedbrytningsprodukterna TCE, cDCE och VC har också påvisats i några provtagningspunkter. Redox-mätningarna indikerar att i huvudsak aeroba och oxiderande förhållanden råder i akvifären. Anaeroba och reducerande förhållanden har dock observerats vissa punkter (B4, Kb1, B8 and B6).

3 Utvärderingsprocess

I detta kapitel redovisas en genomgång av utvärderingsprocessen, som beskrivs i kapitel 5 i rapportens huvudtext.

3.1 Steg 1 - Målformulering

Som beskrivs i kapitel 5 i rapportens huvudtext identifieras och formuleras platsanpassade åtgärds mål i detta steg, som bör uppnås för att skydda människors hälsa och miljön och/eller andra för att tillmötesgå andra intressen. I detta exempel har PCE läckt ut från anläggningen och påverkat jord, porgas och grundvatten. Föroreningen kan därför utgöra möjlig risk för människors hälsa och miljön genom olika mediaspecifika exponeringsvägar, vilket diskuteras nedan.

3.1.1 Jord

Potentiella risker till följd av förekomst av PCE i ytliga jordlager kan orsakas av olika former av exponering såsom intag av jord, intag av vegetabilier odlade på platsen, hudkontakt och inandning av PCE-gaser, som kan transporteras från jordlagren till byggnader. För den aktuella platsen har två möjliga exponeringsvägar identifierats för vilka åtgärds mål bör upprättas:

- Inandning av PCE- och fosfengas i byggnaderna
- Intag av vegetabilier, som odlas på platsen

Underlaget för åtgärds mål för PCE/fosfengas-exponering beskrivs av Andersson et al (1975). Underlaget för åtgärds mål avseende odling av vegetabilier bygger på Naturvårdsverket (2005). Åtgärds målen för föroreningar i de jordlagren i den omrättade zonen är sålunda:

- 1) Minska inträngning av PCE-gas till byggnader (och efterföljande fosgenbildning) till en halt av högst 0,1 ppm (0,7 mg/m³) genom tekniska skyddsåtgärder avseende inomhusluft och/eller efterbehandling av PCE i jordlagren
- 2) Efterbehandling av ytliga jordlager med PCE-halt överstigande 3 mg/kg för att eliminera framtida risker för intag av vegetabilier som odlas på platsen (vid eventuell omvandling av området till bostadsändamål eller liknande känslig markanvändning)

3.1.2 Grundvatten

Potentiella risker till följd av förekomst av PCE i grundvatten kan omfatta intag av förorenat grundvatten och/eller ytvatten och möjligtvis ekologisk påverkan av i Örbäcken till följd av utläckage av PCE-haltigt grundvatten. Det är inte troligt att utläckage av PCE-haltigt grundvatten till Hagälven orsakar skadlig påverkan på människors hälsa eller miljön, eftersom PCE-halterna är förhållandevis låga i grundvattnet i anslutning till Hagälven och utspädningen i älven mycket stor. Som

nämnts ovan nyttjas inte grundvattnet inom området längre för kommunal vattenförsörjning. Exponering genom intag av förorenat grundvatten bedöms därför inte som sannolik, men det vore lämpligt att införa administrativa skyddsåtgärder för att förhindra framtida användning grundvattnet för konsumtion, vilket diskuteras närmare i kapitel 3.2.

Det är inte klarlagt om PCE-halterna i Örbäcken överstiger ytvattenkriteriet 3,5 µg/l enligt Naturvårdsverket (2005) eller EUs vattendirektivsvärde 10 µg/l. PCE-halterna i brunnarna KB1 till KB4 nära utläkningsområdet vid Örbäcken uppgår till 2 200 µg/l (medelvärden från 1994 till 2005). Vid antagandet att utläckaget från akvifären till Örbäcken uppgår till 2% av det totala flödet i vattendraget och att inga andra koncentrationssänkande processer äger rum kan halttillskottet i vattendraget beräknas uppgå till 44 µg/l. Detta innebär att ovan angivet ytvattenkriterium överskrids mer än 10 gånger och vattendirektivsvärdet 4-5 gånger. I detta exempel har därför antagits ett åtgärds mål (10 µg/l) för att begränsa utläckaget av PCE till Örbäcken.

Möjliga risker till följd av PCE i grundvattnet kan också omfatta inandning av PCE-gaser i byggnader belägna ovanför föroreningsplymen mellan anläggningen och Örbäcken. I likhet med påverkan på ytvattnet bör påverkan på inomhusklimat också undersökas närmare. I detta exempel har särskilda åtgärds mål för inomhusluft inte upprättats. Flera av de åtgärdsstrategier och -metoder som är aktuella för att begränsa utläckaget till Örbäcken kan också förväntas leda till begränsning av påverkan av PCE i inomhusluft.

3.2 Steg 2 – Generella åtgärdsinsatser

I detta steg identifieras och bedöms generella åtgärdsinsatser som kan vara tillämpliga för platsen. Möjliga alternativ kan vara ingen åtgärd, administrativa skyddsåtgärder, tekniska skyddsåtgärder, långtidsuppföljning, övervakad naturlig nedbrytning, inneslutning och/eller massreduktion genom antingen in situ-behandling eller fysisk massreduktion med efterföljande ex situ-behandling. Eftersom åtgärds mål har upprättats för både jord och grundvatten i steg 1, kommer generella åtgärdsinsatser att bedömas separat för dessa medier. I **tabell B3.1** sammanfattas och dokumenteras urvalsprocessen. Urvalsprocessen beskrivs närmare nedan.

Tabell B3.1. Identifiering av generella åtgärdsinsatser samt inledande metodscrening.

Generella åtgärdsinsatser	Generella åtgärdsinsatser för fortsatt övervägande (Ja/Nej)	Metod/åtgärd	Screeningriterier			Kommentarer	Metod för fortsatt övervägande (Ja/Nej)
			Tillgänglighet	Geoteknisk/hydrogeologisk	Geokemisk		
Efterbehandling av jord		Åtgärdsinsatser för fortsatt övervägande (Ja/Nej)					
Ingen åtgärd	Nej	Inga åtgärder	-	-	-	Inget av åtgärdsalternativen för jord kommer att uppfyllas	Nej
Administrativa skyddsåtgärder	Ja	Markanvändningsrestriktioner	✓	✓	✓	Restriktioner för kurna upprättas för att begränsa markanvändningen med syfte att skydda människors hälsa	Ja
Tekniska skyddsåtgärder	Ja	Ventilation under bottentavla och åtgärder avseende inneklimat	✓	✓	✓	Tekniska skyddsåtgärder för kurna genomförs för att minska tillståndet till följd av gasinträngning i byggnader	Ja
Långtidsuppföljning	Ja	Jord- och porgasanalyser	✓	✓	✓	Erfordras såvitt avser att dokumentera effekten av massreduktionsåtgärder	Ja
Övervakad naturlig nedbrytning	Nej	Inga åtgärder	-	-	-	Inget av åtgärdsalternativen för jord kommer att uppfyllas	Nej
Inneslutning	Nej	Fryska bander	-	-	-	Metod som uppfyller åtgärdsalternativen utan att verka skadligt på miljön eller människors hälsa	Nej
Massreduktion	Ja	Ugrävning och ex situ-behandling Porgering Jordbävning in situ Termisk behandling in situ Stimulerad bioremediering in situ Kemisk oxidation in situ (ozon) Värmsanvändning	✓	✓	✓	Ugrävning av förorenad jord inte möjlig utan att byggnaderna rivs Effektiv metod vid permeabla jordarter, mindre effektiv för läggbara lager Lateral spridning av föroreningar kan ske beroende på fysikaliska lager Lämplig metod för behandling av jord Svårigheter att förse elektrodonatorer inom förorenat område Fosfor resterande till pH-värdet av ozon i lösningar med pågående verksamhet Förorenade jordlager inte lämpliga (under byggnader och på stora jorddjup)	Nej Nej Nej Ja Nej Ja Nej Nej Nej
Efterbehandling av grundvattnet		Åtgärdsinsatser för fortsatt övervägande (Ja/Nej)					
Ingen åtgärd	Ja	Ingen åtgärd	✓	✓	✓	Fordragna undersökningar kan visa att ytvattenkänslor inte övervakas	Ja
Administrativa skyddsåtgärder	Ja	Restriktioner i användning av grundvattnet	✓	✓	✓	Restriktioner i grundvattnetsutnyttjande för kurna upprättas för att skydda människors hälsa	Ja
Långtidsuppföljning	Ja	Grundvattenkontroll	✓	✓	✓	Erfordras sannolikt för att dokumentera effekten av massreduktionsåtgärder	Ja
Övervakad naturlig nedbrytning	Ja	Grundvattenkontroll	✓	✓	✓	Kan vara tillräckligt som enda metod och/eller kan fördröja för att dokumentera effekten av massreduktionsåtgärder	Ja
Inneslutning	Ja	Fryska bander	✓	✓	✓	Fryska bander (stagnant eller skrymmande) kan uppfylla åtgärdsalternativen	Ja
Massreduktion	Ja	Pumpning och behandling Perforationsaktion Luftfyllning/porgering Jordbävning in situ Termisk behandling in situ Stimulerad bioremediering in situ Kemisk oxidation in situ Mikrobiologisk reduktion in situ Värmsanvändning	✓	✓	✓	Hydraulisk inneslutning kan uppfylla åtgärdsalternativen. Flera alternativ för behandling av silu Ineffektiv i läggbara jordarter Metod lämpad för porgering Metod lämpad för luftfyllning Metod lämpad för jordbävning Användbar metod för källförening Perningar, pensullar och/eller Fenton's reagens lämpligt för källförening Metalliskt järn kan användas för efterbehandling av källförening och plynkontroll Begränsade stor, stora jorddjup, säsongsmässiga variationer och höga koncentrationer	Nej Ja Ja Ja Ja Ja Ja Ja Nej

Fokusering

- ✓ - Aktuella föreningar av PCE, TCE, dDCE
- ✓ - Metoden tillämpad vid riktnings förändring
- ✓ - Metoden inte tillämpad vid riktnings förändring
- ✓ - Metoden kan vara delvis tillämpad

3.2.1 Jord

För jord har följande generella åtgärdsinsatser inte behållits för ytterligare överväganden: Ingen åtgärd, övervakad naturlig nedbrytning och inneslutning. Dessa insatser har inte potential att uppfylla åtgärdsmålen på ett effektivt sätt eller inom rimliga tidsramar. PCE-halterna i jordlagren överskrider kriterier för bostadsändamål (intag av vegetabilier) liksom kriterier för gaser, varför ”ingen åtgärd” inte leder till skydd av människors hälsa. Även om PCE kan brytas ner och halterna avta genom en rad olika naturliga processer är förhållandena i den omättade zonen inte gynnsamma för snabb nedbrytning, varför övervakad naturlig nedbrytning inte kan förväntas ge skydd åt människors hälsa inom rimliga tidshorisonter. Åtgärder som omfattar fysisk inneslutning, utan att pågående verksamhet störs väsentligt, har inte kunnat identifieras, varför denna åtgärdsstrategi har avförts från vidare överväganden.

Åtgärdsstrategier som behållits för vidare överväganden omfattar administrativa skyddsåtgärder, tekniska skyddsåtgärder för inomhusmiljö, långtidsuppföljning och massreduktion. Av dessa har massreduktion bäst förutsättningar att uppfylla båda åtgärdsmålen för jord. Administrativa skyddsåtgärder skulle kunna användas vid överenskommelse med fastighetsägaren för att begränsa risker som kan uppstå vid bostadsbebyggelse. Sådana åtgärder skulle dock inte medföra att åtgärds mål 1 (gasinträngning) uppfylls. Tekniska skyddsåtgärder avseende inomhusmiljö skulle kunna genomföras för att snabbt uppfylla åtgärds mål 1, men skulle inte kunna uppfylla åtgärds mål 2 (avseende bostadsbebyggelse). Långtidsuppföljning har behållits som en strategi, eftersom den troligtvis erfordras för att dokumentera effekten av samtliga massreduktionsmetoder som kan komma att tillämpas på platsen.

3.2.2 Grundvatten

För grundvatten har samtliga åtgärdsstrategier behållits för vidare överväganden. Strategin ”ingen åtgärd” har behållits, eftersom fördjupade undersökningar inte har utförts av utläckaget av PCE till Örbäcken. Sådana kan komma att visa att yt-vattenkriterierna inte överskrider, trots att läckage sker av PCE-haltigt grundvatten till vattendraget. Administrativa skyddsåtgärder har behållits som en möjlig åtgärd att förhindra framtida användning av förorenat grundvatten för konsumtion. Långtidsuppföljning och övervakad naturlig nedbrytning har behållits, då någon form av uppföljning sannolikt kommer att erfordras för dokumentation av samtliga inneslutnings- eller massreduktionsmetoder som kan komma att tillämpas på platsen. Slutligen har både inneslutning och massreduktion behållits som åtgärdsstrategier med potential att uppfylla åtgärds målen inom rimliga tidshorisonter.

3.3 Steg 3 – Inledande methodscreening

I detta steg bedöms ett brett spektrum av beprövade och nyare efterbehandlingsmetoder med syfte att identifiera sådana som är applicerbara på den aktuella platsen. Methodscreeningen ska göras för varje relevant medium (jord, grundvatten etc.). Tabell 4.1 i rapporten (sammanställning över metoder och teknik för efterbehandling av klorerade lösningsmedel) och faktabladerna i bilaga A kan användas

som stöd vid denna screening. Utvärderingskriterierna omfattar tillgänglighet, lämplighet med avseende på geologi/hydrogeologi, lämplighet med avseende på geokemiska förhållanden samt verkan på aktuella föroreningar, i detta fall begränsat till PCE och dess nedbrytningsprodukter.

I tabell B3.1 sammanfattas och dokumenteras den inledande metodscreeningen med kommentarer och motiveringar till varför en viss metod behålls eller avförs för vidare överväganden.

3.3.1 Jord

Följande metoder som bedömts vid den inledande metodscreeningen har avförts från vidare överväganden:

- Urgrävning och ex situ-behandling – på grund av att urgrävning av förorenad jord skulle kräva rivning av byggnader och avbrott i pågående verksamhet, vilket inte kan accepteras
- Jordtvättning in situ – på grund av trolig lateral spridning av föroreningar beroende på finkorniga lager
- Stimulerad bionedbrytning in situ (anaerob) – på grund av svårigheten av att effektivt fördela elektrondonatorer i aktuellt behandlingsområde. Aeroba processer/bioventilation avförs eftersom PCE inte bryts ner aerobt
- Kemisk oxidation in situ (ozon) – på grund av risker för ozonpåverkan på inomhusluften i lokaler där verksamhet bedrivs. Andra oxidanter avförs på grund av svårigheter att effektivt fördela dem i aktuellt behandlingsområde
- Växtsanering – på grund av att PCE-koncentrationerna är för höga, de förorenade jordlagren inte är åtkomliga (belägna under hus och på stort djup) samt att processerna är säsongberoende

Följande metoder, samtliga i kombination med långtidsuppföljning, har behållits för fördjupad utvärdering:

- Administrativa skyddsåtgärder (markanvändningsrestriktioner)
- Tekniska skyddsåtgärder, såsom ventilation under bottenplatta och åtgärder avseende inomhusluften
- Porgasextraktion
- Termisk behandling in situ

3.3.2 Grundvatten

Följande metoder har avförts från vidare överväganden:

- Flerfasextraktion – på grund av hög permeabilitet i akvifären (metoden är mest effektiv i lågpermeabla jordarter)
- Växtsanering – på grund av att PCE-halterna är för höga, djupet till det förorenade grundvattnet och att processerna är säsongberoende

Följande metoder, i kombination med långtidsuppföljning eller övervakad naturlig nedbrytning, har behållits för fördjupad utvärdering:

- Ingen åtgärd
- Administrativa skyddsåtgärder (restriktioner i användning av grundvatten)
- Fysisk inneslutning (källområde)
- Jordtvättning in situ med vatten, lösningsmedel eller tensider (källområde)
- Termisk behandling in situ (källområde)
- Kemisk oxidation in situ (källområde)
- Metallkatalyserad reduktion in situ (källområde eller plym)
- Stimulerad bionedbrytning in situ (källområde eller plym)
- Luftinjektering i kombination med porgasextraktion (plym)
- Pumpning och behandling (hydraulisk inneslutning av plym)

3.4 Steg 4 – Fördjupad strategi- och metodanalys

I detta steg görs en fördjupad analys och bedömning av de åtgärdsstrategier och metoder som behållits efter den inledande metodscreeningen. Utvärdering görs med avseende på genomförbarhet, möjligheter att uppnå åtgärdsmålen, tidsåtgång och kostnader. Utvärderingen ska leda fram till en lista av åtgärdsstrategier och metoder som kan användas antingen som primära eller kompletterande åtgärder i de åtgärdsalternativ som tas fram i steg 5.

Resultatet av den fördjupade analysen redovisas i **tabell B3.2**. Åtgärdsstrategier och metoder som behållits från steg 2 och 3 diskuteras närmare nedan.

Tabell B3.2. Fördjupad strategi- och metodanalys.

Metodtagning	Teknik	Bestämningsskriterier					Värd som primär åtgärdsmetod: Ja/Nej (Ja/Nej)	Värd som kompletterande åtgärdsmetod: Ja/Nej (Ja/Nej)	Kommentarer
		Genomförbarhet	Förebyggande åtgärder	Teknisk noggrannhet	Trycksäkerhet	Kostnader			
Efterbehandling av jord	Aggregatiskt: Skydd av människors hälsa genom 1) Minimering av utsläpp av PCB-spår till flyttgrader som skydd mot inandning av PCB och lösgen som bildas vid svettning (0,7 mg/m³) och 2) Reduktion av PCB-faktor i jord för att minska framtida risker vid av- och återanvändning, följt av vegetationsåterställning (3 mg/kg)								
Administrativa åtgärder	Mätutvärdering	2	0	2	5	5	19	Nej	Aggregat 2 (botten) skulle kunna upprättas, men förutsätter övervakningsmätning med följande åtgärder: 1) Upprättning av
Färdigställande	Verksamhet under övervakning och åtgärder	0	0	0	5	1	22	Nej	Aggregat 1 skulle kunna upprättas, men inte åtgärdsåtgärder
Långsiktig planering	Justera och justera	4	0	0	4	4	18	Nej	Aggregat kan inte upprättas som enda metod, men åtgärdsåtgärder som kompletterat till andra primära åtgärdsåtgärder
Prognostisering	Prognostisering	5	0	0	5	2	20	Ja	Aggregat 1 upprättas som möjlig till, men åtgärdsåtgärder 2 först efter lång tid beroende på löslighet av föroreningarna
Konsekvenser i utvärderingen	Elektrisk kontakt utvärdering	2	4	0	2	3	19	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till. Fördjupad plan för utvärderingsåtgärder kan vara ett bra alternativ till
	Åtgärdsplanering	4	4	0	4	2	24	Ja	Aggregat kan upprättas som möjlig till. Mindre generella åtgärder (färdig och löslighet) än de till följande åtgärdsåtgärder
	Elektrisk kontaktutvärdering	2	4	0	2	1	20	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till. Fördjupad plan för utvärderingsåtgärder kan vara ett bra alternativ till
	Elektrisk kontaktutvärdering	2	4	0	2	1	20	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till. Fördjupad plan för utvärderingsåtgärder kan vara ett bra alternativ till
Efterbehandling av grundvattnet	Aggregatiskt: Skydd mot ytavrinningsvatten (10 µg/l för PCB) till följd av grundvattenutsläpp till Örtåren								
Fördjupad	Fördjupad	3	1	1	3	1	18	Ja	Utvärdering av åtgärder kan upprättas. Fördjupade utvärderingar av pH och grundvattnet utföras
Administrativa åtgärder	Restriktioner i användning av grundvattnet	2	0	2	3	3	19	Nej	Aggregat kan inte upprättas
Långsiktig planering	Grundvattenkontroll	0	1	1	0	1	17	Ja	Aggregat kan inte upprättas som enda metod, men åtgärdsåtgärder som kompletterat till andra primära åtgärdsåtgärder
Övervakning och utvärdering	Grundvattenkontroll	3	2	2	4	2	18	Ja	Aggregat kan inte upprättas som enda metod, men kan användas som kompletterat till andra primära åtgärdsåtgärder
Färdigställande	Surjämställning	3	0	4	5	4	22	Nej	Aggregat skulle kunna upprättas som möjlig till, men hydraulisk kontroll kan utföras för att upprätthålla effektivt inslagning
Pumpning och behandling	Aukning med luftgenomsnittskontroll	0	0	4	5	2	22	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till, men lång tid utföras
Luftutvärdering	Luftutvärdering/temperaturutvärdering	4	4	4	4	3	21	Ja	Utvärdering av åtgärder kan vara möjlig till, beroende på utvärdering av effektivt inslagning med utvärdering som tillämpningsområde
Återställning in situ	Vatten	4	3	1	2	4	18	Nej	Aggregat kan upprättas först efter lång tid. Hantering av övervaknings- (varnings skott) och kontroll kan vara problematisk
	Lämningsmetod	2	2	2	2	4	18	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till, men lång tid utföras
	Temperatur	3	4	2	2	4	18	Nej	Aggregat kan upprättas först efter lång tid. Hantering av och utvärdering kan vara problematisk
Färdigställande in situ	Elektrisk kontaktutvärdering	3	4	4	1	3	17	Nej	Utvärdering av åtgärder kan vara möjlig till, men till följande åtgärder. Fördjupad plan för utvärderingsåtgärder är ett bra alternativ till
	Åtgärdsplanering	3	4	4	3	3	19	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till. Mindre generella åtgärder (färdig och löslighet) än de till följande åtgärdsåtgärder
	Elektrisk kontaktutvärdering	3	4	4	3	3	19	Nej	Aggregat kan upprättas som möjlig till. Fördjupad plan för utvärderingsåtgärder kan vara ett bra alternativ till
Stärkt belysning in situ	Åtgärdsplanering	4	4	3	4	4	22	Ja	Aggregat skulle kunna upprättas som möjlig till genom behandling i plöjning och/eller lämningsmetod
Kontaktutvärdering in situ	Färdigställande	4	4	3	3	4	21	Ja	Aggregat skulle kunna upprättas som möjlig till genom behandling i lämningsmetod
	Färdigställande	3	4	3	3	4	18	Nej	Aggregat skulle kunna upprättas som möjlig till genom behandling i lämningsmetod. Gas och värmeeffekt kan utvärderas
Metodutvärdering	Övervakning/utvärdering	2	3	1	2	3	13	Nej	Aggregat skulle kunna upprättas som möjlig till. Mindre generella åtgärder (färdig och löslighet) än de till följande åtgärdsåtgärder
	Färdigställande	4	4	3	4	2	21	Ja	Aggregat kan upprättas genom behandling i plöjning
	Metodutvärdering	3	3	1	1	3	12	Nej	Aggregat skulle kunna upprättas genom behandling i lämningsmetod, men till följande åtgärder. Ny teknik

3.4.1 Jord

De åtgärdsstrategier och metoder som behållits för fördjupad utvärdering omfattar administrativa skyddsåtgärder, tekniska skyddsåtgärder avseende inomhusmiljö, långtidsuppföljning, porgasextraktion och termisk behandling in situ. Av dessa har termisk behandling med ånginjektion och i kombination med porgasextraktion tilldelats högst poäng. Metoden bedöms kunna uppnå båda åtgärdsmålen för jord och har behållits som primär metod vid framtagning av åtgärdsalternativ.

Enbart porgasextraktion (utan termisk behandling) har också behållits som primär metod, trots att tidsåtgången är mycket längre än när metoden kombineras med termisk behandling. Administrativa skyddsåtgärder och tekniska skyddsåtgärder avseende inomhusmiljön har också bedömts kunna uppfylla minst ett av de två åtgärdsmålen och skulle kunna tillämpas i kombination med varandra eller som komplement till andra metoder. De har därför behållits som kompletterande åtgärder. Långtidsuppföljning har behållits som kompletterande åtgärd till alla andra alternativ.

Elektrisk resistivitetsuppvärmning och elektrisk konduktiv uppvärmning har inte behållits efter den detaljerade analysen på grund av begränsat utrymme på platsen för erforderliga anläggningar.

3.4.2 Grundvatten

Efter den fördjupade analysen har följande behållits som primära metoder vid framtagning av åtgärdsalternativ: Fysisk inneslutning (slurrybarriär eller tätspont), luftinjektering i kombination med porgasextraktion, pumpning och behandling (avdrivning med luft eller granulerat aktivt kol), stimulerad bionedbrytning in situ (reduktiv deklorering), kemisk oxidation in situ (permanganat) och metallkatalyserad reduktion in situ (permeabel reaktiv barriär). Dessutom har ”ingen åtgärd” behållits för fortsatt utvärdering, då det är möjligt att ytvattenkriterier inte överskrids. Fördjupade undersökningar bör genomföras av samverkan mellan grundvatten och ytvatten bör utföras för att bekräfta att åtgärdsmålen för ytvatten varaktigt uppfylls. Långtidsuppföljning och övervakad naturlig nedbrytning har behållits som kompletterande åtgärder till de olika primära metoderna.

En rad metoder har avförts från vidare överväganden, såsom: termisk behandling in situ (främst beroende på kostnaderna), jordtvättning in situ (främst på grund av begränsad tillgänglighet, geologiska förhållanden och hantering av tvättvätskor) samt användningen av Fentons reagens, ozon, och nano-järnpulver (olika faktorer). De närmare skälen för att dessa metoder avförts anges i tabell B3.2.

3.5 Steg 5 – Åtgärdsalternativ

I detta steg sammanställs efterbehandlingsalternativ med utgångspunkt från den lista av metoder, som upprättats i steg 4. Vidare görs en bedömning och värdering av alternativen enligt följande huvudkriterier: Generellt skydd av människors hälsa och miljön, uppfyllande av myndighetskrav, korttids- och långtidseffekter, reduktion av toxicitet, mobilitet, volym och mängd, genomförbarhet, kostnader samt myndighets- och samhällsacceptans.

De olika efterbehandlingsalternativen för jord och grundvatten redovisas och diskuteras nedan.

3.5.1 Jord

Följande åtgärdsalternativ har upprättats för jord:

- 1) Tekniska skyddsåtgärder avseende inomhusmiljö kompletterade med administrativa skyddsåtgärder och långtidsuppföljning
- 2) Porgasextraktion kompletterad med administrativa skyddsåtgärder och långtidsuppföljning
- 3) Termisk behandling in situ genom ånginjektion i kombination med porgasextraktion samt kompletterad med administrativa skyddsåtgärder och långtidsuppföljning

Efterbehandlingsalternativen för jord har sammanställts och värderats i **tabell B3.3**. Alternativen diskuteras närmare nedan.

Tabell B3.3. Åtgärdsalternativ för jord.

Bedömningskriterier	Åtgärdsalternativ - Poängbedömning: 0 = lägst (sämst) och 5 = högst (bäst)					
	1. Tekniska skyddsåtgärder avseende inomhusmiljö kompletterade med administrativa skyddsåtgärder och långtidsuppföljning		2. Porgasextraktion kompletterad med administrativa skyddsåtgärder och långtidsuppföljning		3. Termisk behandling in situ i kombination med porgasextraktion och kompletterad med administrativa skyddsåtgärder och långtidsuppföljning	
	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng
1 Skydd av människors hälsa och miljö	Ja - Tekniska skyddsåtgärder medför minskad gasinträngning. Administrativa skyddsåtgärder förhindrar annan markanvändning (bostäder).	4	Ja - Gasinträngning förhindras. Administrativa skyddsåtgärder förhindrar annan markanvändning (bostäder).	4	Ja - Termisk behandling minskar föroreningshalten i jord och porgasextraktionen förhindrar gasinträngning. Administrativa skyddsåtgärder förhindrar annan markanvändning (bostäder).	5
2 Uppfyllelse av myndighetskrav	Ja	5	Ja	5	Ja	5
3 Långtidseffekt och beständighet	Acceptabel - Kräver D&U under lång tid, vilket ökar osäkerheten i långtidseffekt.	3	Acceptabel - Efterbehandlingstiden är lång, vilket ökar osäkerheten beträffande möjlig framtida markanvändning.	3	God - Efterbehandlingen påskyndas genom termisk behandling, vilket minskar osäkerheten beträffande möjlig framtida markanvändning.	5
4 Reduktion av toxicitet, mobilitet, volym och mängd	Dålig - Minskar inte föroreningsmängd, mobilitet och volym.	0	Acceptabel - Föroreningsmängden minskar med tiden och därmed också förorenad volym. Lågsmärta lager kommer dock att ta lång tid att efterbehandla.	3	God - Snabb reduktion av föroreningsmängd, mobilitet, toxicitet och volym genom termisk behandling.	5
5 Korttidseffekt	Genomförandet medför inte några betydande hälso- eller säkerhetsproblem. Åtgärds-målen kan uppnås på kort tid.	5	Genomförandet medför inte några betydande hälso- eller säkerhetsproblem. Åtgärds-målen kan uppnås på kort tid.	4	Särskilda säkerhetsarrangemang krävs för framtällning och hantering av ånga. Åtgärds-målen kan uppnås inom relativt kort tidrymd.	3
6 Genomförbarhet	Enkelt genomförande.	5	Relativt enkelt genomförande.	4	Relativt komplext genomförande. Kräver mer omfattande arrangemang än alt 2. Hantering av gaser med höga PCE-koncentrationer.	3
7 Kostnader Kapitalkostnader Årliga D&U-kostnader Bedömd efterbehandlingstid Totalt ruvidskostnad	Låga Låga (arbetskraft, kolfilter, kontroll) >30 år Låg	5	Måttliga (arbetskraft, kolfilter, kontroll) >30 år Måttlig	3	Höga Höga (arbetskraft, el, kolfilter, kontroll) <5 år Måttlig - hög	2
8 Myndighetsacceptans	Kan sannolikt accepteras, även om lång ebh-tid och insatnad av förorengsreduktion inte är önskvärd.	3	Kan förväntas accepteras, även om lång ebh-tid inte är önskvärd.	4	Förväntas accepteras. Kort ebh-tid är önskvärd.	5
9 Samhällsacceptans	Medför skydd av människors hälsa och kan sannolikt accepteras, även om lång ebh-tid och insatnad av förorengsreduktion inte är önskvärd.	3	Medför skydd av människors hälsa och kan förväntas accepteras, även om lång ebh-tid inte är önskvärd.	4	Medför skydd av människors hälsa och förväntas accepteras.	5
Poängsumma		33		34		38
		Alternativ 1		Alternativ 2		Alternativ 3

Alternativ 1 omfattar omedelbart genomförande av tekniska skyddsåtgärder för inomhusmiljön för att minska halten av PCE så att åtgärds mål 1 uppnås. Åtgärden kan omfatta ventilation under bottenplattorna, reglering av lufttrycket inomhus så att ett övertryck erhålls inne i byggnaderna och/eller behandling av inomhusluften i en luftreningsanläggning med granulerat aktivt kol. Administrativa skyddsåtgärder genomförs för att begränsa framtida verksamhet till industriell sådan för att eliminera risker till följd av intag av vegetabilier inom bostadsbebyggelse på platsen (åtgärds mål 2). Långtidsuppföljning av inomhusluften, porgas- och jordkoncentrationer erfordras som kontroll av åtgärden och för bedömning av behovet av fortsatt drift.

Alternativ 1 skulle kunna genomföras enkelt efter godkännande av fastighetsägaren. Åtgärdena skulle leda till att skydd av människors hälsa uppnås och tillmötesgå myndighetskrav. Genomförandet är okomplicerat och kostnaderna låga. Av dessa skäl ges alternativet höga poäng för flera av utvärderingskriterierna. Emellertid medför åtgärdena inte att föroreningsmängden, volymen eller toxiciteten av föroreningarna i jordlagren minskar, vilket innebär att åtgärdena måste fortgå under mycket lång tid (till dess att jordföroreningen naturligt avklingat). Alternativet tilldelas därför låga poäng för kriterierna reduktion av föroreningen och långtidseffekt/beständighet. Eftersom alternativet inte leder till reduktion av föroreningen kan myndighets- och samhällsacceptansen förväntas vara lägre jämfört med de andra åtgärdsalternativen. Poängsumman för alternativ 1 är 33 poäng av 45 möjliga.

Alternativ 2 omfattar installation av ett system för porgasextraktion på platsen för att minska gasinträngningen (åtgärds mål 1) och för att åstadkomma massreduktion. I likhet med alternativ 1 vidtas administrativa skyddsåtgärder för att begränsa framtida markanvändning till industriella ändamål och därmed eliminera risker till följd av intag av vegetabilier inom bostadsbebyggelse på platsen (åtgärds mål 2). Långtidsuppföljning av porgaskoncentrationer erfordras som kontroll av åtgärden och för bedömning av behovet av fortsatt drift.

Alternativ 2 skulle kunna genomföras relativt enkelt efter godkännande av fastighetsägaren. Åtgärdena skulle leda till att skydd av människors hälsa uppnås och tillmötesgå myndighetskrav. Genomförandet är relativt okomplicerat och kostnaderna måttliga. Av dessa skäl ges alternativet höga poäng för flera av utvärderingskriterierna. Efterbehandlingens varaktighet kommer dock att styras av den långsamma avgången av PCE från lågpermeabla lager, varför efterbehandlingen kommer att bli relativt långvarig. Alternativet ges därför relativt lägre poäng för kriterierna reduktion av föroreningen och långtidseffekt/beständighet (jämfört med alternativ 3). Poängsumman för alternativ 2 är 34 poäng av 45 möjliga.

Alternativ 3 omfattar installation av en anläggning för termisk behandling in situ genom ånginjektion (kombinerad med porgasextraktion) för att påskynda PCE-avgången från både lågpermeabla och högpermeabla jordlager. Åtgärden leder till minskad gasinträngning (åtgärds mål 1 uppfylls) och massreduktion (åtgärds mål 2 tillmötesgås). Administrativa skyddsåtgärder för att begränsa framtida markanvändning till industriella ändamål har förutsatts, men åtgärden kan visa sig vara

onödig beroende på behandlingsresultaten. Långtidsuppföljning av porgaskoncentrationer förutsätts också ske, men den är sannolikt mycket kortare jämfört med de andra alternativen, då den kraftfulla termiska behandlingen minskar erforderlig behandlingstid (uppskattad till mindre än 5 år).

Alternativ 3 är mer komplicerat att genomföra än övriga alternativ. Förutom godkännande av fastighetsägaren krävs också betydande anläggningar för ångproduktion och -fördelning samt en mer robust anläggning för gasrening för att klara högre koncentrationer av PCE i extraherade gaser.

Alternativet skulle leda till att skydd av människors hälsa uppnås, vara i överensstämmelse med myndighetskrav och skulle kunna genomföras under kortare tid än de båda andra alternativen. Av dessa skäl ges alternativet höga poäng för flera av utvärderingskriterierna. Endast för kostnaderna ges alternativet låga poäng. Poängsumman för alternativ 3 är 38 av 45 möjliga.

3.5.2 Grundvatten

Följande åtgärdsalternativ har upprättats för grundvatten:

- 1) Ingen åtgärd
- 2) Fysisk inneslutning kombinerad med långtidsuppföljning
- 3) Pumpning och behandling kombinerad med långtidsuppföljning
- 4) Luftinjektering och porgasextraktion kombinerad med långtidsuppföljning
- 5) Stimulerad bionedbrytning in situ kombinerad med långtidsuppföljning
- 6) Kemisk oxidation in situ kombinerad med långtidsuppföljning
- 7) Permeabel reaktiv barriär (metalliskt järn) kombinerad med långtidsuppföljning

Efterbehandlingsalternativen för grundvatten har sammanställts och bedömts i **tabell B3.4a och b**. Alternativen diskuteras närmare nedan. I **figur B3.1-B3.6** illustreras tänkbar utformning av alternativen. För det praktiska genomförandet krävs mer detaljerad information om tillgängliga ytor, undermarksinstallationer etc. för att bestämma det slutliga läget av installationerna.

Tabell 3.4a. Åtgärdsalternativ 1-4 för grundvatten.

Bedömningskriterier	Åtgärdsalternativ 1 - Pumpning och behandling											
	1. Ingen åtgärd			2. Fysisk inneslutning (slurrybarriär eller tätspont) kombinerad med långtidssupplösning			3. Pumpning och behandling kombinerad med långtidssupplösning			4. Luftinjektionsporgelstrukturer kombinerad med långtidssupplösning		
	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng
1 Skydd av människans hälsa och miljö	Okänt - Fortsatta undersökningar av påverkan på ytvatten utföras för att kartlägga alla föroretningskällor varaktigt uppfylls.	1	Ja - Förtätningsbarriär från tillräckligt föruträknad avstånd och därmed påverkan på ytvatten.	5	Ja - Förtätningsbarriär från tillräckligt föruträknad avstånd och därmed påverkan på ytvatten.	5	Ja - Förtätningsbarriär från tillräckligt föruträknad avstånd och därmed påverkan på ytvatten.	5	Ja - Förtätningsbarriär från tillräckligt föruträknad avstånd och därmed påverkan på ytvatten.	5	Ja - Förtätningsbarriär från tillräckligt föruträknad avstånd och därmed påverkan på ytvatten.	5
2 Uppfyllande av myndighetskrav	Okänt - Fortsatta undersökningar utföras.	1	Ja	5	Ja	5	Ja	5	Ja	5	Ja	5
3 Långlivethet och behandling	Högt oönskat om långtidseffekt. Forskningar i vattensättningen och vattenkvaliteten kan förorsaka påverkan på ytvatten.	1	Acceptabel - Efterbehandlingen lång, vilket ökar säkerheten om åtgärden och den fortsatta markundersökningen.	3	Acceptabel - Efterbehandlingen lång, vilket ökar säkerheten om åtgärden och den fortsatta markundersökningen.	3	Acceptabel - Efterbehandlingen lång, vilket ökar säkerheten om åtgärden och den fortsatta markundersökningen.	3	Acceptabel - Efterbehandlingen lång, vilket ökar säkerheten om åtgärden och den fortsatta markundersökningen.	3	Acceptabel - Efterbehandlingen lång, vilket ökar säkerheten om åtgärden och den fortsatta markundersökningen.	3
4 Risk för föroretningsmedel, mobilitet, volym och mängd	Minskar inte föroretningsmängd, mobilitet och volym.	0	Minskar inte föroretningsmängd och volym.	0	Minskar föroretningsmängden (fysikalisk inneslutning), men långsammare än andra alternativ.	3	Minskar föroretningsmängden (fysikalisk inneslutning), men långsammare än andra alternativ.	3	Minskar föroretningsmängden (fysikalisk inneslutning), men långsammare än andra alternativ.	3	Minskar föroretningsmängden (fysikalisk inneslutning), men långsammare än andra alternativ.	3
5 Korrosivitet	Höga effekter i anslutning till grundvattnet. Tid att uppnå åtgärdsåmål kan bedömas först efter det att fortsatta undersökningar genomförs.	3	Lågt tillräckligt säkerhetsmarginal trots vid installation av barriären. Åtgärdsåmål kan nås inom måligt tid.	4	Genomgående medför inte några betydande risker eller säkerhetsproblem. Åtgärdsåmål kan uppnås inom måligt tid.	4	Genomgående medför inte några betydande risker eller säkerhetsproblem. Åtgärdsåmål kan uppnås inom måligt tid.	4	Genomgående medför inte några betydande risker eller säkerhetsproblem. Åtgärdsåmål kan uppnås inom måligt tid.	4	Genomgående medför inte några betydande risker eller säkerhetsproblem. Åtgärdsåmål kan uppnås inom måligt tid.	4
6 Genombrottsrisk	Enligt genomförande.	5	Enligt genomförande, men beroende av undermålsförhållanden. Medför störningar i verksamheten.	3	Enligt genomförande. Erforderliga ytor för brunnar, ledningar och behandlingsstrukturer kan vara begränsade.	4	Enligt genomförande. Erforderliga ytor för brunnar, ledningar och behandlingsstrukturer kan vara begränsade.	4	Enligt genomförande. Erforderliga ytor för brunnar, ledningar och behandlingsstrukturer kan vara begränsade.	4	Enligt genomförande. Erforderliga ytor för brunnar, ledningar och behandlingsstrukturer kan vara begränsade.	4
7 Kostnader Kapitalkostnader Andra DRU-kostnader Behövda efterbehandlingskostnader Totalt investeringskostnad	Låga (undersökningar) Höga till låga (kontroll) >10 år Låg	5	Höga Låga (kontroll) >10 år Måttlig	3	Måttliga (arbetskrav, utgifter, kontroll) >10 år Måttlig	3	Måttliga (arbetskrav, utgifter, kontroll) >10 år Måttlig	3	Måttliga (arbetskrav, utgifter, kontroll) >10 år Måttlig	3	Måttliga (arbetskrav, utgifter, kontroll) >10 år Måttlig	3
8 Myndighetsacceptans	Samtidigt tillgå på grund av fortsatt PCE-återlag på ytvatten (även under åtgärdsåmål)	1	Kan sannolikt accepteras, även om lång åtgärdsåmål och avsaknad av föroretningsreduktion inte är önskvärd.	3	Kan förväntas accepteras, även om lång åtgärdsåmål och begränsad föroretningsreduktion sannolikt inte är önskvärd.	4	Kan förväntas accepteras, även om lång åtgärdsåmål och begränsad föroretningsreduktion sannolikt inte är önskvärd.	4	Kan förväntas accepteras, även om lång åtgärdsåmål och begränsad föroretningsreduktion sannolikt inte är önskvärd.	4	Kan förväntas accepteras, även om lång åtgärdsåmål och begränsad föroretningsreduktion sannolikt inte är önskvärd.	4
9 Samhällsacceptans	Samtidigt tillgå på grund av fortsatt PCE-återlag på ytvatten (även under åtgärdsåmål)	1	Kan sannolikt accepteras, även om lång åtgärdsåmål inte är önskvärd.	3	Kan sannolikt accepteras, även om lång åtgärdsåmål inte är önskvärd.	3	Kan sannolikt accepteras, även om lång åtgärdsåmål inte är önskvärd.	3	Kan sannolikt accepteras, även om lång åtgärdsåmål inte är önskvärd.	3	Kan sannolikt accepteras, även om lång åtgärdsåmål inte är önskvärd.	3
Poängsumma	Alternativ 1	18	Alternativ 2	29	Alternativ 3	34	Alternativ 4	33				

Tabell 3.4b. Åtgärdsalternativ 5-7 för grundvatten.

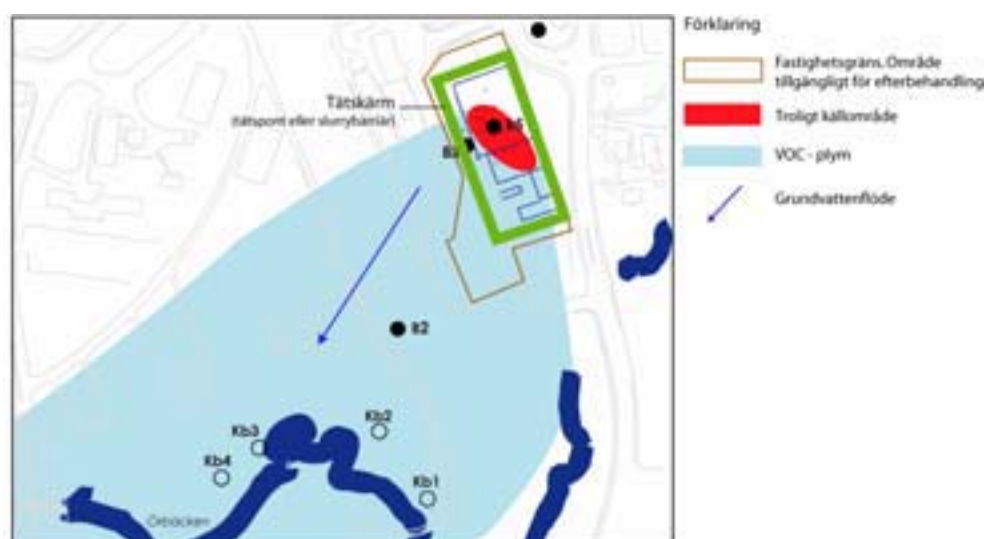
Bedömningskriterier	Åtgärdsalternativ 5 - Påvagnbedrivning 0 = lågt (lämst) och 5 = högt (bäst)			Åtgärdsalternativ 6 - Kemisk oxidation i situ med permeant barriär med långtidsupplösning			Åtgärdsalternativ 7 - Permeabel reaktiv barriär med metalliskt järn kombinerad med långtidsupplösning		
	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	Kommentarer	Poäng	
1. Skydd av människors hälsa och miljön	Ja - Förventad lösningshastighet (passiv dekontaminering) kombinerad med övervakad naturlig reduktion	5	Ja - Förventad lösningshastighet (passiv dekontaminering) kombinerad med övervakad naturlig reduktion	5	Ja - Förventad lösningshastighet (passiv dekontaminering) kombinerad med övervakad naturlig reduktion	5	Ja - Förventad lösningshastighet (passiv dekontaminering) kombinerad med övervakad naturlig reduktion	5	
2. Löslighetsförändring av myndighetskrav	Ja	5	Ja	5	Ja	5	Ja	5	
3. Långtidskostnad och brettäckningsgrad	God - Kan användas för såväl massreduktion som källoräddning som tekniker i pnymen, vilket minskar ehh-tiden. Naturlig nedbrytning stimuleras för eftergånge långtids "passiv"	4	God - Intensiv ehh av källoräddning minskar osäkerheten om långtidskostnader	4	Acceptabel - Efterbehandlingsgraden lång, vilket klar tillämnar om åtgärden och den hämtade reaktionshastigheten.	4	Acceptabel - Efterbehandlingsgraden lång, vilket klar tillämnar om åtgärden och den hämtade reaktionshastigheten.	3	
4. Reduktion av toxicitet, mobilitet, volym och mängd	Massreduktion genom destruktiv reaktion inom källoräddning och/eller pnymen.	5	Massreduktion genom destruktiv reaktion inom källoräddning och/eller pnymen.	5	Massreduktion genom destruktiv reaktion inom källoräddning och/eller pnymen.	5	Massreduktion genom destruktiv reaktion inom källoräddning och/eller pnymen.	3	
5. Kurlbarhet	Genomförandet medför inte några betydande hälsor- eller säkerhetsproblem. Åtgärdsområdet kan utvärderas, men på något längre tid än massreduktionsalternativen.	4	Stämmer vid hantering av oxidationsmedel bör utvärderas, men riskerna bedöms som måttliga. Åtgärdsområdet kan utvärderas, men på något längre tid än massreduktionsalternativen.	4	Stämmer vid hantering av oxidationsmedel bör utvärderas, men riskerna bedöms som måttliga. Åtgärdsområdet kan utvärderas, men på något längre tid än massreduktionsalternativen.	4	Stämmer vid hantering av oxidationsmedel bör utvärderas, men riskerna bedöms som måttliga. Åtgärdsområdet kan utvärderas, men på något längre tid än massreduktionsalternativen.	4	
6. Genomförbarhet	Relevant enbart genomförande. Erfordriga ytor för brytning, ledningar och övervakningsutrustning kan vara begränsade. Behandlingsgraden bör genomföras som underlag för dimensionering	4	Relevant enbart genomförande. Erfordriga ytor för brytning, ledningar och övervakningsutrustning kan vara begränsade. Behandlingsgraden bör genomföras som underlag för dimensionering	4	Relevant enbart genomförande. Erfordriga ytor för brytning, ledningar och övervakningsutrustning kan vara begränsade. Behandlingsgraden bör genomföras som underlag för dimensionering	4	Relevant enbart genomförande. Erfordriga ytor för brytning, ledningar och övervakningsutrustning kan vara begränsade. Behandlingsgraden bör genomföras som underlag för dimensionering	4	
7. Kostnader	Kapitalkostnader Årliga O&U-kostnader Bedömd efterbehandlingskostnad Totalt investeringskostnad	Måttliga Måttliga (beräknat), exklusive kostnader för kontroll <10 år Låg - måttlig	Låga Låga (oxidationsmedel, arbetskraft, kontroll) <5 år Måttlig	3	Höga Höga (oxidationsmedel, arbetskraft, kontroll) >20 år Måttlig	3	Höga Låga (kontroll) >20 år Måttlig	3	
8. Myndighetsacceptans	Förväntas accepteras. Massreduktion inom källoräddning och pnymen förväntas	5	Förväntas accepteras. Massreduktion inom källoräddning och pnymen förväntas	5	Förväntas accepteras. Massreduktion inom källoräddning och pnymen förväntas	5	Kan förväntas accepteras, även om lång ehh-tid och begränsad föroreningseffektivitet samtidigt inte är önskvärd	4	
9. Samhällsacceptans	Förväntas accepteras, även om tekniken är relativt ny. Behandling av källoräddning postulat	4	Förväntas accepteras, även om tekniken är relativt ny. Behandling av källoräddning postulat	4	Förväntas accepteras, även om tekniken är relativt ny. Behandling av källoräddning postulat	4	Kan sannolikt accepteras, även om lång ehh-tid inte är önskvärd	3	
Poängsumma	Alternativ 5	46	Alternativ 6	38	Alternativ 7	34			

Alternativ 1 avser ”ingen åtgärd”. För att alternativet verkligen ska kunna komma ifråga krävs att fördjupade undersökningar genomförs av grundvatten och ytvatten för att bekräfta att åtgärds målet för ytvatten varaktigt uppfylls.

Alternativ 1 ges generellt låga poäng beroende på osäkerheten om alternativet ger tillräckligt skydd av människors hälsa och miljön samt osäkerheten vad gäller långtidseffekter och beständighet. Även om undersökningar bekräftar att åtgärds målet kan uppnås varaktigt, är det sannolikt att myndighets- och samhällsacceptansen skulle vara låg, då alternativet skulle innebära ett medgivande av fortsatt PCE-utläckage till ytvatten. Alternativet ges också låg poäng när det gäller kriteriet för reduktion av föroreningsmängd, volym och toxicitet, eftersom någon aktiv åtgärd inte genomförs för att minska föroreningen. Högst poäng tilldelas alternativet för kostnader (låga) och genomförande (enkelt). Poängsumman för alternativ 1 är 18 av 45 möjliga.

Alternativ 2 omfattar installation av en fysisk barriär (slurrybarriär eller tätspont) kring källområdet enligt figur B3.1. Barriären ska förhindra eller väsentligt reducera föroreningstransporten från källområdet och därmed utläckaget av föroreningar från grundvatten till ytvatten. Detta för att uppfylla åtgärds målet inom rimlig tid (d.v.s inom ett år, vilket är beräknad transporttid från anläggningen till Örbäcken). Långtidsuppföljning av grundvattenkoncentrationer erfordras som kontroll av åtgärden.

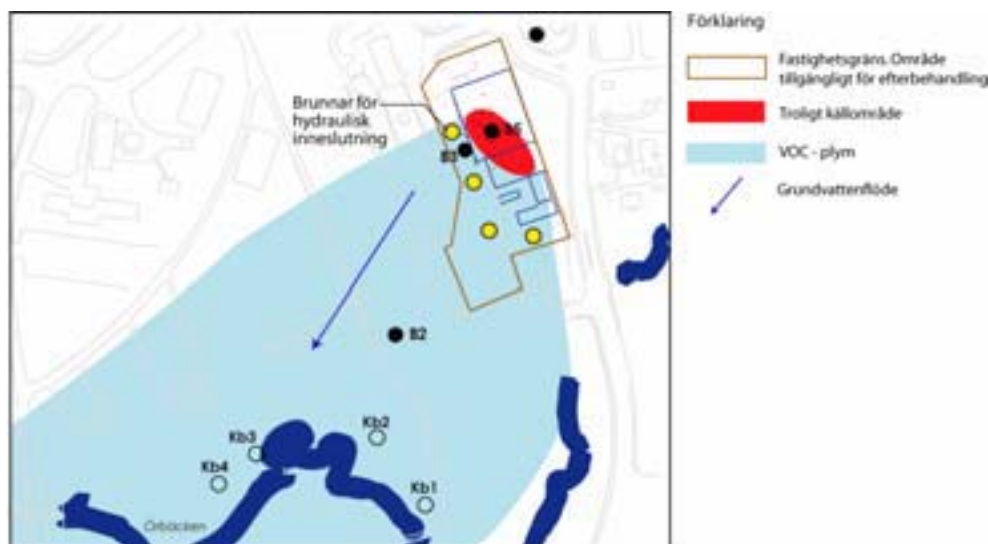
Alternativet medför att åtgärds målet uppfylls samt innebär skydd av människors hälsa, vilket ger höga poäng inom dessa utvärderingskriterier. Alternativet medför dock inte att mängden och volymen föroreningar eller toxiciteten minskar. På grund av den långa varaktigheten poängsätts långtidseffekt och beständighet lågt. Genomförandet medför sannolikt störningar i verksamheten och alternativet är dyrare än andra. På grund av att ingen föroreningsreduktion sker bedöms myndighets- och samhällsacceptans för alternativet vara lägre än alternativ som medför reduktion. Poängsumman för alternativ 2 är 29 av 45 möjliga.



Figur B3.1. Alternativ 2. Fysisk inneslutning.

Alternativ 3 omfattar installation av ett konventionella grundvattenbrunnar längs fastighetsgränsen nedströms källområdet enligt figur B3.2. Härigenom skapas en hydraulisk barriär, som minskar föroreningstransporten inom plymen och därmed utläckaget av föroreningar från grundvatten till ytvatten (för att uppfylla åtgärds-målet) inom rimlig tid (d.v.s inom ett år, vilket är beräknad transporttid från anläggningen till Örbäcken). Långtidsuppföljning av grundvattenkoncentrationer erfordras som kontroll av åtgärden och för bedömning av behovet av fortsatt drift.

Alternativet medför att åtgärdsålet uppfylls samt innebär skydd av människors hälsa. Det är också relativt enkelt att genomföra och är en väl beprövad teknik, vilket ger alternativet höga poäng inom dessa utvärderingskriterier. Vidare uppnås en viss massreduktion, även om den är lägre än flera andra behandlingsalternativ (och därmed måttligt hög poäng). Då alternativet inte medför väsentlig massreduktion av källföroreningen kommer efterbehandlingstiden att vara lång och sålunda ges låg poäng för långtidseffekt och beständighet. Myndighets- och samsällsacceptans torde vara god och kostnaderna måttliga. Poängsumman för alternativ 3 är 34 av 45 möjliga.



Figur B3.2. Alternativ 3. Pumpning och behandling.

Alternativ 4 omfattar installation av luftinjektionsbrunnar längs fastighetsgränsen nedströms källområdet enligt figur B3.3 eller inom grundvattenplymen. Genom injektionsbrunnarna skapas en ridå av luftbubblor i grundvattnet som medför förångning av löst PCE. Gasbubblorna kommer att stiga upp genom grundvattenzonen till den omättade zonen, där porgasen sugas upp genom extraktionsbrunnar för ex situ-behandling. Härigenom skapas en barriär, som minskar föroreningstransporten i plymen och därmed utläckaget av föroreningar från grundvatten till ytvatten (för att uppfylla åtgärdsålet) inom rimlig tid (d.v.s inom ett år, vilket är beräknad transporttid från anläggningen till Örbäcken). Långtidsuppföljning av grundvattenkoncentrationer erfordras som kontroll av åtgärden och för bedömning av behovet av fortsatt drift.

Alternativet medför att åtgärds målet uppfylls samt innebär skydd av människors hälsa. Det är också relativt enkelt att genomföra och är en väl beprövad teknik, vilket ger alternativet höga poäng inom dessa utvärderingskriterier. Vidare uppnås en viss massreduktion, även om den är lägre än flera andra behandlingsalternativ (och därmed måttligt hög poäng). Då alternativet inte medför väsentlig massreduktion av källföroeningen kommer efterbehandlingstiden att vara lång och sålunda ges låg poäng för långtidseffekt och beständighet. Myndighets- och samhällsacceptans torde vara god och kostnaderna måttliga. Poängsumman för alternativ 4 är 33 av 45 möjliga.



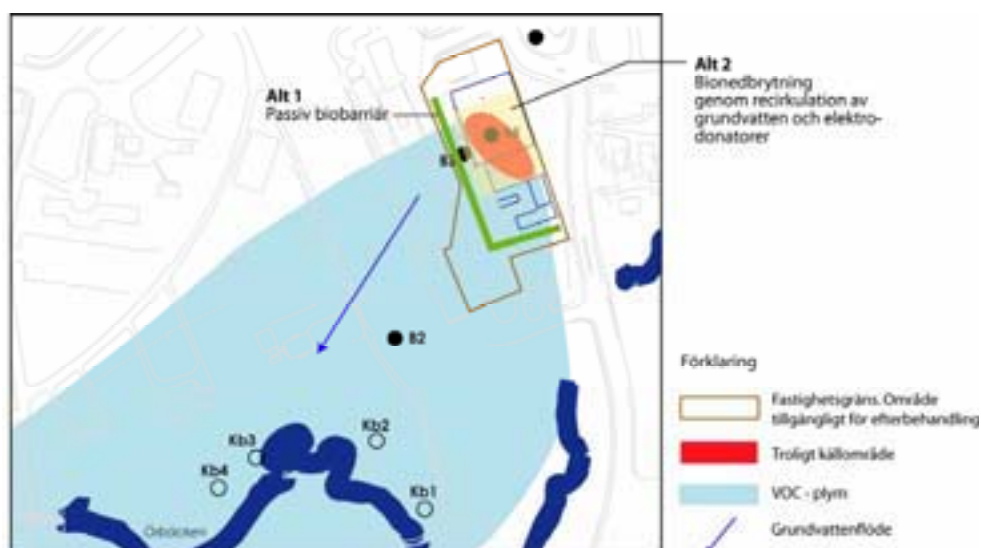
Figur B3.3. Alternativ 4. Luftinjektering och porgasextraktion.

Alternativ 5 omfattar stimulerad bionedbrytning in situ genom anaerob deklorering. Metoden kan genomföras på två sätt. Ett alternativ är att anordna en passiv biobarriär tvärs föroreningsplymen antingen vid fastighetsgränsen enligt figur 3.4 eller nära utsläppspunkten. Härigenom skapas en barriär, som minskar föroreningstransporten inom plymen och därmed utläckaget av föroreningar från grundvatten till ytvatten (för att uppfylla åtgärds målet). Den passiva barriären skulle underhållas genom regelbunden (årsvis eller halvårsvis) injektion av långsamt angivna elektronondonatorer (t.ex. emulgerad vegetabilisk olja). En barriär i anslutning till fastighetsgränsen skulle behöva vara 150-200 m lång. Längden på en barriär i anslutning till utsläppspunkten skulle behöva bestämmas genom undersökningar.

Ett annat alternativ är att genomföra en aktiv behandling av källområdet genom recirkulation av lösta elektronondonatorer (t.ex. laktat) genom källområdet under byggnaderna, som illustreras i figur B3.4. Detta skulle medföra att föroreningstransporten som sker från källområdet skulle minska och förkorta efterbehandlingstiden jämfört med alternativet med biobarriär. De två alternativen skulle också kunna drivas parallellt för att åstadkomma en samtidig behandling av plym- och källområde.

Behandlingstester behöver utföras som underlag för val av elektrondonatorer och för att klarlägga behov av tillsats av deklorerande bakterier. Alternativet kombinerar lämpligen med övervakad naturlig nedbrytning, eftersom den primära åtgärden medför att naturliga nedbrytningsprocesser stimuleras. Underlag för att bedöma potentialen för nedbrytning av restföreningar på längre sikt erhålls genom den grundvattenkontroll som utförs före och under efterbehandlingen.

Alternativet medför att åtgärds målet uppfylls inom rimliga tidsramar samt innebär skydd av människors hälsa. Det är också relativt enkelt att genomföra, vilket ger alternativet höga poäng inom dessa utvärderingskriterier. Vidare uppnås massreduktion genom nedbrytning, varför alternativet ges höga poäng för detta samt för långtidseffekt/beständighet och för myndighets- och samhällsacceptans. I jämförelse med andra alternativ är kostnaderna låga till måttliga. Poängsumman för alternativ 5 är 40 av 45 möjliga.

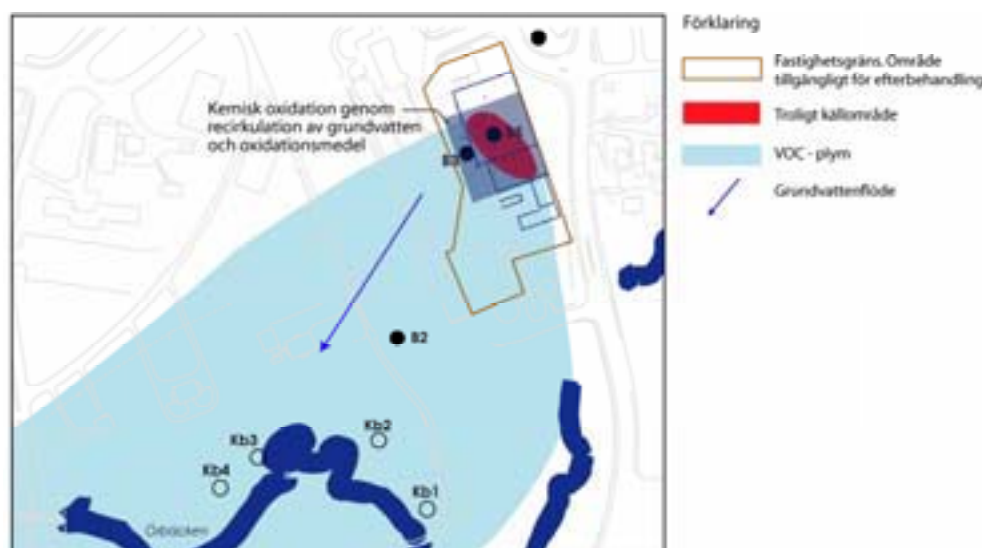


Figur B3.4. Alternativ 5. Stimulerad bionedbrytning in situ.

Alternativ 6 omfattar behandling av källområdet genom kemisk oxidation in situ med användande av permanganat. Recirkulation av oxidationsmedel och grundvatten genom källföreningen, som illustreras i figur B3.5, skulle minska föroreningstransporten från källområdet med tiden och förkorta efterbehandlingstiden. Behandlingstester erfordras för att klarlägga jordlagrens syreförbrukning. Långtidsuppföljning av grundvattenkoncentrationer erfordras som kontroll av behandlingseffekten.

Alternativet medför att åtgärds målet uppfylls inom rimliga tidsramar samt innebär skydd av människors hälsa. Det är också relativt enkelt att genomföra, vilket ger alternativet höga poäng inom dessa utvärderingskriterier. Vidare uppnås massreduktion genom nedbrytning, varför alternativet ges höga poäng för detta samt för långtidseffekt/beständighet och för myndighets- och samhällsacceptans. I jämförelse med andra alternativ är kostnaderna måttliga till höga, främst beroende

på kostnader för oxidationsmedel. Poängsumman för alternativ 6 är 39 av 45 möjliga.

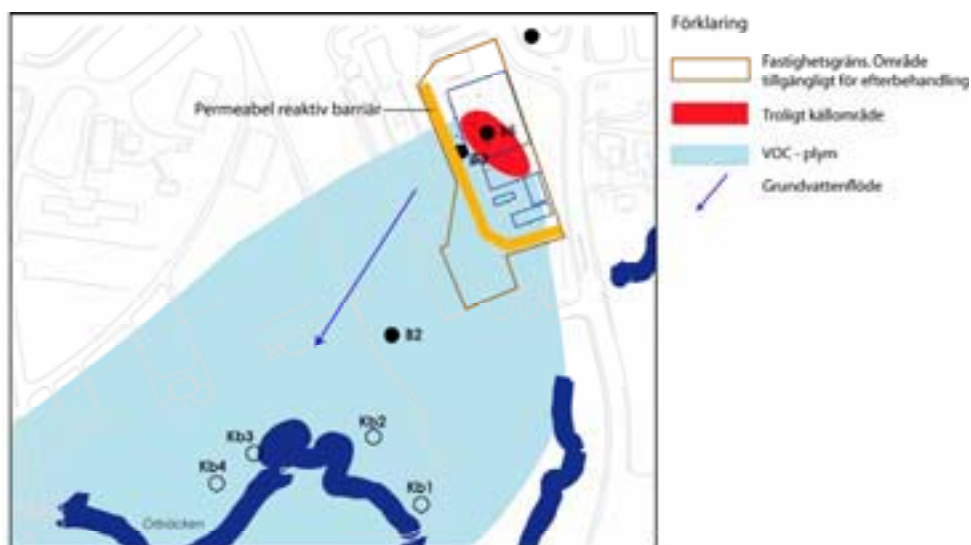


Figur B3.5. Alternativ 6. Kemisk oxidation in situ.

Alternativ 7 omfattar installation av permeabel reaktiv barriär med metalliskt järn tvärs föroreningsplymen antingen vid fastighetsgränsen, vilket illustreras i figur B3.6, eller nära utsläppspunkten. Härigenom skapas en barriär, som minskar föroreningstransporten inom plymen och därmed utläckaget av föroreningar från grundvatten till ytvatten (för att uppfylla åtgärds målet). En barriär i anslutning till fastighetsgränsen skulle behöva vara 150-200 m lång. Längden på en barriär i anslutning till utsläppspunkten skulle behöva bestämmas genom undersökningar.

Placeringen av barriären i förhållande till utsläppspunkten kommer att bestämma tiden som åtgår innan åtgärds målet uppnås. Om barriären placeras nära vattendraget kan åtgärds målet nås snabbt, medan en placering vid fastighetsgränsen medför att åtgärds målet kan nås först när det behandlade grundvattnet når vattendraget (d.v.s. efter uppskattningsvis ett år). Långtidsuppföljning av grundvattenkoncentrationer erfordras som kontroll av behandlingseffekten.

Alternativet medför att åtgärds målet uppfylls samt innebär skydd av människors hälsa. Det är också relativt enkelt att genomföra och har prövats på många platser med PCE-föroreningar, vilket ger alternativet höga poäng inom dessa utvärderingskriterier. Vidare uppnås en viss massreduktion, även om den är lägre än flera andra behandlingsalternativ (och därmed måttligt hög poäng). Då alternativet inte medför väsentlig massreduktion av källföroreningen kommer efterbehandlingstiden att vara lång och sålunda ges låg poäng för långtidseffekt och beständighet. Myndighets- och samhällsacceptans torde vara god. I jämförelse med andra alternativ är kostnaderna måttliga till höga, främst beroende på kostnader för oxidationsmedel. Poängsumman för alternativ 7 är 34 av 45 möjliga.



Figur B3.6. Alternativ 7. Permeabel reaktiv barriär.

Sammanfattning. Som framgår av ovanstående är det inte klarlagt om behov av efterbehandlingsåtgärder är nödvändiga att genomföra inom grundvattenplymen för att skydda människors hälsa och miljön. Eventuell påverkan av PCE-gaser från föroreningsplymen på inomhusluften i berörda byggnader har inte undersökts. Likaså är det inte klarlagt vilken påverkan utläckaget av PCE-förorenat grundvatten har på ytvattenrecipienten Örbäcken. Om kompletterande undersökningar visar att risker för människors hälsa inte föreligger och att ytvattenkriteriet för Örbäcken varaktigt inte överskrids kan alternativet ”ingen åtgärd” vara tänkbart.

Om efterbehandling av grundvattnet av olika skäl bedöms vara nödvändigt finns en rad olika möjligheter. Sex möjliga behandlingsalternativ har utvärderats. Av dessa bedöms stimulerad bionedbrytning in situ genom anaerob deklorering i kombination med övervakad naturlig nedbrytning vara det alternativ som bäst balanserar utvärderingskriterierna skydd av människors hälsa och miljön, myndighetskrav och -acceptans, genomförbarhet, kort- och långtidsverkan, kostnader samt samhällsacceptans. Av detta skäl rekommenderas detta alternativ för genomförande vid eventuell efterbehandling.

Detta alternativ förväntas också minska potentiella risker för inandning av gaser i byggnader ovanför föroreningsplymen. Om sådana risker föreligger kan kompletterande tekniska skyddsåtgärder såsom ventilation under bottenplattor vara nödvändiga att genomföra vid aktuella byggnader för att minska påverkan av inträngande PCE-gaser på inomhusluften.

4 Genomförda åtgärder

Efterbehandlingsåtgärder har genomförts i tre etapper. Dessa åtgärder beskrivs och diskuteras närmare nedan.

Under 1996 installerades ett system för porgasextraktion, som var i drift under ca 6 månader. Ca 1 500 kg PCE extraherades ur jordlagren innan utbytet per dygn var så litet att saneringen avbröts. Efter det att systemet stängts av noterades ökande halter av PCE i porgasen, vilket indikerade att betydande mängder PCE fanns kvar i jordlagren, sannolikt i finkorniga lager inom de i övrigt grovkorniga jordlagren. Med anledning härav drogs slutsatsen att fortsatt drift av extraktionsanläggningen skulle vara en ineffektiv åtgärd för att åstadkomma massreduktion av PCE.

För att åstadkomma skydd mot inträngning av PCE-gaser till byggnaden, vilket skulle kunna leda till fosgenbildning, fortsatte dock driften av extraktionsanläggningen i modifierad form från 1996 till 2003, vilket resulterade i att ytterligare 500 kg PCE kunde extraheras.

För att påskynda avdrivningen av PCE från den omättade zonen installerades ett system för ånginjektion kombinerat med porgasextraktion under 2003. Anläggningen var i drift under 12 månader, vilket resulterade i ytterligare 5 000 kg av PCE kunde extraheras. Ventilationsbrunnarna för porgasextraktion har varit i drift sedan ånginjektionen avslutades under 2004, som extra säkerhetsåtgärd som skydd av inträngning av PCE-gas i byggnaden.

Flera lärdomar kan dras av genomförda åtgärder. Först och främst kan noteras att även om huvuddelen av jordlagren var väl lämpade för porgasextraktion (i allmänhet sand), kom de lågpermeabla och finkorniga lagren av silt att spela en avgörande roll för effektiviteten hos anläggningen för porgasextraktion. Ånginjektionen påskyndade avdrivningen av PCE från de finkorniga lagren markant, och medförde att åtgärds målen för jord och porgas kunde uppnås.

Kostnaderna för porgasextraktion under perioden 1996-2003 beräknas uppgå till ca 2 MSEK (ca 1 000 kr/kg PCE). Kostnaden för efterbehandlingen med ånginjektion uppgick till ca 10 MSEK (ca 2 000 kr/kg PCE).

Några efterbehandlingsåtgärder för grundvattnet har inte genomförts, främst beroende på att det inte nyttjas för vattenförsörjning längre. Efterbehandling kan emellertid erfordras för att förhindra skadlig påverkan på ytvatten, men behovet av detta har inte klarlagts. Efterbehandling av grundvattenföroreningar kan möjligtvis också erfordras (i kombination med ventilation av husgrunder) för att förhindra inträngning av PCE-gaser i byggnader belägna ovanför PCE-plymen. Avgången av PCE-gaser och eventuell påverkan på inomhusklimatet i berörda byggnader har inte undersökts.

5 Referenser

Andersson H.F., Dahlberg J.A., Wettström R., 1975. Phosgene formation during welding in air contaminated with perchloroethylene. Ann. Occup. Hyg. Vol 18, pp 129 – 132. Pergamon press.

Naturvårdsverket, 2005. Beräkningsmodell för riktvärden för mark. Remissversion.

SWECO VBB, 2003. Hagforstvädden. Lägesrapport kall sanering av perkloretylen, daterad 2003-11-05.

SWECO VBB, 2005a. Hagforstvädden. Termisk in situ-sanering av perkloretylen. Avslutande rapport, daterad 2005-02-08.

SWECO VBB, 2005b. Hagforstvädden. Sanering av perkloretylen. Uppföljning i grundvattenmagasinet. Rapport daterad 2005-10-04, rev. 2005-12-13.

Definitioner

Abiotisk	Icke biologisk process
Adsorption	Upptag eller bindning av ett kemiskt ämne i gas- eller vätskefas till en fast fas. Adsorptionen kan var fysikalisk eller kemisk
Advektion	Flödestransport av gas eller vatten i en geologisk formation, som styrs av tryckskillnader
Aerob	Syrerik. Avser även mikroorganismer som erfordrar tillgång till syre för överlevnad och tillväxt
Akvifär	Grundvattenmagasin
Anaerob	Syrefattig. Avser även mikroorganismer som inte erfordrar tillgång till syre för överlevnad och tillväxt
Biotisk	Biologisk process
Bioaugmentering	Tillsättning av mikroorganismer (ympning) med förmåga att bryta ner specifika ämnen
Biostimulering	Tillsättning av näringsämnen, elektronacceptorer, cometaboliter eller elektrondonatorer för stimulering av biologisk nedbrytning
Cometabolism	En samtidig nedbrytning av två ämnen, där nedbrytningen av ett sekundärt substrat är beroende av nedbrytningen av ett primärt substrat. Vid nedbrytning av metan (primärt substrat) kan exempelvis vissa mikroorganismer även bryta ner klorerade lösningsmedel
Diffusion	Transport av ett ämne, som styrs av koncentrationsskillnaden
Dispersion	Blandningsprocess som sker vid ett ämnes transport i en geologisk formation som beror på olika transporthastighet i såväl mikroskala som makroskala i formationen
Elektronacceptor	Ett ämne som tar emot elektroner vid en reduktions/oxidationsprocess. Elektronacceptorn, som reduceras vid reaktionen, kan vara ett oorganiskt ämne, t.ex. syre, nitrat, järn (III), sulfat eller koldioxid, eller i vissa fall ett CAH
Elektrondonator	Ett ämne som avger elektroner vid en reduktions/oxidationsprocess. Elektrondonatorn, som oxideras vid reaktionen, kan vara ett oorganiskt ämne, t.ex. en sulfid, eller ett organiskt ämne, ofta en förorening
Ex situ	Avser behandling av uppgrävd jord, uppumpat grundvatten eller extraherad porgas
Halorespiration	Metabolisk process där en halogenerad (t.ex. klorerad) organisk förening fungerar som elektronacceptor
Henrys lag konstant	Fördelningskonstant som uttrycker förhållandet mellan ett ämnes koncentration i gasfas och vätskefas vid jämvikt. Konstanten ger ett mått på ett ämnes flyktighet
Hydrofob	Vattenavvisande egenskap (motsats hydrofil)
In situ	Avser behandling direkt i den geologiska formationen utan föregående uppgrävning av jord, uppumpning av grundvatten eller extraktion av porgas
Kapillära krafter	Krafter som styr vattnets förekomst och rörelse i finare porer och som beror av adsorption och ytspänning
Konduktivitet (hydraulisk)	Genomsläppligheten av en vätska eller gas i en geologisk formation (beror på såväl formationens som det flödande mediets egenskaper)
Medium	Med medium avses i rapporten jord, vatten, vätska (lösningsmedel), gas etc., i vilka föroreningarna förekomma
Metabolism	Biokemiska processer som sker i levande organismer
Microcosm	Ett testsystem (i laboratorieskala) som efterliknar naturliga förhållanden vad gäller omgivningsförhållanden
Permabilitet	Ett mått på en geologisk formations förmåga att leda vätska eller gas (beror enbart på formationens egenskaper)
Sorption	En samlad benämning på processer, t.ex. absorption, adsorption jonbyte och kemisk bindning, som medför att ett ämne binds till fast material

Förkortningar

BTEX	Bensen, toluen, etylbensen och xylener
CA	Klorethan
CAH	Klorerade alifatiska kolväten
CF	Triklormetan, kloroform
CFC	Klorfluorkarboner, freoner
CT	Tetraklormetan, koltetraklorid
DCA	Diklorethan
DCE	Dikloreten
DCM	Diklormetan
DNAPL	Dense, non-aqueous phase liquid; Vätska som är tyngre än vatten och som har svårt att lösas i eller blandas med vatten
D&U	Drift och underhåll
EBH	Efterbehandling
KM	Känslig markanvändning (enligt Naturvårdsverkets rapport 4638)
LNAPL	Light non-aqueous phase liquid; Vätska som är lättare än vatten och som har svårt att lösas i eller blandas med vatten
MKM	Mindre känslig markanvändning (enligt Naturvårdsverkets rapport 4638)
NAPL	Non-aqueous phase liquid; Vätska som har svårt att lösas i, eller blandas med, vatten
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PCB	Polyklorerade bifenyler
PCE	Tertrakloreten, perkloretylen
SVOC	Semi-volatile organic compounds; begränsat flyktiga organiska ämnen
TeCA	Tetraklorethan
TCA	Triklореthan
TCE	Triklореten, triklореtylen
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
VC	Klorethan, vinylklorid
VOC	Volatile organic compounds; flyktiga organiska ämnen

Klorerade lösningsmedel

RAPPORT 5663

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5663-8
ISSN 0282-7298

- Identifiering och val
av efterbehandlingsmetod

Rapporten innehåller en översikt över efterbehandlingsmetoder, som kan tillämpas på klorerade alifatiska kolväten. I rapporten redovisas vidare en metodik för bedömning av lämpligheten av olika former av teknik och för val av efterbehandlingsalternativ för en viss given plats. Det är viktigt att framhålla att denna rapport inte kan nyttjas som enda underlag för att bedöma olika metoders tillämpbarhet på en viss plats. Detta måste baseras på många plats-specifika faktorer.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet, SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.