



Svenska Geotekniska Föreningen

Swedish Geotechnical Society

Rapport 2:2009

Åtgärds mål vid in-situsanering

Formulering och kontroll av
åtgärds mål



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

SGF Rapport 2:2009

Åtgärds mål vid in-situsanering

Formulering och kontroll av åtgärds mål

Linköping 2009

Finansiärer

Åtgärds mål vid in-situsanering

Formulering och kontroll
av åtgärds mål



MBEnvirotek.



| | |
|-------------|---|
| SGF Rapport | Svenska Geotekniska Föreningen 581 93 Linköping E-post: info@sgf.net |
| Beställning | Statens Geotekniska Institut Biblioteket Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se |
| ISSN | 1103-7237 |
| ISRN | SGF-R-09/2-SE |
| Upplaga | Digital utgåva |
| Tryckeri | sgf.net |

Förord

Antalet efterbehandlingsprojekt har ökat under de senaste åren. Hittills har åtgärderna i de flesta fall omfattat urschaktning och sortering av förorenade massor med efterföljande transport till extern mottagningsanläggning där massorna behandlas eller deponeras. Saneringens omfattning har ofta helt eller delvis styrts av mätbara riktvärden för förorening i kvarlämnade massor ("acceptabel resthalt"). Alternativa åtgärder som inte omfattar urschaktning av förorenade massor har under senare år blivit allt vanligare och gemensamt för dessa metoder är att det förorenade mediet inte avlägsnas utan att själva föroreningen tas upp, destrueras eller immobiliseras där den ligger (in situ).

De befintliga vägledningarna är främst anpassade till urschaktning av förorenade massor och i dagsläget saknas praxis eller vägledningar för hur man på bästa sätt kan formulera och kontrollera överenskomna åtgärds mål för in situ saneringar.

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) som är en allsidig sammansatt ideell förening, där de flesta yrkesverksamma miljö- och geoteknikkonsulter och företag i branschen är representerade inklusive beställare av miljötekniska och geotekniska utredningar ger ut metodbeskrivningar och rapporter för bl.a. geotekniska och miljötekniska undersökningar i fält och på laboratorium där motsvarande standarder inte finns. Vidare arbetar SGF med att kvalitetssäkra undersökningar och utredningar liksom upphandling av miljötekniska och geotekniska arbeten och ger därför ut rapporter som utgör stöd i detta arbete för branschen.

Föreliggande rapport syftar primärt till att ge vägledning för hur åtgärds mål kan formuleras och kontrolleras vid in situ sanering av mark och grundvatten. Huvudsakligen avses här upprättande av åtgärds mål och kontroll vid efterbehandling av organiska föroreningar, d v s biologisk eller kemisk nedbrytning, ventilering, upptagning av fri produkt etc. De råd som återfinns kan dock appliceras för andra typer av in situ saneringsmetoder och andra ämnen och ämnesgrupper (grundämnen).

Rapporten är utarbetad av MB Enviroteknik i Sverige AB (MB) och Golder Associates AB (Golder) och har remissbehandlats, varefter den har fastställts av SGF:s styrelse. Projektledare har varit Jan-Erik Lindström MB med biträdande projektledare Anna-Lena Öberg-Högsta (Golder). Rapporten har utarbetats av en arbetsgrupp bestående av från Golder Lena Torin, Johan Alm, Anna-Lena Öberg-Högsta och från MB Jonny Bergman och Jan-Erik Lindström.

I referensgruppen för projektet har följande personer medverkat:

| | |
|--|------------------|
| Bo Johansson | SPIMFAB |
| Kjell Färnkvist/Erika Skogsjö/Helena Fürst | Naturvårdsverket |
| Tomas Niklasson | OKQ8 |
| Jan Nilsen | Sweco |
| Anders Khil | Statoil |
| Lars Davidsson | WSP |
| Hans Hägglund | Preem |
| Thomas Liljedahl | MCN |
| Ola Lindstrand | Ramböll |
| Henrik Ekman | Ecotech |
| Björn Lindbom/Johan Wigh | SGU |
| Fredric Engelke | SGI |
| Mattias Claesson | URS/Shell |

Vidare har värdefulla synpunkter lämnats av Nils Rahm, GeoSigma, Helena Branzen SGI, Thomas Jansson Golder samt Thomas Kruise Entreprenadjurist Brim.

Finansiärer av projektet har varit: SGF (Svenska geotekniska Föreningen), Naturvårdsverket, MB Enviroteknik i Sverige AB, Golder Associates AB Svenska Geotekniska Föreningen och Banverket.

Göteborg i september 2009
Projektgruppen genom
Jan Erik Lindström

Innehåll

| | | |
|-------|---|----|
| 1. | Inledning | 13 |
| 1.1 | Bakgrund och syfte | 13 |
| 1.2 | Åtgärds mål och åtgärds krav | 14 |
| 1.3 | In-situ teknik | 14 |
| 2. | Konceptuell modell | 17 |
| 2.1 | Vikten av konceptuell modell | 17 |
| 2.2 | Organiska föroreningar i mark | 19 |
| 2.2.1 | Källområden, plymer och spridning i fri fas | 20 |
| 2.2.2 | Specifikt för DNAPL | 22 |
| 2.2.3 | Specifikt för LNAPL | 23 |
| 2.3 | Uppskattning av föroreningsmängd | 25 |
| 3. | Formulering och kontroll av åtgärds mål | 26 |
| 3.1 | Formulering av åtgärds mål | 26 |
| 3.2 | Kontroll av åtgärds mål | 27 |
| 3.3 | Parametrar och kontrollmetodik | 27 |
| 3.3.1 | Allmänt | 27 |
| 3.3.2 | DNAPL | 29 |
| 3.3.3 | LNAPL | 29 |
| 3.4 | Kontrollpunkter | 30 |
| 3.4.1 | Grundvatten | 30 |
| 3.4.2 | Porgas | 31 |
| 3.4.3 | Jord | 31 |
| 3.5 | Provtagningsfrekvens | 32 |
| 3.5.1 | Grundvatten | 32 |
| 3.5.2 | Porgas | 33 |

| | | |
|----------|---|----|
| 4. | Upprätta och utvärdera kontrollprogram | 34 |
| 4.1 | Syfte med kontrollprogram | 34 |
| 4.2 | Utformning av kontrollprogram | 35 |
| 4.3 | Utvärdering av kontrollresultat | 36 |
| 5. | Entreprenad | 39 |
| 5.1 | Generellt om anpassning av åtgärds mål | 39 |
| 5.2 | Upphandling – lämpliga entreprenadformer | 39 |
| 5.3 | Kontroll under driften | 41 |
| 5.4 | Tidsperspektiv och slutförande | 41 |
| 6. | Referenser | 42 |
| 7. | Rekommenderad läsning och datorprogram | 44 |
| Bilaga 1 | Sammanställning från 2007 av erfarenheter vid nyttjande av in-situsanering med fokus på åtgärds krav för länderna Sverige, Danmark, Holland, England, USA och Kanada. | |
| | Bilaga 1.1 Redogörelse för hur regelverket för åtgärds krav fungerar i Holland 2009. | |
| Bilaga 2 | Exempel på statistiska metoder för bestämning av omfattning av kontroll program samt utvärdering av resultat från kontrollprogram. | |

Begrepp och termer/förkortningar

I vägledningen förekommer vissa begrepp och termer frekvent, vilka kan ha något olika betydelse i olika dokument. Av denna anledning redovisas nedan vilka definitioner som dessa begrepp och termer har i föreliggande vägledning.

| | |
|--|--|
| Övergripande åtgärds mål | Det övergripande syftet eller syftena med en efterbehandlingsåtgärd. Utgör underlag för risk-bedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. |
| Mätbara åtgärds mål | En utveckling av de övergripande åtgärds målen till kvantifierbara mål. Utgör underlag för formulering av åtgärds krav. |
| Åtgärds krav | <p>En precisering i mätbara och kalkylerbara termer som ställs på efterbehandlingsåtgärder för att säkerställa att åtgärds målen blir uppfyllda.</p> <p>I föreliggande rapport menas framförallt de krav på resthalter och kvarlämnade föroreningsmängder som ställs på en in-situ åtgärd samt hur kraven skall mätas och följas upp med erforderlig säkerhet.</p> |
| In-situ behandling | Behandling av förorenade medier direkt i mark i syfte att minska föroreningsmängden. |
| Källområde | Ett område där förorening i fri fas eller i mycket höga halter återfinns i jordmatrisen. Källområden finns oftast nära läckagepunkten. Se vidare avsnitt 1.5.1. |
| Plym | Det område dit förorening spridits antingen upplöst i grundvattnet (i mättad zon) eller genom förångning i porgas (i omättad zon), se vidare avsnitt 1.5.1. |
| Påverkansområde | Det område som påverkats eller på sikt kan komma att påverkas av föroreningarna från ett förorenat område. |
| Rebound-effekter/ Återhämtningseffekter | Med återhämtningseffekter menas när föroreningskoncentrationerna i grundvatten/porgas börjar öka ett tag efter att saneringen avslutats. Fenomenet är vanligt vid in-situ tekniker där gas eller grundvatten extraheras, vilket innebär att mängdreduktionen i stort styrs via advektion av föroreningar i löst/gas fas, men sedan när en fas då koncentrationen i löst/gas fas endast styrs av diffusion från t.ex. fri fas eller tät jord. Då föroreningstransport via advektion går mycket snabbare än föroreningstransport ► |

forts.

**Rebound-effekter/
Återhämtningseffekter**

genom diffusion, så innebär detta att när ingen förorening kan extraheras via advektion längre så minskar föroreningshalten i det extraherade mediet, varvid saneringen ofta avslutas. Föroreningstransporten via diffusion pågår dock långsamt hela tiden, vilket innebär att föroreningshalterna i mediet efter ett tag byggs upp igen.

Fri fas (free phase)

Förekomsten av en substans/vätska i ett mark- eller vattenområde som till största del har behållit sin egen fysikaliska karaktär, oberoende av det medium den befinner sig i, till exempel olja på grundvattenytan.

**LNAPL (Light, non-aqueous
phase liquid)**

Vätska som är lättare än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten. LNAPL förekommer därför ofta i egen fas.

**DNAPL (Dense, non-aqueous
phase liquid)**

Vätska som är tyngre än vatten och som mestadels inte är blandbar med vatten. DNAPL förekommer därför ofta i egen fas.

Statistisk styrka

Kontrollprogramms möjlighet att upptäcka en trend (förändring). Beror på signifikansnivå, datas varians, antal prov och storleken av önskat minsta detekterbar skillnad. Styrkan bör vara minst 80%, dvs risken för fel beslut är högst 20%.

UCL

Eng. upper confidence limit. Den övre gränsen av ett konfidensintervall. Konfidensintervall är en statistisk term som anger graden av osäkerhet, ofta angivet som en punkt-skattning med felmarginal, till exempel 50±8. Man brukar använda konfidensgrad, vanligen 95% eller 99%, för att beskriva sannolikheten för att värdet av den uppmätta storheten ligger inom konfidensintervallet.

SEV

Selektiv efterbehandlingsvolym. Den minsta volym av jord matrisen som under saneringsarbetena avses separeras eller klassificeras.

Omättad zon

Marken ovanför grundvattenytan.

Mättad zon

Marken under grundvattenytan, vilket innebär att alla porer är vattenfyllda.

Kapillär zon

Den del av den omättade zonen som ligger ovan grundvattenytan och dit vatten från den mättade zonen kan sugas upp genom kapillärkrafter.

| | |
|--------------------------------|---|
| Acceptabel resthalt | De halter av olika ämnen som får förekomma på ett efterbehandlingsobjekt efter det att åtgärderna är avslutade. |
| Acceptabel restmängd | Mängden av ett ämne som får förekomma på ett efterbehandlingsobjekt när åtgärderna är avslutade. |
| Akut toxicitet | Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid enstaka och kortvarig exponering. |
| Efterbehandlingsåtgärd | En åtgärd som syftar till att eliminera eller minska den nuvarande och framtida påverkan på människors hälsa, miljön eller naturresurser från föroreningar i mark, grundvatten, sediment, deponier, byggnader och anläggningar. |
| Avhjälpan (remediation) | Utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa en föroreningsskada eller allvarlig miljöskada. Definitionen avser lagstiftningen från och med 1 augusti 2007. |
| Kronisk toxicitet | Negativ effekt av ett ämne på en människa eller annan organism som uppstår vid långvarig eller upprepad exponering. |
| Resthalter | De halter av olika ämnen som förekommer på ett efterbehandlingsobjekt när åtgärderna är avslutade. |
| Signifikansnivå | Ett begrepp inom hypotesprövning inom ramen för statistik. Signifikansnivån är sannolikheten för utfall i det kritiska området trots att nollhypotesen är sann. Den kan också kallas felrisk. Man betecknar ofta signifikansnivån med den grekiska bokstaven alfa. Gränsen att förkasta nollhypotesen sätts genom signifikansnivån och denna risk skall vara så liten som möjligt. Vanliga värden på alfa är 5%, 1% och 0.1%. |

Kapitel 1

Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Antalet förorenade områden som efterbehandlas har ökat dramatiskt under de senaste åren. Hittills har åtgärderna i de flesta fall, i Sverige liksom till viss del även i övriga världen, främst omfattat urschaktning av förorenade massor med efterföljande transport till extern mottagningsanläggning (s.k. schaktsanering), där massorna i regel deponerats eller alternativt behandlats. Åtgärdens omfattning har ofta styrts av s.k. acceptabla resthalter för föroreningar i kvarlämnade massor. För dessa projekt har Naturvårdsverkets rapport 4807 "Åtgärdskrav vid efterbehandling" (Naturvårdsverket, 1997) varit ett viktigt hjälpmedel.

Åtgärder med s.k. in-situ teknik innebär att det förorenade mediet inte avlägsnas utan att själva föroreningen tas upp, destrueras eller immobiliseras där den ligger (in-situ). Användandet av in-situ teknik bedöms öka till följd av ökade krav på minimering av transporter och utnyttjande av naturgrus och deponiutrymme. Även efterbehandlingsbehov av områden förorenade av t.ex. klorerade lösningsmedel bedöms öka användandet av in situ metoder eftersom dessa vanligen är svåra eller olämpliga att åtgärda med schaktsaneringar.

Föreliggande rapport syftar till att utgöra underlag för hur åtgärds mål för in situ metoder kan formuleras och kontrolleras, som ett komplement till ovan nämnda vägledning från 1997. Rapporten vänder sig till miljömyndigheter, konsulter och marksaneringsentreprenörer och är huvudsakligen inriktad på koncentrationsreducerande in-situ åtgärder av organiska föroreningar, framförallt petroleumkolväten och klorerade lösningsmedel. Sannolikt kan den även användas vid andra in situ metodiker (t.ex. immobilisering och inneslutning) och för andra ämnen.

Information rörande åtgärds mål vid in-situ sanering inhämtades genom intervjuer (med konsulter, entreprenörer, myndigheter mfl), litteraturstudier och erfarenhetssammanställningar för följande länder: Sverige, Danmark, Holland, England, USA och Kanada. Merparten av sammanställningen utfördes vid årsskiftet 2007/2008. En sammanfattning av inhämtad information redovisas i Bilaga 1 uppdelad dels per land och dels per följande ämnesområden: lagkrav och vägledningar för efterbehandling, nyttjade metoder, åtgärdskrav och kontroll, entreprenadform.

I förlängningen är målsättningen med föreliggande rapport att den leder till:

- att saneringsbranschen får en gemensam metodik för formulering av åtgärds mål och kontroll av detsamma för in-situ sanering, vilket leder till bättre genomförda saneringar.
- att miljömyndigheter får en gemensam uppfattning om hur överenskomna åtgärds mål bör formuleras och hur de skall kontrolleras och utvärderas.
- att tekniskt optimerade och kostnadseffektiva miljökontrollprogram kan utarbetas.
- att antalet saneringar ökar som kan ge ett ökat nyttjande av saneringar eller behandlingar in för deponering med in-situ teknik vilket innebär att "destruktion" av föroreningar (högst rankning enligt Naturvårdsverket ur ett långsiktigt miljö- och säkerhetsperspektiv) främjas.

1.2 Åtgärds mål och åtgärds krav

I Naturvårdsverkets vägledning ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” (Naturvårdsverket Rapport 5978) så definieras målen med och kraven på efterbehandling av förorenade områden i olika detaljeringsgrad för olika åtgärds mål (övergripande och mätbara) och åtgärds krav, enligt följande:

De övergripande åtgärds målen omsätts i form av mätbara åtgärds mål. Dessa bör ha en tydlig koppling till de övergripande åtgärds målen. Mätbara åtgärds mål behöver kontrolleras efter genomförd åtgärd så att mål-uppfyllelsen kan bekräftas. Detta görs med hjälp av kontrollprogram för utförandekontroll och omgivningskontroll.

I samband med projektering av åtgärder formuleras även åtgärds krav i form av utförandekrav, funktionskrav och egenskapskrav. Åtgärds krav ska vara kalkylerbara och därmed så detaljerade som möjligt och omfatta alla åtgärds aktiviteter samt alla medier eller typer av medier som kommer att åtgärdas eller hanteras. Syftet är att vägleda entreprenören i utförandet av efterbehandlingsåtgärderna och därmed säkerställa uppfyllelse av

Övergripande åtgärds mål:

Det övergripande syftet eller syftena med en efterbehandlingsåtgärd. Utgör underlag för riskbedömning, åtgärds utredning och riskvärdering. *T.ex. området ska kunna nyttjas för bostadsändamål.*

Mätbara åtgärds mål:

En utveckling av de övergripande åtgärds målen till kvantifierbara mål. Utgör underlag för formulering av åtgärds krav. *T.ex. halten tetrakloreten i inomhusluften i byggnader inom området bör inte överskrida lågrisk referenskoncentrationen RfC.*

Åtgärds krav:

En precisering i mätbara och kalkylerbara termer som ställs på efterbehandlingsåtgärder för att säkerställa att åtgärds målen blir uppfyllda. *T.ex. inom område A ska x ton förorenade jord bortschaktas.*

de övergripande och mätbara åtgärds målen.

Syftet med föreliggande rapport är att den ska utgöra ett komplement till de vägledningar som utarbetats av Naturvårdsverket avseende efterbehandling av förorenade områden och ge stöd åt problemägare, beslutsfattare samt konsulter och entreprenörer i arbetet med att formulera mätbara åtgärds mål för in-situ saneringar och hur åtgärds målen kan följas upp under och efter in-situ sanering.

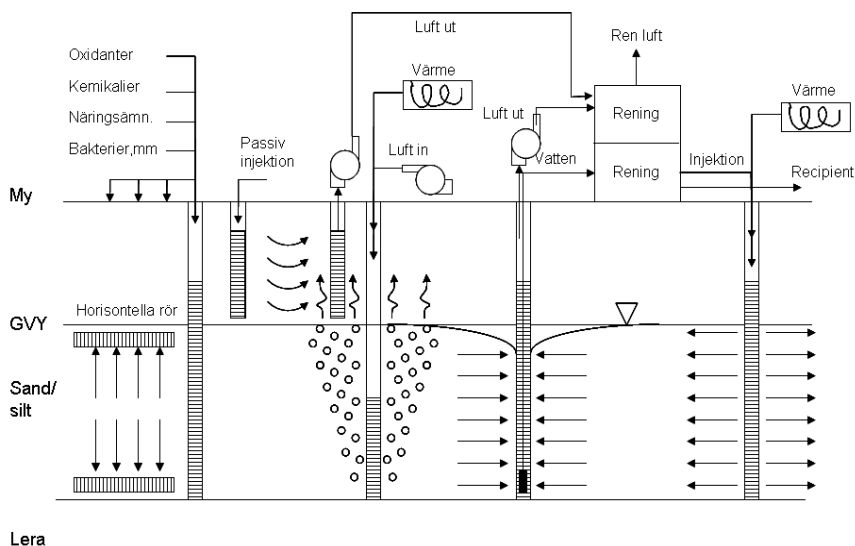
1.3 In-situ teknik

Det finns ett flertal olika in-situ tekniker för sanering av förorening i mark och grundvatten. Nedan beskrivs några av de metoder som nämns i föreliggande rapport, några rapporter med mer detaljerad redovisning av in-situ teknik återfinns i ”Rekommenderad läsning” sist i denna rapport.

Merparten av in-situ teknikerna kommer från USA och har därför engelska namn. I tabellen nedan redovisas både de engelska namnen och svenska översättningar liksom en kortfattad beskrivning av principen bakom tekniken. Principen bakom några av metoderna illustreras även av figuren nedan.

Tabell 1 Sammanställning av ett urval av in-situ metoder och principen bakom metoden.

| Svenskt namn | Engelskt namn | Princip |
|--------------------------------------|--------------------------------------|--|
| Vakuumenträktion/ markventilering | Soil Vapor Extraction (SVE) | Förorening i gasfas i porluft suggs upp via vakuum applicerat i strategisk belägna brunnar med filter sektioner i den omättade zonen för behandling ovan markytan. |
| Luftinjektering | Air Sparging | Förångning av föroreningar i löst fas i grundvatten och transport till omättad zon via injektion av luft under grundvattenytan genom injektionsbrunnar. |
| Flerfasextraktion | Multi-Phase Extraction | Applicering av ett kraftigt undertryck i extraktionsbrunnar som möjliggör förångning, stripping och extraktion av fri produktfas ovan markytan. |
| Pumpning och behandling | Pump and treat | Förhindrande av spridning via grundvatten genom kontrollerad pumpning av grundvatten för behandling ovan mark. |
| Stimulerad biologisk nedbrytning | Bioremediation | Stimulering av naturlig biologisk nedbrytning s genom tillsats av näring, syre etc. |
| Kemisk oxidation | In Situ Chemical Oxidation (ISCO) | Kemisk oxidering av förorening genom tillsats av t.ex. kaliumpermanganat, väteperoxid etc. |
| Termisk behandling | Thermal Desorption | Termisk avdrivning av förorening genom ånginjektering eller olika elektriska metoder |



Figur 1 Illustration av olika in-situ metoder för efterbehandling av flyktiga föroreningar i mark och deras principiella funktion.

Vilken in-situ metod som passar vid ett specifikt förorenat område beror av bl.a. geologi, tidsram, vilken del av föroeningen som skall behandlas etc. Ofta används en kombination av åtgärder för att uppnå uppställda krav, detta brukar i USA kallas "treatment train". Ofta består dessa av mer aggressiva metoder i källområde i början, efterföljt av t.ex. stimulerad naturlig nedbrytning och/eller övervakad naturlig självrening (MNA, monitored natural attenuation) som inte hade fungerat om inte de första mer aggressiva metoderna först använts.

För att utreda om in-situ sanering är möjlig att genomföra och för att bedöma vilken metod som är mest lämplig och kostnadseffektiv bör vissa parametrar undersökas inom detaljerade förundersökningar. Flera länder har tagit fram vägledningar för vilka undersökningar som bör utföras inför olika in-situ metoder. Några sådana vägledningar redovisas i avsnittet "Rekommenderad läsning" sist i denna vägledning. Nedan redovisas några de vanliga parametrar som kan behöva kontrolleras inför val och dimensionering av in-situ åtgärd:

- Hydraulisk konduktivitet
- Kemiska och fysiska parametrar (t.ex. TOC, kväveinnehåll, syre förhållanden, redoxpotential etc)
- Biologiska parametrar såsom naturligt bakterieinnehåll och möjlighet att förändra/förbättra detsamma etc.

Innan en in-situ sanering påbörjas rekommenderas generellt att pilotförsök utförs, för att vidare utreda metodens genomförbarhet och för att få en uppfattning om vilken riskreduktion och därmed åtgärds mål som är möjliga att uppnå med metoden. Pilotförsök ger även en möjlighet att bestämma vilka parametrar som är viktiga för att kontrollera att åtgärds målen nås.

För mindre projekt visar erfarenheter att pilotförsöken ofta resulterar i en fullskalesanering med hänsyn till att det är svårt ,om det påverkade området är litet, att avgränsa ett delområde för pilotförsök. I dessa fall är det därför av stor vikt att åtgärdsinriktade undersökningar genomförs i syfte att klarlägga de förhållanden som är styrande för metodens lämplighet och effektivitet.

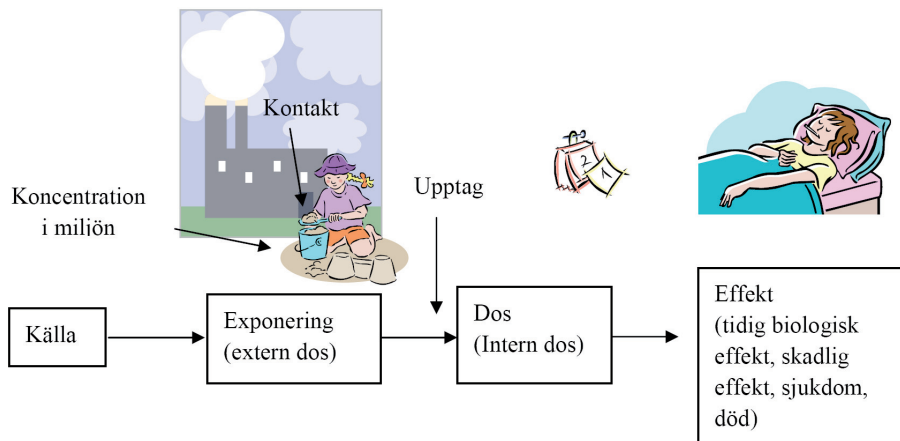
Kapitel 2

Konceptuell modell

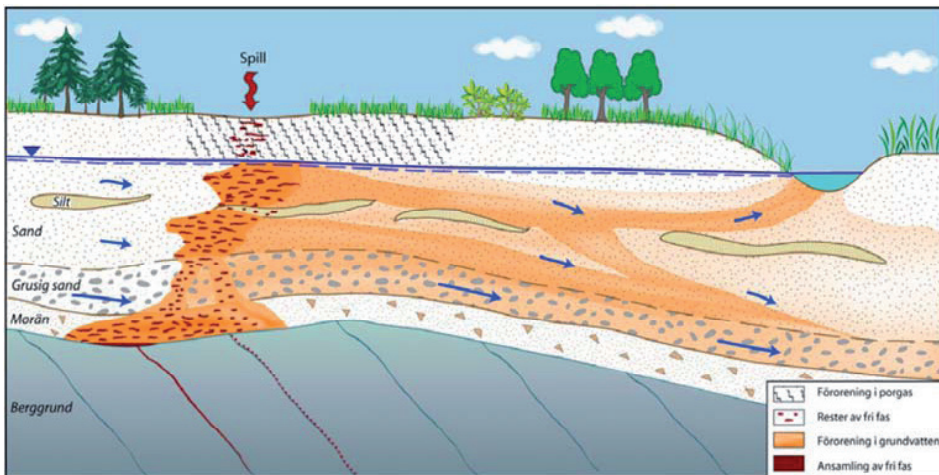
För att förstå hur mätbara åtgärds mål kan formuleras och kontrolleras krävs förståelse avseende hur föroreningar föreligger i marken. Den kunskap som samlas in via undersökningar för att klarlägga detta bör sammanfattas i en s.k. konceptuell modell i enlighet med den nya vägledningen från Naturvårdsverket (Vägledning för riskbedömning av förorenade områden Naturvårdsverket, Rapport 5977). I föreliggande kapitel beskrivs vad som är viktigt att tänka på när man utarbetar en konceptuell modell för ett område där det är troligt att in situ sanering övervägs. Som ett led i detta beskrivs även hur några vanliga organiska flyktiga föroreningar föreligger i marken liksom begreppen LNAPL och DNAPL.

2.1 Vikten av konceptuell modell

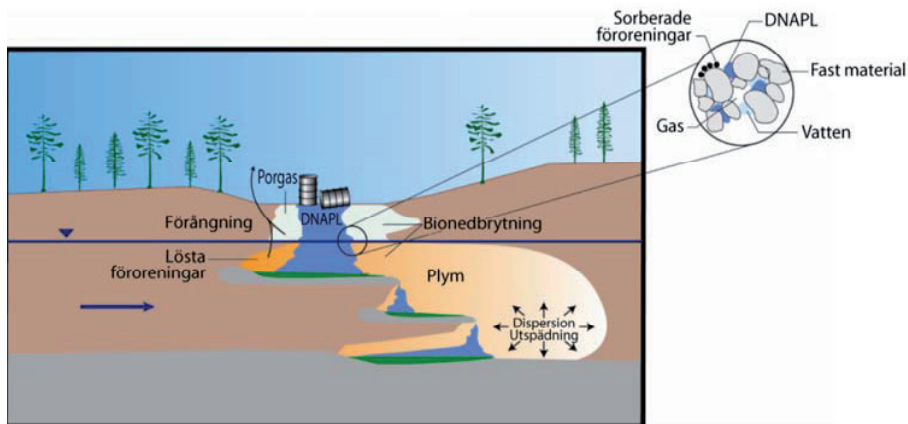
Som ett första steg innan ett område skall undersökas skall en konceptuell modell utarbetas som tydligt beskriver föroreningsproblematiken och markförhållandena. Den konceptuella modellen skall enkelt utgöra en förenklad systembild av verkligheten baserat på kvalitativa bedömningar av information om ett område eller en problemställning. Den kan utgöras av bilder, blockscheman, eller textbeskrivningar eller av en kombination av sådana.



Figur 2 Vägen från koncentration i miljön till effekt hos människa (Barregård et al. Hållbar sanering, Rapport 5859. Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden)



Figur 3 Konceptuell beskrivning av en förorenings förekomst, utbredning och spridning (Englöv et al. Hållbar sanering, Rapport 5663. Klorerade lösningsmedel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod & Törneman et al. Hållbar sanering, Rapport 5893. Övervakad naturlig självrening av förorenade områden)



Figur 4 Konceptuell modell av utsläpp med tunga föroreningar som förekommer i fri fas (DNAPL). (Törneman et al. Hållbar sanering, Rapport 5893. Övervakad naturlig självrening av förorenade områden.)

Den konceptuella modellen används som ett verktyg för att identifiera de kunskapsluckor i datamaterialet som kräver kompletterande undersökningar. Det innebär att den konceptuella modellen fortlöpande bör revideras när mer detaljinformation om platsförhållandena erhålls. Utan en korrekt och detaljerad konceptuell modell av enligt ovanstående är det svårt att formulera relevanta åtgärds mål och därmed projektera en in-situ sanering .

I en konceptuell modell för ett område där in situ sanering övervägs som efterbehandlings teknik är det viktigt att beskriva följande :

- Geologiska och hydrogeologiska förhållanden (geologisk stratigrafi, geokemiska förhållanden och nuvarande/framtida spridningsprocesser i mättad respektive omättad zon etc.)
- Föroreningsförhållanden (avgränsning i plan och djup av källområde och plym, naturligt betingade haltvariationer hos grundvatten och porluft etc.)
- Identifierade skyddsobjekt, både sådana som påverkas idag och sådana som kan påverkas i en framtid om ingen åtgärd utförs eller om åtgärden misslyckas. T.ex. befintliga brunnar, särskilt skyddsvärda vattendrag, hus som föroreningsångor kan tränga in i etc.
- Geokemiska och biologiska förhållanden i det förorenade området. Geologin, hydrogeologin och föroreningssituationen skapar tillsammans en unik (platsspecifik) miljö där kemin och biologin är viktiga faktorer att undersöka och få klarhet i.

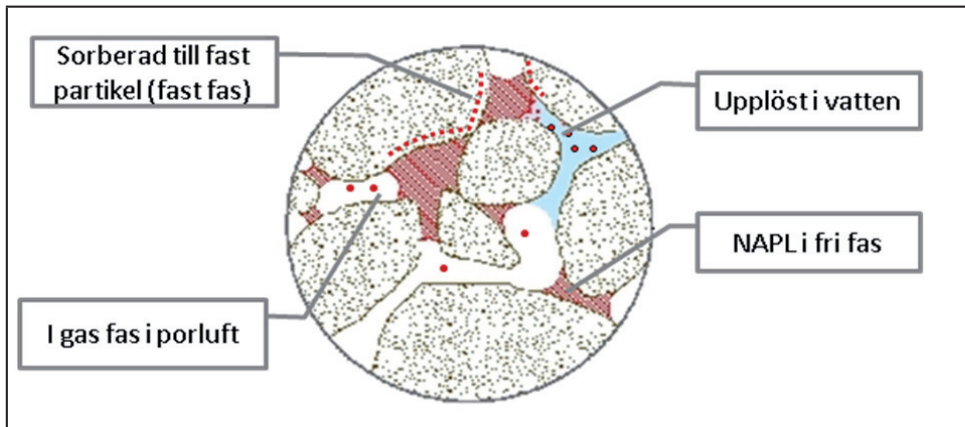
2.2 Organiska föroreningar i mark

När man talar om markföroreningar brukar organiska föreningar som i vätskeform är svårösta i vatten kallas för NAPL (Non-Aqueous Phase Liquid), eftersom dessa föreningar ofta förekommer i s.k. fri fas i jordmatrisen. Vidare skiljer man på NAPL som är lättare respektive tyngre än vatten, s.k. LNAPL (Light NAPL, t.ex. petroleumkolväten) respektive DNAPL (Dense NAPL, t.ex. klorerade lösningsmedel), eftersom en DNAPL i vätskeform kan sjunka gravimetriskt ner genom den omättade zonen (under grundvattenytan), till skillnad från en LNAPL som generellt flyter på grundvattenytan och endast kan spridas vidare nedåt i jorden om grundvattenytan sjunker.

Flyktiga organiska föreningar såsom t.ex. petroleumkolväten och klorerade lösningsmedel kan förekomma i följande fyra faser i marken:

- **Gasfas:** som gas/ånga i markluften
- **Fast fas:** sorberad via olika mekanismer till fast material såsom jordpartiklar eller framförallt organiskt material. Föroreningshalten i jorden är då lägre än ämnets mättnadskoncentration i jord
- **Upplöst/Vatten fas:** upplöst i por- eller grundvatten, vilket innebär att Föroreningshalten i vattnet är lägre än ämnets mättnadskoncentration i vatten
- **Egen fas/NAPL:** ämnet förekommer i vätskeform utan inblandning i vatten, t ex oljeskikt på grundvattenytan. För NAPL innebär detta att vätskan antingen förekommer i form av s k residual eller i större ansamlingar, s k fri fas (förklaras i nästa avsnitt). Föroreningshalten i vatten eller jord är i detta fall generellt betydligt högre än ämnets mättnadskoncentration i de bägge medierna.

Hur föroreningen fördelar sig mellan dessa fyra faser beror av jämviktsförhållanden.



Figur 5 NAPL-ämnens fördelning i fyra faser i en jordmatrix.

2.2.1 Källområden, plymer och spridning i fri fas

Vidare brukar föroreningar i marken indelas beroende på förekomst som antingen källområden eller som plym:

- **Källområde:** ett område där förorening förekommer i fri fas eller i mycket höga halter återfinns i jordmatrixen. Källområden finns oftast nära läckagepunkten.
- **Plym:** det område dit förorening spritts antingen upplöst i grundvattnet (i mättad zon) eller genom förångning i porgas (i omättad zon). Detta innebär att plymer generellt bildas nedströms källområden.

Generellt har plymerna större utbredning och har en mer kontinuerlig mängdfördelning än källområden.

DNAPLs egenskaper gör att stora delar av källområdet kan befinna sig under grundvattenytan, vilket är en av anledningarna till att DNAPLs utgör en större risk för omfattande föroreningsplymer. För LNAPL når källområdet generellt inte särskilt långt under grundvattenytan undantaget stora läckage där LNAPL kan tränga undan grundvattenytan och fylla porsystemet i jordmatrixen i den mättade zonen. Normalt kan dock grundvattennivåvariationer medföra en ”utsmetning” av LNAPL runt grundvattenytan, vilket innebär att vid stora grundvattennivåvariationer kan källområdet även för LNAPL tidvis ligga långt under grundvattenytan.

När en NAPL i fri fas spills i marken så sprids den genom att den transporteras nedåt med gravitationen genom/längs genomsläppliga transportvägar och sprids lateralt alternativt byter riktning när ett ”tätt” lager påträffas. En NAPL är potentiellt mobil då andelen NAPL i porerna är så hög att NAPL/egen fas kan bilda kontinuerliga vätskekroppar mellan flera porer samtidigt, s.k. fri fas. När den mobila fria fasen dränerats ut ur porerna så kvarlämnas en rest av NAPL. Rester eller residualer kvarhålls i form av små droppar eller strängar (ganglier) i marken till följd av kapillära krafter i porvatten alternativt porluft. Detta innebär att transport av NAPL i fri fas upphör först när den återstående mängden NAPL kan kvarhållas med kapillära krafter (som residual) alternativt när NAPL påträffar ett för den ”tätt” lager, varvid mer eller mindre större ansamlingar av vätskan bildas och sprids lateralt beroende på lagrets lutning. För LNAPL utgör grundvattenytan vanligen det

täta lagret, medan DNAPL tillfälligt stoppas och sprids i horisontalled vid lågpermeabla skikt såsom t ex lera och berg, dock tränger vanligen DNAPL djupt ned i jord- och eller bergmatrisen då dessa ofta har en makrostruktur av sprickor och sprickzoner.

Efter att spillet skett är det enbart de större ansamlingar av NAPL som är potentiellt mobila och kan fortsätta spridas i fri fas, medan NAPL i residual form är relativt immobil i jordmatrisen. Däremot kan all förekomst av förorening i egen fas, både ansamlingar och residual, potentiellt medföra en kontinuerlig belastning av förorening till det grund-/porvatten eller den porgas som passerar genom källområdet. Koncentrationen av förorening i dessa media styrs primärt av jämviktsförhållanden (såsom volymen/flödet av grund-/porvatten och diffusion).

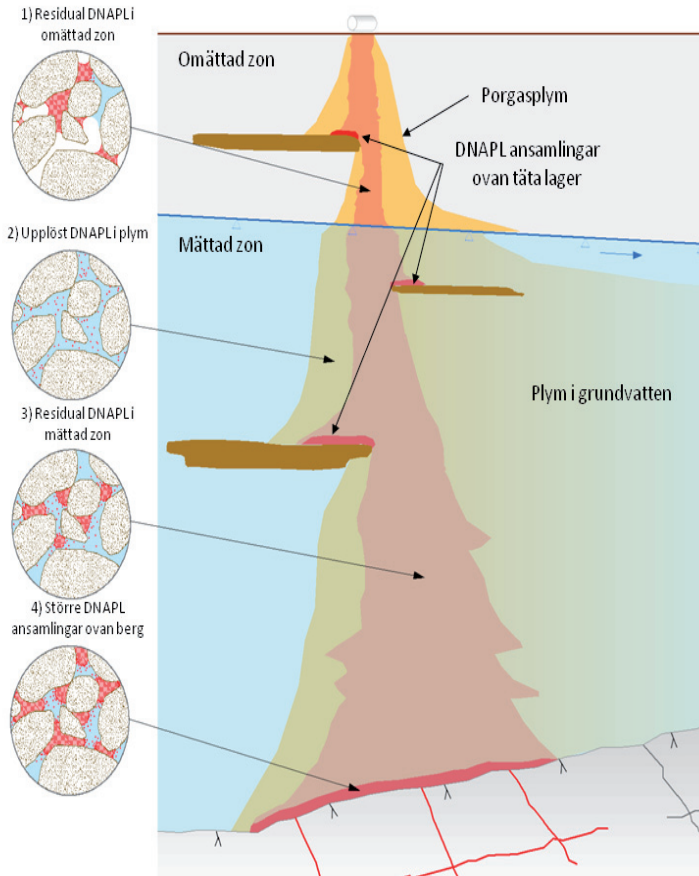
Hur den egna fasen sprids beror på främst av NAPL egenskaper, gravitation och av geologin men också av grundvattnets strömningsriktning.

2.2.2 Specifikt för DNAPL

Som tidigare nämnts så kan DNAPL som transporteras ner genom marken bilda flera större DNAPL ansamlingar, som sprids lateralt på lågpermeabla lager i dess lutningsriktning, se figuren nedan.

De ansamlingar som bildas är generellt inte mäktigare än några centimetrar och föreligger ofta i porer som till största delen är fyllda med vatten. För DNAPL gäller att både residualer och ansamlingar förekommer mycket heterogent i marken, t.ex. i mycket tunna skikt inom procentuellt mycket små delar i en matris. Det är således mycket ovanligt att stora mäktiga ansamlingar ovan lågpermeabla skikt av DNAPL påträffas vid markundersökningar (ITRC).

Vissa DNAPL såsom klorerade alifatiska kolväten kan dock tränga ned genom lågpermeabla skikt via diffusion och därmed nå djup ner i jord- och/eller bergmatrisen. Senare forskning har visat att sådana förorenade lågpermeabla zoner kan leda till mycket ihållande föroreningsbelastning till det grundvattnet, då denna belastning pågår lika lång tid som det tagit ämnet att diffundera in i den lågpermeabla zonen (ESTCP 2008).

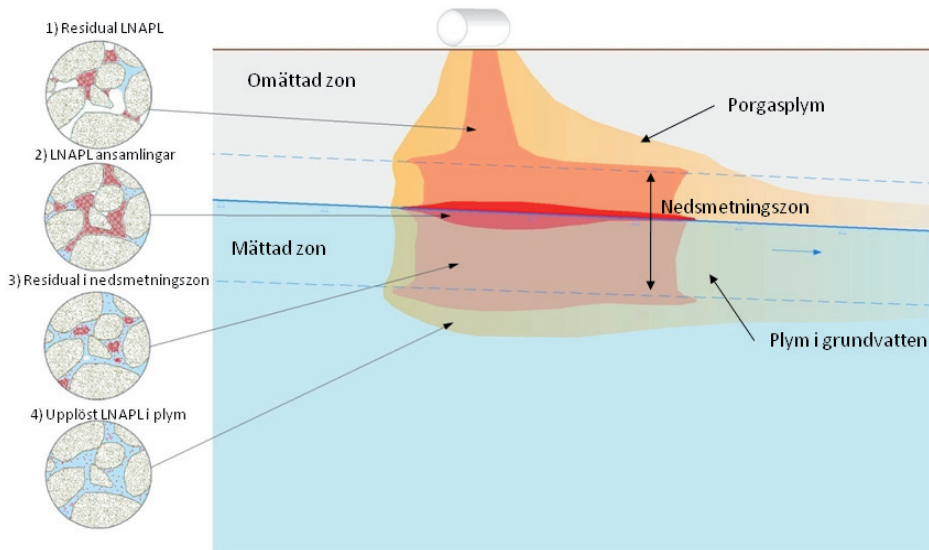


Figur 6 Konceptuell modell för en DNAPL-förening. Detaljerna visar schematiskt hur DNAPL (röd färg) kan föreligga som 1) residual i omättad zon, 2) upplöst i grundvatten i en pilm, 3) residual i mättad zon och 4) större ansamlingar ovan täta lager.

Detta innebär att det krävs relativt omfattande undersökningar inom ett område påverkat av DNAPL för att erhålla ett erforderligt underlag som ger en god bild över föroreningssituation inför projektering av in-situåtgärder.

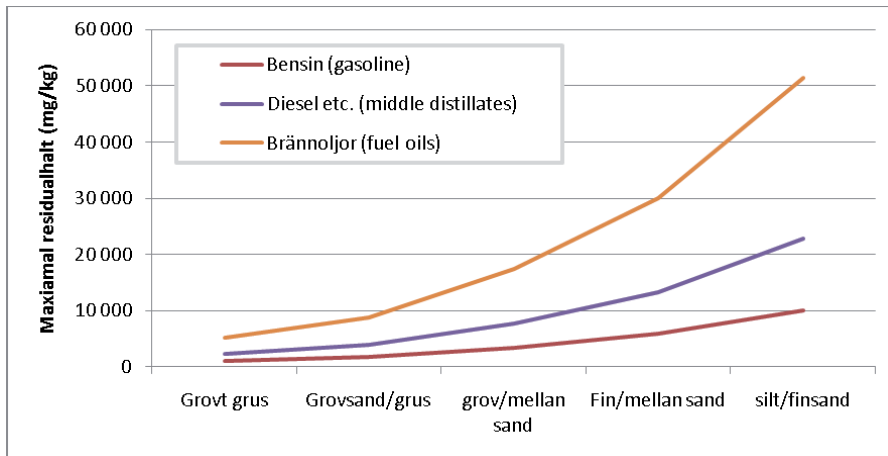
2.2.3 Specifikt för LNAPL

LNAPL som nått grundvattnet återfinns i zonen ovan och under grundvattenytan, se figur nedan.



Figur 7 Konceptuell modell för en LNAPL-förorening. Detaljerna visar schematiskt hur LNAPL (röd färg) kan föreligga som 1) residual i omättad zon, 2) större ansamlingar vid grundvattenytan, 3) residual i omättad zon i den s.k. nedsmetningszonen, 4) upplöst i grundvatten i en plym.

Mindre mobila LNAPL residualer kan bildas, förutom vid transporten ned till grundvattenytan, även under grundvattenytan i den s.k. nedsmetningszonen när grundvattennivån varierar. Generellt är andelen residual LNAPL större än andelen mobil LNAPL och uppgår generellt till mellan ca 50-80 % av total mängd LNAPL. Andelen residual LNAPL ökar generellt med tiden från utsläppet, eftersom den mobila delen av föroreningen sprids vidare och övergår till residual (USEPA 1996). Detta innebär att endast en mindre del av total LNAPL kan mobiliseras och saneras genom t.ex. pumpning. I figuren nedan presenteras empirisk data för maximala residualhalter, för några jordarter och produkter. Den maximala residualhalten är den halt vid vilken ämnet fortfarande föreligger som residual och vid halter över denna övergår den till mobil fri fas.



Figur 8 Maximala residualhalter för några olika petroleumkolväten och jordarter (data från Brost och DeVaul 2000).

Det är även viktigt att känna till att mäktigheten på lagret av fri fas LNAPL i en installerad brunn/rör generellt är större än den verkliga mäktigheten på detta lager i jordmatrisen. Skillnaden är störst för jordar med starka kapillära effekter (finkorniga jordar och leror). Flera olika metoder har utvecklats för att beräkna verklig fri fas mäktighet i jordmatris som funktion av mäktighet uppmätt i rör, bl.a. Ballestero, Farr, Hall etc.

$$t_g = t(1-S_g) \cdot h_a \quad (\text{Ballestero et al., J. Kuo, 1999}), \text{ där:}$$

t_g = Verklig mäktighet av egen fas

t = Uppmätt mäktighet av egen fas i brunn

S_g = Specifik densitet för den egna fasen

h_a = Avstånd från underkant egen fas till grundvattenytan

Alternativt kan mäktigheten av det förorenade skiktet på grundvattenytan kan grovt uppskattas med följande formel (Ground water contamination P.B. Bedient et al, 1999):

$$M_f \sim M_{gv} (\rho_{\text{vatten}} - \rho_{\text{bensin}}) / \rho_{\text{bensin}}, \text{ där:}$$

M_f = tjocklek av bensin i jorden

M_{gv} = tjocklek av bensin i grundvattenrör

ρ_{vatten} = vattnets densitet

ρ_{bensin} = bensinens densitet

De utgår ofta från petroleumproduktens densitet, jordens porositet, empirisk data etc. Beroende på använd metod varierar beräknad LNAPL mäktighet relativt stort. Man bör därför inte förlita sig på att enbart använda en av dessa metoder utan helst använda flera av metoderna och på så sätt få ett intervall för hur tjock den verkliga fria fasen kan vara (USEPA 1996). Nedan ges några exempel på empiriska tumregler rörande förhållande mellan verklig LNAPL tjocklek och uppmätt i observationsrör för olika jordarter.

Tabell 2 Exempel på empiriska tumregler för förhållanden mellan mäktighet av LNAPL uppmätt i rör kontra verklig tjocklek i jordmatrix (USEPA 1996 samt Golder Associates interna tionellt).

| Jordart | Verklig mäktighet av LNAPL | Uppmätt mäktighet av LNAPL i rör |
|-----------|----------------------------|----------------------------------|
| Grus | 1 | 1-3 |
| Sand | 1 | 1-5 |
| Silt/lera | 1 | 2-9 |

Vidare varierar även mäktighet av den fria fasen i brunn/rör av dess diameter och även naturligt beroende på t.ex. grundvattentryck, årstid etc. Det är således av stor vikt att ha god kännedom om inverkan av ovanstående innan en in-situ sanering projekteras.

2.3 Uppskattning av föroreningsmängd

I den konceptuella modellen bör även en uppskattning av total mängd förorening utföras. Med föroreningsmängd menas mängden av det enskilda ämnet, ofta uttryckt i kilo eller ton. Framförallt är det viktigt att uppskatta mängden NAPL/egen fas, då detta ofta är dimensionerande för åtgärdsbehovet. Vidare kan även en uppskattning av mängden fri fas (mobil) behöva utföras.

Det är komplext att uppskatta föroreningsmängd i marken utifrån uppmätta halter i jord och grundvatten och uppskattningarna är alltid behäftade med stora osäkerheter, framförallt beroende på att föroreningar ofta föreligger heterogent i marken. Att utvärdera föroreningsmängd från porgasresultaten är svårt och kräver mycket god kunskap om markförhållandena och bör således undvikas (USEPA 2001). Endast i undantagsfall vet man på förhand hur mycket förorening som finns i marken, t.ex. genom ett dokumenterat utsläpp. Uppgifter om historisk användning av föroreningsämnet kan dock ge en uppskattning om föroreningsmängden. Erfarenheter visar att även med omfattande dataunderlag är det mycket svårt att utföra en korrekt volymbedömning av fri fas LNAPL i jordmatrisen och generellt varierar felet även i sådana bedömningar från hälften så stor till dubbelt så stor som den verkliga volymen (USEPA 1996).

Av denna anledning bör flera olika beviskedjor (s.k. lines of evidences) användas för att tillsammans uppskatta en trolig mängd förorening, t.ex. i form av uppskattning utifrån:

- Historik om utsläpp eller använda mängder i området och erfarenheter från olika verksamheter/processers procentuella förluster. För en kemptvätt t.ex. visar erfarenheten att ca 10% av den nyttjade totala volymen är förluster i form av utsläpp till mark och luft.
- Observationer och analyser av främst jordprovtagning eller via direkt kontroll vid fältundersökningar etc.
- Mätningar av LNAPL mäktighet i brunnar/rör
- Erfarenheter avseende procentuell fördelning av DNAPL i källområde och beräknade haltgränser för residual NAPL etc. T.ex. kan DNAPL (klorerade alifatiska kolväten) i form av residual eller ansamlingar utgöra ca 0,5-3 volym-% av totala jordmatrisvolymen i källområdet, medan residual DNAPL i mycket lokal skala utgör ca 5-20 % av porvolymen (Environment Agency 2003). I t.ex. en sand kan 3-30 l DNAPL bindas per kubikmeter jord i omättad zon, respektive 5-50 l/m³ i mättad zon (Hållbar sanering 2007).

Kapitel 3

Formulering och kontroll av åtgärds mål

I kapitlet diskuteras vad som är av särskild vikt vid upprättande av åtgärds mål vid in-situ sanering. Vidare syftar kapitlet till att ge exempel på lämpliga kontrollparametrar i olika medier vid in-situ saneringar samt råd rörande hur provtagning och mätningar lämpligen utförs, hur kontrollpunkter utformas/placeras och lämplig provtagningsfrekvens.

3.1 Formulering av åtgärds mål

Beskrivningar av hur åtgärds mål kan formuleras återfinns i ”Att välja efterbehandlingsåtgärd” (Naturvårdsverket rapport 5978). Rapporten omfattar dock inte specifik vägledning för formulering av åtgärds mål vid in-situ sanering.

Åtgärds målen kan delas in flera delmål som beskriver vad som skall uppnås på kort, medellång och lång sikt. Ett kortsiktigt mål kan vara att eliminera omedelbara risker för exponering och spridning från ett källområde, medan mer långsiktiga mål kan vara att man skall uppnå en viss haltreduktion i en punkt nedströms i efterbehandlingsområdet efter en bestämd tid. Åtgärds målen ska alltid ta sin utgångspunkt i om det föreligger en risk eller risker och behov av att reducera desamma till en acceptabel nivå. I samband med utredning av vilken åtgärd som är bäst lämpad i det aktuella fallet vägs dock andra aspekter in såsom politiska, nationella, regionala eller lokala mål, ekonomi, samhällsenliga intressen etc i en riskvärderingsprocess. Mot bakgrund av riskvärderingsprocessen utformas mätbara åtgärds mål och dessa bör sammantaget omfatta följande vid in-situ sanering:

1. **Vad skall uppnås? (Reduktion av halter, mängder)**
2. **Hur skall det uppnås? (Metod, vilken effekt förväntas över tiden)**
3. **Hur skall åtgärden följas upp och utvärderas? (Mätningar, statistik)**
4. **När skall åtgärds målen vara uppnådda i tiden?**

Till skillnad från schaktsaneringar medför in-situ tekniken inte ett fullständigt avlägsnande av förorening. En utvärdering av ett stort antal in-situ åtgärder av DNAPL källområden i USA visar att vid lyckade saneringar åtgärdas mer än 90 % av föroreningsmängden i källområdet (ESTCP 2008), men en viss rest kvarlämnas. Flera olika faktorer påverkar den föroreningsreduktion som in-situ åtgärden kan uppnå. T.ex. är det mycket svårare att in-situ sanera täta och inhomogena jordar än genomsläppliga, homogena jordar. Vidare är det generellt lättare att sanera petroleumkolväten in-situ än t.ex. klorerade alifatiska kolväten. Olika in-situ metoder fungerar olika bra vid sanering i källområde kontra i plym. För att ett saneringsprojekt med in-situ teknik skall vara framgångsrikt måste man förstå vald tekniks förutsättningar i det specifika fallet, så att relevanta åtgärds mål upprättas. Vidare bör åtgärds målen vara möjliga att revidera/anpassa om den valda tekniken eller tidsaspekten innebär begränsningar som inte kan förutses och som innebär att de uppsatta åtgärds målen inte kan nås. Det kan därför vid in-situ saneringar vara en fördel om åtgärds mål på kort och långsikt formuleras. Vidare kan det vara av vikt att det föreligger en öppenhet kring möjligheten att utföra en förnyad fördjupad riskbedömning för kvarlämnad förorening (rester i källområde och i plym), där

hänsyn även tas till eventuell naturlig nedbrytning och utspädning. Utifrån resultaten från denna förnyade riskbedömning formuleras åtgärdsmålen ånyo om då hänsyn till andra åtgärder (s.k. ”treatment train”) eller skyddsåtgärder kan vara mer relevanta för att reducera ev kvarvarande risker.

Åtgärds mål formuleras vanligen som:

- **Haltkrav i form av t.ex. acceptabla resthalter/emissionsnivåer/spridningshalter**
- **Mängdkrav i form av t.ex. acceptabel restmängd**

Allmänt kan sägas att oavsett vilken av dessa som används så bör de definieras utifrån ett visst mått, t.ex. delområde, djupintervall eller volym. En in-situ sanering innehåller ofta en biologisk/kemisk tidskrävande omvandlingsprocess och det kan vara relevant att fokusera på parametrar av betydelse i de processerna vid upprättande av åtgärds mål som ett komplement till ovanstående. De parametrar som kan vara av betydelse är haltnivåer för ofarliga nedbrytningsprodukter, syre eller redoxpotential etc.

I in-situ sammanhang är det olämpligt att använda åtgärds mål som refererar till mängd kvarvarande förorening eftersom det som tidigare nämnts är mycket svårt att korrekt bedöma hur mycket förorening som föreligger i marken, särskilt om föroreningen till viss del föreligger i egen fas.

Åtgärds mål bör istället prioriteras enligt:

- 1. Halter i grundvatten**
- 2. Halter i porgas (halter varierar mer än i grundvatten)**
- 3. Halter i jord (ev. i källområde och vid slutkontroll, annars ej att rekommendera, se nedan)**

En anledning till att jord inte lämpar sig som kontrollmedium vid in-situ saneringar är att kontroll vanligen sker i plymen och att det är svårt att kontrollera trender för åtgärdeffektivitet i jord i denna av följande orsaker:

- Kontrollprover kan ej tas i samma provpunkt och jordens heterogenitet gör att prover från näraliggande punkt kan ha en haltskillnad som ej beror av åtgärden.
- Främst flyktiga ämnen in-situ saneras och dessa ämnen riskerar att förångas vid jordprovtagning, vilket innebär att resultaten är svårtolkade.
- Detektionsgränserna är betydligt högre i jordprover än i porgas och grundvatten.

Det är en fördel att nyttja både grundvatten och porgas som kontrollmedia så att resultaten för dessa båda medier genom s.k. ”line of evidence” (beviskedja) förhoppningsvis ger samstämmigt stöd åt utvärderingen av uppfyllelsen av åtgärds målen.

3.2 Kontroll av åtgärds mål

Vid kontroll av måluppfyllelse vid in-situ saneringar sker provtagning i medierna grundvatten, jord och porgas.

För kontroll av in-situ tekniken finns det flera vägledningar från bland annat USA och Storbritannien, se avsnittet ”Rekommenderad läsning” sist i rapporten.

3.3 Parametrar och kontrollmetodik

3.3.1 Allmänt

Parametrar för kontroll av in-situ åtgärden bör fastställas i ett kontrollprogram som vidtar i god tid innan saneringen startar. Vilka parametrar som är dimensionerande undersöks lämpligen genom att ett brett spektra av parametrar analyseras. De parametrar som kontrolleras bör vara möjligt att revidera under och efter saneringens avslut så att de mest dimensionerande parametrarna kontrolleras mer frekvent än mindre dimensionerade parametrar (USEPA 1994). Vanliga parametrar att kontrollera är (ITRC, 2004):

- **Mängdreduktion i framförallt källområde** är som tidigare nämnts svårt att göra korrekt, speciellt för DNAPL. Därför bör flera av nedanstående metoder användas parallellt vid bedömning av mängdreduktion:
 - Kemiska analyser av, grundvatten eventuellt även jord
 - Mätning av extraherad mängd, d.v.s. mätning av hur mycket förorening som pumpats upp med grundvatten eller extraherats i gasfas
 - Bedömning av hur stor mängd som destruerats in-situ genom mätning av t.ex. ökning av klorid vid kemisk oxidation, biologisk nedbrytning alternativt reaktiv deklorerung.
 - Fördelningsspårämnesförsök (Partitioning Interwell Tracer Tests, PITT) både i mättad och omättad zon. Kan dock vara svåra att utvärdera och är generellt dyra att utföra.
- **Avlägsnande av mobila egna faser** och mätning av dess volymer.
- **Reduktion av föroreningstillförsel till plym** dvs. reduktion av mängd förorening som sprids från källområdet till plymen och även stabilisering av föroreningsplymens utbredning i grundvatten och/eller i porluft. Mängdflödet kan uppskattas med någon av följande metoder men erfarenheter har visat att det är svårt och har resulterat i att mycket konservativa åtgärds mål upprättats (USEPA 2001):
 - Mätning av föroreningshalterna i grundvattnet i stort antal brunnar tvärs plymens strömningsriktning med ett flertal intagsnivåer på filter för varje punkt.
 - Pumpförsök under stationära (steady state) förhållanden i brunn/brunnar som täcker in hela plymens bredd.
 - Mätning med passiva ”fluxmeters”¹ som installeras tvärs plymens strömningsriktning.

¹ Den passiva ”fluxmetern” består dels av en absorbent som fångar upp de föroreningar som flödar genom den, dels av kända mängder av lösliga spårämnen. När provtagaren tagits upp, efter dagar eller månader, så analyseras mängden absorberad förorening och utlöst spårämne och mängdflödet kan beräknas.

- **Reduktion av förorenings toxicitet i marken** kan mätas genom att ekotoxikologiska tester utförs på jord- och/eller grundvattenprover. Alternativt om de olika kemiska ämnens toxicitet är känd så kan resultat från kemiska analyser användas för att undersöka hur andelen av olika kemiska ämnen förändrats.
- **Reduktion av DNAPL mobilitet i fri fas:** Som tidigare nämnts så är detta komplicerat att mäta och utvärdera. En uppskattning kan göras genom att beräknade maximala residualhalter jämförs mot analyserade halter. Även s.k. fördelningsspårämnesförsök (PITT) kan användas för att uppskatta NAPL mättnadsgrad.

Som framgår ovan är kontroll av dessa parametrar förenade med osäkerheter och därför kan beviskedjor med flera olika parallella metoder och provtagning av flertal media/parametrar krävas för att göra en säkrare bedömning av om de uppsatta åtgärds målen nås.

3.3.2 DNAPL

Det är svårare att mäta mängden DNAPL i fri fas än LNAPL eftersom DNAPL förutom i hela den omättade zonen även kan återfinnas utmed hela grundvattenakvifärens djup. Det är mycket sällsynt att påträffa DNAPL i egen fas vid undersökning, av denna anledning används generellt indikativa metoder. I Nordamerika används en princip, som säger att om 1-5 % (jordartsberoende) av DNAPLns effektiva löslighet återfinns i löst form i ett grundvattenprov så har grundvattnet passerat ett DNAPL område, dvs. DNAPL finns i närheten. Exakt hur långt det är till DNAPL i fri fas går dock ej att säga. Områden med höga lösta halter är dock att betrakta som ”potentiella källområden”. I tabellen nedan redovisas vattenlösligheten för några DNAPL. Om fri fas föroreningen föreligger som s.k. multikomponentsvätska, dvs. att den består av en blandning av olika vätskor, så ändras lösningens vattenlöslighet. I de fallen kan den nya lösligheten för av en multikomponentvätska beräknas med Raoult's lag. Den anger att den effektiva lösligheten av en NAPL-komponent (S_e) i vatten är lika med produkten av komponentens molfraktion (m_i) i NAPL och den rena komponentens vattenlöslighet (S_i) enligt följande samband:

$$S_e = m_i * S_i$$

Tabell 3 Exempel på vattenlöslighet för några enskilda DNAPL, observera att vattenlösligheten ändras om föroreningen utgörs av en blandning av olika vätskor, s.k. multikomponentslösning.

| DNAPL | Vattenlöslighet (mg/l) |
|---------------------|------------------------|
| Tetrakloreten (PCE) | Ca 200 |
| Triklloreten (TCE) | 1 100-1 300 |
| Naftalen | 30 |

Vidare finns det på marknaden flera andra både direkta och indikativa metoder att kartlägga DNAPL. Det finns flera olika sorters sonder som kontinuerligt drivs ned i jordprofilen med konstant hastighet varvid kontinuerlig mätning sker av parametrar som indikerar föroreningsnivån i jordprofilen (bla MIP (membrane interface probe), LIF (laser induced fluorescence)). Vidare finns det även speciella membran i bandform (FLUTE, Flexible Liner Underground Technologies Everting) (Kram, M et. al. (2001)).

3.3.3 LNAPL

Även för LNAPL finns det sondtekniker som kan indikera andelen LNAPL in-situ. Både MIP och LIF som nämndes ovan kan användas för LNAPL, vidare finns även FFD (Fuel Fluorescence Detector), vilken dock ej har använts i någon större utsträckning.

Vidare finns det olika metoder att utvärdera andelen mobil LNAPL, t.ex. LNAPL baildown test. Det finns även datorprogram som kan modellera andelen mobil LNAPL, t.ex. ”LNAPL Distribution and Recovery Model” från API (American Petroleum Institute).

Av avsnitt 1.5.3 framgår att observation av mäktighet av LNAPL i brunnar är en svår parameter att kontrollera. Om mätning av mäktighet av LNAPL i brunnar ändå utförs kan någon av följande metoder användas:

- Speciell gränssytemätare (interface probe, mellan vatten och olja), ser ut som ett vanligt grundvattenlod, men visar även gränssytan mellan vatten och LNAPL. Denna mätare ger dock ej utslag vid förekomst av vittrad petroleumprodukt i egen fas.
- Stålmåttband med påstruken pasta som drar till sig LNAPL. Mäktigheten av LNAPL kan sedan mätas konventionellt när måttbandet tagits upp.
- Mätning av mäktigheten av LNAPL i en normal bailer. Denna metod är dock ej att rekommendera, då den både kan under- och överskatta mäktigheten av LNAPL. Denna metod kan enbart verifiera om LNAPL finns eller ej i en brunn. Det finns dock vissa speciella bailers som är utformade för att kunna mäta mäktigheten av LNAPL.

3.4 Kontrollpunkter

Kontrollpunkternas antal, placering och utformning skiljer sig framförallt beroende på om kontrollen sker i källområde eller i plym.

Antalet provpunkter och provtagningsnivåer bör anpassas efter den förorenade volymen och föroreningarnas koncentrationsvariationer i mediet. Inom källområden och framförallt vid provtagning av jord kan tekniken med selektiva enhetsvolymter (SEV) användas som en minsta acceptabel volym vid föroreningsklassificering (Naturvårdsverket, 1997). Nedan behandlas således enbart utformning av kontroll i plym.

3.4.1 Grundvatten

Kontrollerna av grundvattnet före, under och efter sanering bör göras i grundvattenrör som är dimensionerade och installerade som permanenta brunnar. Om in-situ saneringen utförs med hjälp av injektionsbrunnar så bör dessa ej användas för kontroll (USEPA 1996).

Antalet grundvattenrör och provtagningsnivåer bör anpassas till den aktuella föroreningen och till den utströmmande arean vinkelrätt strömningsriktningen i grundvattnet. I enlighet med avsnitt 1.5.2 så krävs ofta kontroll av grundvatten på flera olika nivåer då DNAPL förekommer.

Vid kontrollprogram för övervakad naturlig nedbrytning rekommenderas följande antal och placering av grundvattenrör i USA och Danmark vilken även bör kunna användas vid in-situ sanering (Hållbar Sanering, 2009):

- Minst tre kontrollbrunnar skall installeras längs plymens strömningslinje: 1 brunn uppströms källområdet, 1 brunn i källområdet och 1 brunn nedströms källområdet i plymen.
- Brunnarna i plymen bör installeras på ett avstånd som motsvarar mindre än 1 års transporttid från källområdet.
- Prover skall tas i kontrollpunkterna minst 2 gånger per år under 3 år.

Generellt bör dock vid in-situ saneringar, betydligt fler brunnar än vad som angivits ovan installeras i ply-

men och antalet bör stå i proportion till plymens utbredning. Vidare bör brunnarna installeras på olika nivåer alternativt förses med intagsfilter på olika nivåer för att erhålla en representativ bild av föroreningsutbredningen i både horisontal- och vertikalled. Vidare bör även brunnar installeras i plymen på olika avstånd utmed plymens rörelseriktning för att kunna följa utvecklingen av densamma. Slutligen kan även kontroller krävas i brunnar vid särskilda skyddsobjekt, t.ex. drick-, bevattningsbrunn, som ligger utanför plymens utbredning.

Vid in-situ sanering där injektionsbrunnar nyttjas bör närmaste brunn för kontroll under saneringsfasen installeras så att transporttiden från injektionsbrunnen är mindre än 1 vecka (CIRIA).

3.4.2 Porgas

I stort följer kontrollpunkternas placering och antal för porgas samma principer som för grundvatten. Kontroll av porluft bör i första hand utföras i porluftssonder som installerats för permanent bruk. Om temporära mätningar av porgas utförs i sonder som tas bort direkt efter mätningen, bör de utföras enligt samma kriterier som för jordprovtagning, dvs. de bör sättas nära den punkt mätning utfördes i innan sanering och hålen bör tätas efter mätningen för att inte påverka jordmatrisen.

I likhet med grundvattenprovtagning så kan även porluft behöva provtas på olika nivåer i samma provpunkt, särskilt för DNAPL. Studier från Danmark visar att halterna i porluften har en relativt stor areell variation, där halterna kan variera med en tiopotens på bara några meters avstånd (Miljöstyrelsen 2006 och Viden-center för Jordförorening 2008).

Om byggnader som skall bevaras återfinns över eller nära porgasplymen bör kontrollmätningar av porgas utföras under byggnaden. Mikroklimatet under huskroppen är annorlunda än invid huset bl.a. beroende på att temperaturen är högre, jorden är torrare och området närmast huset är påverkat av advektion, dvs. luftströmmar drivna av bl.a. ventilationssystem i huset, temperaturskillnader mm. Detta innebär att mätningar i sonder installerade utanför byggnaden ej är representativa för halterna under byggnaden.

3.4.3 Jord

Antalet jordprover som behöver tas för att verifiera att åtgärdsmålen uppfyllts beror av hur heterogena förhållandena är på platsen och hur säker man vill vara på att ha detekterat relevanta halter. Som tidigare nämnts så är jord inget bra kontrollmedium vid in-situ saneringar då det är heterogent, prover kan bara tas en gång per punkt, halten flyktig ämnen riskerar att underskattas etc. Särskilt vid DNAPL förekomst bör kontroll av jord undvikas då DNAPL föreligger mycket heterogent.

Provtagning av jord bör utföras med samma metoder som vid undersökningarna innan saneringen.

Vid mindre projekt (< 1 000 m²) tas förslagsvis prover i anslutning till tidigare provtagningspunkter. Avståndet mellan kontrollprovtagningpunkten och tidigare utförd provpunkt bör vara tillräckligt litet för att mäta åtgärdsmetodens effektivitet. Av praktiska skäl bör kontrollprover tas inom ca 1 m avstånd från tidigare provtagningspunkt beroende av hur homogent föroreningen föreligger. Större saneringsprojekt bör helst provtas i ett systematiskt slumpmässigt rutnätsmönster både före och efter sanering.

Provtagningspunkterna bör förseglas med bentonit eller liknande för att inte störa kontrollområdet i onödan med öppna borrhål där naturlig ventilation, syresättning och nedbrytning kan ske.

Vid förekomst av LNAPL är det viktigt att kontrollprovtagning av jord sker i hela det skikt där grundvattenytans nivå varierar, den s.k. nedsmetningszonen, för att kontrollera att halterna inte är så höga att LNAPL:n är mobil.

3.5 Provtagningsfrekvens

Kontrollprovtagningar i grundvatten och porluft bör generellt utföras flera gånger före, under och efter saneringen. Nedan diskuteras lämplig provtagningsfrekvens vid provtagning av grundvatten och porluft.

Att utföra kontrollprovtagningar med en bestämd provtagningsfrekvens vid in-situ sanering syftar främst till att kontrollera in-situ metodens effektivitet och avgöra när saneringen kan avslutas. För vissa in-situ tekniker syftar kontrollprovtagningen även till att kontrollera nedbrytningshastigheten. Kontroll av metodens effektivitet görs ofta tidigt i saneringsfasen och mer frekvent än annan provtagning. Denna kontroll görs ofta nära källområdet och avser att ge underlag för t.ex. ökade insatser eller förändringar i metoden. Kontroll av nedbrytningshastigheten görs generellt i hela saneringsområdet och syftar till att bedöma när saneringen kan vara avslutad.

Om enbart ett fåtal kontrollprovtagningar utförs per år så bör dessa utföras med samma frekvens och vid samma säsongperioder både före och efter saneringen. Om kontrollresultaten skall bearbetas statistiskt behövs i regel ett stort antal kontrollprovtagningar, men om data uppvisar liten variation behövs ett mindre antal och vice versa, se kapitel 4.

3.5.1 Grundvatten

Föroreningshalterna i grundvatten varierar naturligt utan påverkan från åtgärder eller nedbrytningsprocesser. Framförallt påverkas haltvariationen av grundvattennivåvariation, nederbördsintensitet och ändrad strömningsriktning. Detta innebär att den "naturliga" haltvariationen i grundvattnet bör vara klarlagd innan saneringen påbörjas för att inte denna variation skall tolkas som resultat av saneringens effektivitet. Således behöver provtagningsfrekvensen vara tillräckligt hög för att återspegla säsongsvariationer för exempelvis nederbörd och grundvattennivåer. Mätningar bör under en 5-10 års tid åtminstone utföras 6 gånger per år om kunskapen om säsongsvariationer är begränsad (USEPA 1992 & 1996). Om korrelationen mellan provtagningsstillfällen visar sig vara stor, d.v.s. haltvariationen är liten över året, så kan provtagningsfrekvensen eventuellt minskas något.

Vidare bör provtagningsfrekvensen i permeabla jordlager/skikt (hög föroreningstransportshastighet) vara högre än i lågpermeabla jordlager/skikt (USEPA 1994). Vid föroreningstransport med grundvatten beräknas transporthastigheten med Darcys lag. Eventuellt kan man även ta hänsyn till retardationsfaktorn som beror av bl.a. ämnets fördelningskoefficient (K_d) som för organiska ämnen även beror av andelen organiskt material i jorden. Transporthastigheten från åtgärdsområde till kontrollpunkt bör uppskattas översiktligt för att erhålla ett preliminärt tidsspann då effekter från saneringen kan förväntas i kontrollpunkten. Man bör dock beakta att transporthastigheten kan variera stort i heterogen mark och att ovan beräknad hastighet är en medelhastighet i marken.

Vanligen utförs kontroller med högre frekvens (vecko-, månadsvis) i början av en sanering för att sedan utföras med lägre frekvens (kvartals-, halvårs-, årsvis) allteftersom saneringen fortskrider och tidsaspekten blir betydande. Vid långa kontrollprogram efter saneringsavslut är det därför viktigt att optimera provtagningsfrekvensen inom kontrollprogrammet. Det innebär att alla kontrollpunkter inom ett kontrollprogram inte behöver ha samma provtagningsfrekvens, men det är en fördel om kontrollresultaten skall analyseras statistiskt.

Om det föreligger en hög föroreningshalt, om haltvariationen är stor eller om kontrollen sker i områden där man förväntar sig en förändring (punkter där halter ökar, randzonen av plymen där förändring förväntas först) bör man ha en hög provtagningsfrekvens. På motsvarande sätt om föroreningshalten är låg, haltvariationen låg till måttlig, och kontrollen sker i områden där föroreningssituationen förväntas vara relativt stabil med små förändringar (centrum av plymområde, randzonen av källområde) kan frekvensen vara lägre.

3.5.2 Porgas

Även i porgas varierar föroreningshalten beroende av yttre omständigheter. I Danmark har flera studier gjorts rörande porluftsmätningar och ett fåtal av dessa tyder på att porluftshalterna i permanenta porgassonder kan variera upp till 2-4 tiopotenser utan att någon åtgärd utförts (Miljøstyrelsen 2006). Dock visar de senast utförda studierna en betydligt lägre haltvariation på mellan ca 1,5-10 gångers haltskillnad (Miljøstyrelsen 2006 och Videncenter for Jordforurening 2008). Detta kan således indikera att halterna i porgas varierar mer än i grundvatten. De få studier som utförts indikerar att variationerna är störst för tätare jordarter. Halterna i porgas bedöms variera beroende på bl.a. lufttryck, temperaturskillnader, nederbörd, tjäle etc. Vid mätning i porluftssonder är det således betydligt svårare att följa verklig haltutveckling i porluften jämfört med kontrollprovtagning av grundvatten.

Av dessa anledningar bör provtagningsfrekvensen för porgas bestämmas utifrån följande:

- Mätningar av porgas bör åtminstone i ett inledande skede utföras med hög frekvens p.g.a. variabilitet.
- Maximala halter i porgas uppmäts vid följande tillfällen och således bör mätningar utföras vid dessa tillfällen och resultaten tolkas konservativt:

Vid sjunkande lufttryck, då lufttrycktrenden bestämmer om ett luftflöde är på väg in (stigande) eller ut (sjunkande) i den omättade zonen. Nya danska studier indikerar dock att lufttrycket i vissa fall inte har någon större inverkan på haltvariationen.

Vid tjäle då tjälen utgör ett lock som hindrar porgas från att läcka ut ur marken (jämför rekommendation om att utföra radonmätningar under vintertid).

I slutet av torrperiod/vid låga grundvattennivåer eftersom fukt i jord till viss del hindrar föroreningstransport i gasfas. Således bör jorden vara så torr som möjligt vid porgasprovtagning. Av samma anledning bör porgasmätningar ej utföras under dygnet efter häftigare regn (ca 10 mm).

Kapitel 4

Upprätta och utvärdera kontrollprogram

Kapitlet syftar till att ge exempel på hur statistiska metoder kan nyttjas för att bestämma omfattning av kontrollprogram samt utvärdera resultat från kontrollprogram för att belysa måluppfyllelse avseende åtgärdskrav.

4.1 Syfte med kontrollprogram

Vid utformning av kontrollprogram finns ett antal administrativa och naturvetenskapliga aspekter att ta hänsyn till. De administrativa aspekterna definieras vanligen i åtgärdsmålen för efterbehandlingsprojektet och kan vara av översiktlig eller detaljerad karaktär. Gemensamt är att de beskriver vad åtgärden är tänkt att åstadkomma för förbättring jämfört med dagens situation. Exempel på naturvetenskapliga aspekter är beräknade lågrisknivåer för olika ämnen eller föreningar, provtagningsmedium, provpunktspacering, provtagningsfrekvens, analysparametrar och analysmetod.

Kontrollprogrammets syfte är att visa hur väl efterbehandlingsåtgärden uppfyller uppställda åtgärds mål. Programmet ska ha en tydlig, strukturerad och lätt kommunicerbar målbeskrivning avseende vad man vill uppnå och hur det ska genomföras. Vidare ska undersökningsprogram och tillvägagångssätt för utvärdering av måluppfyllelse framgå.

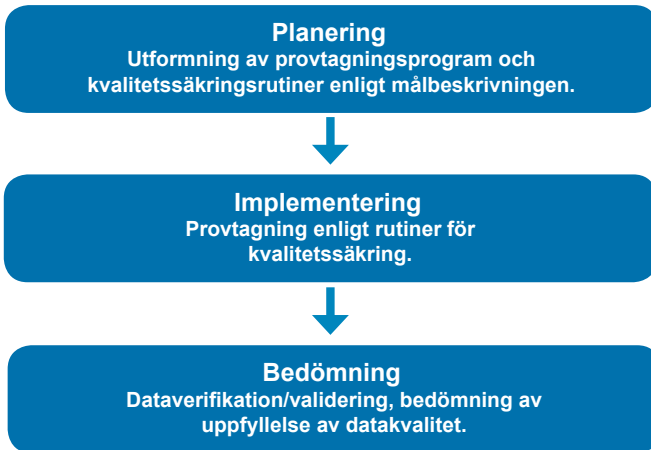
I Sverige har det fram till nyligen inte funnits riktlinjer som beskriver hur kontrollprogram för efterbehandlingsprojekt ska tas fram. Naturvårdsverket har i samband med programmet Hållbar sanering diskuterat hur kontrollprogram kan utformas¹. Naturvårdsverket slår fast att syftet med kontrollprogrammet måste vara klarlagt för att det ska fungera effektivt. Vidare beskriver Naturvårdsverket efterbehandlingsprojektens olika faser som referensfas, åtgärdsfas och uppföljningsfas. Ett kontrollprogram kan ha olika syften beroende på i vilken fas projektet befinner sig i. Referensfasen syftar till att ge kunskap om förhållanden innan åtgärd och mätningar ger input till arbetet med den konceptuella modellen (se kap 2). Vidare används resultaten för att utforma kontrollprogram inför åtgärds- och uppföljningsfasen samt för bedömningar av åtgärdseffektivitet och omgivningspåverkan.

I rapporten diskuteras även kontrollprogramms styrka, d.v.s. hur många prover som erfordras för att kunna påvisa förändringar av bestämd storlek och signifikans. Med parametrar som önskad konfidensgrad, variabilitet i mätdata, antal prov och önskad storlek av förändringen, kan man uppskatta kontrollprogramms styrka. Enligt Grandin (2006) finns det inte några fastställda nivåer för hur stor styrkan bör vara. En god regel är dock att styrkan ska vara högre än 80 procent Grandin (2006). Är teststyrkan lägre bör man överväga att öka provtagningsfrekvensen per år eller förlänga mätserien.

USEPA³ har utarbetat allmänna riktlinjer (Data Quality Assessment, DQA) som syftar till att bedöma datakvaliteten i efterbehandlingsprojekt. DQA kan i korthet sägas vara en naturvetenskaplig och statistisk utvärdering av miljödata för att bedöma om de uppfyller projektets målbeskrivning och således är av rätt typ, kvalitet och kvantitet för att stödja de beslut som tas i projekten.

²Naturvårdsverket 2008. Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder, rapport 5803.

³USEPA 2006. Data Quality Assessment: A Reviewer's Guide EPA QA/G-9R



Figur 9 Processen för Data Quality Assessment, DQA. USEPA 2006 (modifierad).

I *planeringsfasen* utgår man från målbeskrivningen för att arbeta fram en kravspecifikation i syfte att er-hålla rätt datakvalitet. Denna beskriver provtagningsmedia och metod, antal provpunkter, geografiska lägen, tidpunkter samt hur utvärderingen av data ska ske (exempelvis beskrivning av statistisk utvärdering, s.k. trendanalys). När och i vilken omfattning resultaten kommuniceras till projektintressenter beskrivs lämpligen i detta skede. Provtagningen genomförs (*implementeringsfasen*) och i *bedömningsfasen* utvärderas data statistiskt för att fastställa om resultatet av provtagningen uppfyller provtagningsplanens krav-specifikationer. I detta skede värderas hur väl resultaten överensstämmer med den konceptuella modellen (och därmed kravspecifikationen). Representerar data en unik situation eller föranleder resultaten att den konceptuella modellen ska ändras (och därmed även kravspecifikationen).

4.2 Utformning av kontrollprogram

Målbeskrivningen utgör utgångspunkten för hur kontrollprogram ska utformas. I allmänhet kan sägas att man måste ta hänsyn till områdesförhållanden, föreningssituation och administrativa aspekter, ofta plats- eller projektspecifika aspekter vilket innebär att kontrollprogram per automatik utformas ”individuellt”.

Kontrollprogram blir meningslösa om de inte har möjlighet att uppfylla målbeskrivningen. Vid utformningen måste man därför ha en klar bild över kostnader och nyttor och hur man gör en bra avvägning dem emellan. Det är naturligtvis en svår bedömning särskilt som den samtidigt ska kommuniceras på ett begripligt sätt.

Bedömningen kan delas upp i tre moment:

1. visa erforderligt antal analyser (och provpunkter) som krävs för att uppnå resultat enligt målbeskrivningens ambitionsnivå,
2. visa kostnaden härför och
3. ta ställning till hur mycket osäkerheter är värda (kostnad, nytta etc).

Momentet 3 är en fråga för projektorganisationen/problemägaren och som underlag för beslutet kan krävas alternativa genomföranden för att visa skillnader i kvaliteten (måluppfyllnad) och kostnad.

För att visa programmets kvalitet kan styrkan i kontrollprogrammet räknas ut (Grandin 2006). Styrka definieras som möjligheten att upptäcka en effekt/förändring. Styrka och storleken av minsta förändring man är intresserad styrs av åtgärds mål och ekonomi. Som tidigare nämnts nyttjas vanligen 80% som ett mått på tillräcklig styrka. Storleken på effektförändringen är projektspecifik. Allmänt gäller dock att ju mindre förändring man vill mäta desto fler prover krävs för att erhålla tillräcklig styrka. En annan parameter som påverkar styrkan är signifikansnivån som vanligen sätts till 5% (dvs 95% säkerhet).

Antalet prover och provtagningsmetodik är två betydande kvalitetsaspekter. Det är lätt att förstå att det finns ett samband mellan antalet prover och resultat, så att många prover ger en bättre bild av förhållanden än få antal prover. Många faktorer har inverkan på kvaliteten, t.ex. provernas representativitet och att samma laboratorium används genom hela kontrollprogrammet.

Exempel 1 i bilaga 2 beskriver hur en värdering av utformning av kontrollprogram för uppfyllnad av åtgärds mål kan genomföras statistiskt.

Kontrollmätningar utförs oftast inom både käll- och plymområde och vanligen även i omgivningen vid skyddsobjekt. Beroende på vilka åtgärds mål som upprättats kan kontrollen fokusera mer eller mindre på källområdena, plymerna och vid skyddsobjekten. I källområdet kan samtliga föroreningsmedium vara nödvändiga att kontrollera, d.v.s. både jord, grundvatten, porgas och egen fas. I plymen eller påverkansområdet finns i allmänhet inte någon anledning att kontrollera föroreningshalterna i jorden, se kapitel 3.

4.3 Utvärdering av kontrollresultat

Vid utvärdering av kontrollresultat och mätserier kan statistiska metoder användas för att ge en rättvisande bild av in-situ saneringens resultat. Det krävs vanligen relativt långa kontrollprogram (flertal år uppemot 10-tals år) efter en in-situ sanering för att säkerställa resultat.

Utvärderingen av kontrollresultaten bör utföras med samma statistiska metoder som de som använts vid upprättandet av åtgärds kraven. Om åtgärds kravet är formulerat som ett medelvärde över tiden för en viss risk, t.ex. spridning med grundvatten, så bör även kontrollresultaten utvärderas som ett medelvärde. Om åtgärds kravet är ett extremvärde som endast i undantagsfall bör överskridas, t.ex. akut toxicitet, så bör utvärderingen utföras som en kontroll av övre percentil av haltfördelningen (USEPA 1992).

Föroreningskoncentrationerna i jord är ofta log-normal fördelade, dvs. stora volymer har ofta låga till måttliga föroreningshalter och små volymer har höga till extremt höga föroreningshalter. Generellt överskattas föroreningsmängden om medelhalter används, varför medianhalter kan vara mer representativa vid mängdberäkningar. Hur man hanterar uppskattningar av medelhalter i jord finns beskrivet i ”Åtgärds krav vid efterbehandling” (Naturvårdsverket, 1997, rapport 4807) och de gäller även för in-situ saneringar.

Vid utvärdering av kontrollresultat bör åtminstone enklare statistiska metoder (medel, median, percentiler och diagram) användas för att upptäcka eventuella abnormiteter som mätningarna och mediernas heterogenitet medför. Statistisk behandling av kontrollresultaten minskar även risken att extremvärden styr när en in-situ sanering kan anses uppfylla åtgärds målen.

Åtgärds mål kan uttryckas i form av mängder eller resthalter men också som stabila minskande trender. Statistiskt relevanta halter och trender beräknas på olika sätt, men för båda gäller att de kan utvärderas dels för var provpunkt/brunn/sond för sig eller som grupper. Generellt är det att föredra att utvärdera provpunkterna i grupper då risken att extremvärden styr minskar vid denna strategi. De utvärderingsmetoder med jämförelse

mot den övre ensidiga konfidensgränsen för populationens medelvärde (UCLM) som beskrivs i ”Åtgärdskrav vid efterbehandling” (Naturvårdsverket, 1997, rapport 4807) och i ”Vägledning för riskbedömning av förorenade områden” (Naturvårdsverket Rapport 5977) kan då användas. För populationer med oklar fördelning kan UCLM beräknas genom mer avancerade statistiska metoder med hjälp av datorprogram såsom USEPAs Pro UCL.

Vid utvärdering i grupp bör stor vikt läggas vid att gruppens storlek blir relevant med hänsyn till acceptabel risk och markförhållanden. T.ex. kan inte resultat från skilda akvifärer utvärderas tillsammans, på samma sätt som halter i källområde och plymområde inte bör utvärderas ihop. Enligt ”Åtgärdskrav vid efterbehandling” (Naturvårdsverket, 1997, rapport 4807) varierar den selektiva enhetsvolymen, SEV, normalt mellan 50-100 m³, men SEV på ånda ner till 10 m³ och upp till 500 m³ har använts internationellt.

Beroende på vilken betydelse det har att en viss halt underskrids kan kontrollresultaten utvärderas på olika sätt. Om det är önskvärt att merparten av proverna har halter under ett riktvärde och att eventuella överskridande halter ej är för höga så kan utvärderingen t.ex. göras enligt följande (USEPA, 1992):

Exempel 1: Kontrollera först om 75 percentilen av kontrollresultaten ligger under riktvärdet och sedan om medelvärdet på de halter som ligger över 75 percentilen är mindre än t.ex. 2 gånger riktvärdet.

Exempel 2: Kontrollera att medelvärdet för kontrollresultaten ligger under riktvärdet och kontrollera sedan att spridningen är tillräckligt liten genom att kontrollera standardavvikelsen, variationskoefficienten etc.

I de flesta fall kontrolleras grundvatten och även porgas i mer än ett brunn/fältsonderingspunkt. För grundvatten syns haltändringstrender tydligare om man kontrollerar ett flertal brunnar och utvärderar dem i grupp än om man kontrollerar grundvatten från brunnarna var för sig (USEPA 1994). Vid kontroll av trender i grundvatten (och även porgas) i ett flertal brunnar kan bl.a. följande två strategier användas (USEPA 1992):

1. Resultaten från varje brunn kontrolleras var för sig mot åtgärds mål, eventuellt finns det även olika åtgärds mål för olika brunnar.
2. Grundvattenbrunnarna delas upp i en eller flera grupper, där prover tas i alla brunnar i en grupp vid samma tillfälle och resultaten utvärderas genom statistik över hela gruppen (medelvärde, viss percentil eller maxhalt i gruppen) som kontrolleras mot åtgärdskravet. Om kontrollen görs mot gruppens medelvärde kan man även överväga att analysera ett samlingsprov för hela gruppen.

Trendanalys av föroreningshalter görs främst för grund- och ytvatten, men även för porluft. Om åtgärdskravet är att en minskande trend skall kunna observeras i grundvattenrören/porluftssonerna krävs en trendanalys. Den enklaste formen av trendanalys är att för hand eller med t.ex. Excel passa in en rät linje i aktuell data (minsta kvadratmetoden). Svagheten med denna metod är att det är lätt att identifiera en trend, trots att dataunderlaget inte är tillräckligt homogent eller stort för att verifiera detta. En mer avancerad trendanalys syftar till att med större säkerhet visa om en trend föreligger. Att utföra sådana trendanalyser kräver relativt komplicerade statistiska beräkningar och det görs därför lämpligen med någon sorts datorprogram. Mann-Kendall testet är en av de vanligaste testerna för trendanalyser (ITRC, 2004, Gilbert 1997). Några andra metoder visas bl a i Grandin (1996). Det amerikanska programmet MAROS kan också användas, men det kräver relativt mycket indata och bedöms vara för komplicerat att använda vid mindre saneringar.

Statistiska metoder för utvärdering diskuteras vidare ibland annat ”Strategies for monitoring the performance of DNAPL Source Zone Remedies (ITRC)”. En mer komplett genomgång av statistiska metoder för utvärdering av föroreningsdata finns i ”Statistical methods for environmental pollution monitoring” (Gilbert 1997).

Exempel 2 i bilaga 2 syftar till att belysa hur kontrolldata kan analyseras statistiskt för att påvisa om ett erforderligt resultat uppnåtts vid en efterbehandling eller inte.

Vid trendanalys är det mycket viktigt att skilja på vilka halförändringar som beror av saneringen och vilka som beror av naturliga säsongsvariationer eller mellanårsvariationer. Föroreningshalterna i ett grundvatten kan naturligt variera bl.a. vid ökad/minskad nederbörd, men även genom att strömningsriktningen ändras och grundvattnet t.ex. inte längre strömmar genom källområdet i samma utsträckning. På samma sätt kan föroreningshalten i porluften i samma punkt variera på grund av lufttryck, temperaturskillnader, nederbörd, tjäle etc. I exempel 2 i bilaga 2 tas inte hänsyn till sådana variationer. Statistiska test som i så fall är lämpliga är exempelvis "seasonal Kendalls slope estimator" eller "Sen's test for trends" (Gilbert 1987).

Exempel 2 är ett s.k. parametriskt test och är utformat för normalfördelade data. Halter i jord och grundvatten är ofta lognormalfördelade och icke parametriska tester bör då användas. Alternativt transformeras data de blir normalfördelade. Exempel på icke parametriska tester är Mann-Kendall testet och Wilcoxon rank test (Gilbert 1987). Vid ett Mann-Kendall test är skillnader i haltnivåer mellan mätillfällen det som utvärderas snarare än haltnivån i sig (se exempel 3 i bilaga 2).

Kapitel 5

Entreprenad

Kapitlet skall visa på vägar att ge tydliga och kalkylerbara underlag för entreprenadanbud. Det skall även ge anvisningar om lämpliga entreprenadformer vid olika situationer.

5.1 Generellt om anpassning av åtgärds mål

Vid entreprenadarbete är det av stor betydelse att arbetet kan genomföras rationellt, då det ofta är kostnadskrävande resurser som mobiliseras. Det är därför viktigt att förfrågningsunderlaget till entreprenaden är så tydlig som möjligt och uttrycks/preciserar i åtgärdskrav som är förutsägbara och kalkylerbara. Det är därför nödvändigt att i förfrågningsunderlaget göra uttorkningar t.ex. av förhållanden i marken som får utgöra förutsättningar för entreprenörens kalkyler.

Vid schaktsaneringsentreprenader preciseras förutsättningarna genom att man delar in området i mindre väldefinierade volymenheter, s.k. Selektiva Efterbehandlings Volym (SEV). Ett antal analyserade jordprover ur varje SEV avgör fortsatt hantering (sanering). På så sätt kan man hantera stora volymer förorenad jord, på ett statistiskt säkerställt sätt. Man kan beräkna hur stor sannolikheten är för att halter över ett visst fastställt värde lämnas kvar. Det förfarandet ger en förutsägbarhet för både beställare, entreprenör och myndighet, samtidigt som det ger ett statistiskt förutsägbart resultat.

Vid in-situ saneringar är det dock som tidigare beskrivits mer lämpligt att åtgärds målen är uttryckt i halter i grundvatten och/eller i porluft. Grundvatten (och porluft) är media som i sig innebär en utjämning av halter, och ett vattenprov kan i viss mån sägas vara "samlingsprov" som representerar ett visst område. I vissa fall kan således åtgärds målen och följaktligen åtgärds kraven komma att vara olika i källområdet och i plynområdet. Det är då viktigt att man definierar var områdesgränserna går där man ställer de olika kraven.

Tidsaspekterna för kontroll av saneringsresultat är också viktigt att definiera, så det blir möjligt att kalkylera kostnaden för kontrollperioden.

Man måste sammanfattningsvis vara tydlig med vilka krav som ställs, var i området kraven gäller, och under vilken tidsperiod kontroller skall utföras.

5.2 Upphandling – lämpliga entreprenadformer

Vid schaktsaneringar är det vanligast att man använder utförandeentreprenader där entreprenören förbinder sig att utföra föreskrivet arbete enligt tillhandahållna handlingar, och beställaren ansvarar för projektering och därmed att entreprenadföreskrifterna/beskrivningarna leder till att åtgärds målen/funktionskraven blir uppfyllda. Beställaren anlitar oftast en konsult att ansvara för projektering. Vissa utvalda delar av funktionsansvar/projektering kan även i en utförandeentreprenad överlåtas entreprenören. T.ex. rening av schaktvatten eller vissa typer av jordbehandling som kan förekomma på platsen (jordtvätt eller liknande).

Vid in-situ saneringar är det i Sverige, liksom i de övriga länder som undersökts, vanligast att man upphandlar entreprenören på totalentreprenad (funktionsentreprenad). Denna entreprenadform innebär att entreprenören åtar sig ansvaret för projektering och utförande inom givna ramar.

Tabell 4

Nedan visas några typiska ansvarsområden för respektive part vid total- resp. utförandentreprenad.

| Ansvarsområden | TotalentreprenadABT06 | Utförandentreprenad-AB04 |
|--|--|--------------------------|
| Förfrågningsunderlagets riktighet | Beställaren (entreprenören viss undersökningsansvar) | Beställaren |
| Projektering (innefattar även åtgärdsundersökning och ev. pilotförsök) | Entreprenören | Beställaren |
| Saneringssystemets funktion | Entreprenören | Beställaren |
| Installation av in-situ saneringssystemet | Entreprenören | Entreprenören |
| Drift av in-situ systemet | Entreprenören | Entreprenören |
| Okända förhållanden (geologi, föroreningar etc.) | Beställaren | Beställaren |
| Arbetsmiljöansvar (BAS-P, BAS-U) | Beställaren/Entreprenören (enl. avtal) | Beställaren |
| Kontrollprovtagning | Entreprenör | Beställare/entreprenör |
| Utvärdering | Entreprenör/Beställare | Beställare |

Ansvaret för ett förorenat området ligger alltid på beställaren. De svenska standardentreprenadavtalen AB04 och ABT06 bygger på en rimlig balans mellan rättigheter och skyldigheter som syftar till en ekonomisk optimal riskfördelning mellan parterna. Ändringar i dessa bestämmelser skall därför undvikas. En av hörn-pelarna i denna riskfördelning är att den part som lämnat en uppgift också svarar riktigheten av uppgiften. En annan huvudtes är att arbetsmomenten ingående i förfrågningsunderlaget skall vara kalkylerbara. Anbudsinfordraren får bära konsekvenserna av oklarheter, ofullständigheter och oriktigheter. I enlighet med den andan är det rimligt att en totalentreprenör för in-situ sanering upphandlas på fast pris bara vad gäller sådant som är känt och kalkylerbart. Det kan förslagsvis innefatta projekteringsmomentet i tabellen ovan. Installationen av systemet kan med fördel formuleras som reglerbara mängder där kända moment åsätts a-priser (t.ex. pris per styck för installation av air sparging brunnar).

Vid metoder som bygger på kostnadskrävande maskinell utrustning på platsen under saneringstiden (t.ex. vakuumextraktion, flerfasextraktion, air sparging) är den enskilt svåraste faktorn att beräkna den erforderliga tiden för drift, övervakning och kontroller (provtagning). I linje med den svenska standardavtalsmodellen är det i dessa fall rimligt att drifttiden i huvudsak är reglerbar. Vid metoder som bygger på tillsats av kemiska ämnen (t.ex. kemisk oxidation, stimulerad biologisk reduktiv deklorering, tillsats av syreavgivare) är det däremot mängden av tillsatsämnet som blir den största osäkra faktorn, och som bör vara reglerbar.

En annan gångbar modell är att upprätta ett incitamentsavtal som innebär delning av risk och vinst baserat på en på förhand beräknad omfattning. Exempel på sådana avtal finns inom andra specifika entreprenadområden, där entreprenören besitter sakkunskapen (t.ex. grundförstärkningsentreprenader).

Det har provats en del andra mellanting mellan fastpris och löpande räkningsentreprenadavtal i enstaka fall. En sådan variant är budgetpriser med fastställd omfattning och mätbara mål, där entreprenören får ersättning enligt a-priser inom de fastställda ramarna. Vid eventuella avvikelser i omfattning, eller förändrade mål, som ökar kostnaderna finns, liksom vid incitamentsavtal, krav på omförhandling och reglering av uppkomna avvikelser.

Vid förändringar som minskar omfattningen krävs här ingen omförhandling, utan besparingen tillfaller beställaren.

Det har i början av in-situ historien förekommit (i flera av de undersökta länderna) att beställaren utfört alla kontroller av förutsättningarna för in-situ sanering (tester och pilotförsök) via separat upphandlade konsulter eller entreprenörer, och sammanställt ett förfrågningsunderlag helt som utförandeentreprenad (enligt avtal av typ AB04), där entreprenören bara åtar sig att utföra ett visst arbete, och beställaren tar ansvaret för att åtgärdskraven blir uppfyllda enligt projekteringen. Det ger entreprenören ett kalkylerbart och enkelt förfrågningsunderlag, med litet risktagande. Förfarandet innebär dock att man inte tillvaratar entreprenörens erfarenheter och kunskaper, som i bästa fall kan innebära att man hittar möjligheter till rationaliseringar under tiden, genom att man ändrar i saneringssystemet så att man snabbare når åtgärds målet. Detta är därför en mindre vanlig entreprenadmodell på senare år.

Något som bör undvikas är avtalskonstruktioner som gör det komplicerat att tillvarata kreativa idéer och lösningar under projektets gång. Konstruktioner där beställare och entreprenör får sammanfallande intressen att lösa problemen är att föredra.

5.3 Kontroll under driften

Den åtgärdsinriktade undersökningen som omnämns ovan, kommer att ge information som ligger till grund för dimensionering av in-situ systemet, men det skall även ge utgångsläget för kommande övervakning och kontroll av saneringsförloppet. I normalfallet är det luftprover och/eller vattenprover fördelat över det område som behandlas. Under saneringens gång kontrollerar man samma parametrar antingen regelbundet med stickprover, eller kontinuerligt via fasta instrument. Med dessa kontroller får man normalt den kunskap man behöver för att dra slutsatser om saneringens effektivitet, och en uppfattning om när i tid saneringsmålet kan vara uppnått.

Då dessa ”underdriften” kontroller skall tjäna som underlag till beslut beträffande driften av saneringssystemet är det naturligt att kontrollerna utförs av den som fattar sådana driftbeslut under projektets gång. I normalfallet blir det därför egenkontroller som entreprenören utför. Om beställaren utfört alla förutsättningskontroller och upphandlat en utförandeentreprenad kan det däremot vara motiverat att beställarorganisationen även står för löpande kontroller och driftbeslut. Oavsett vem som utför dem är det viktigt att kontrollerna avtalats med ett innehåll så att de ger tillräcklig information för att fatta rätt beslut om driftjusteringar.

5.4 Tidsperspektiv och slutförande

För att inte i onödan skapa konflikter och låsningar bör man inte sätta för snäva tidsramar. De flesta in-situ metoder bygger på biologiska, kemiska och/eller fysikaliska processer som kan vara svåra att bedöma och påverka tidsmässigt, och ofta har man dessutom komplicerad föroreningsbild. Med de osäkerheter som råder är det därför olämpligt att ha höga viten eller liknande vid utökat tidsbehov.

Vid in-situ saneringar har man även att ta hänsyn till s.k. ”rebound” effekter. Det kan exemplifieras med att man vid grundvattenpumpning kan få relativt rent vatten under aktiv pumpning. När pumpningen stängs av och grundvatten stiger, kan det påverkas av förorening som innan låg ovan grundvattnet. Även att vattnet ligger mera stilla efter avslutad pumpning gör att mera förorening hinner lösas i grundvattnet, med högre halter som följd. Man behöver därför ofta en tid av avbruten aktivitet för att få säkrare mått på saneringsresultatet, vilket bör tas hänsyn till vid upprättande av åtgärds målen.

För entreprenören är även en tid med inaktivitet en kostnad som måste täckas i projektet, och vid beslut om tiden för kontroller är därför av vikt att man väger kostnad mot nytta. Man måste i förväg fastställa denna inaktiva kontrollperiod så att det finns med i entreprenadavtalet. Besiktning vid in-situ sanering får sannolikt bygga på slutprovtagning och åtföljande slutrapport. En syn av återställda markytor och liknande skall naturligtvis utföras precis som i alla entreprenader.

Referenser

- Brost och DeVaul (2000):** Non-Aqueous Phase Liquid (NAPL) mobility limits in soil, API Soil & Groundwater Research Bulletin no 9, June 2000
- (UK) Environment Agency (2003):** ”Illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface”, R&D Publication 133, June 2003
- ESTCP (2008):** Frequently asked questions regarding management of chlorinated solvents in soils and groundwater (Environmental Security Technology Certification Program, USA)
- Naturvårdsverket (1997):** Åtgärdskrav vid efterbehandling, Rapport 4807
- Naturvårdsverket (2008):** Efterbehandling av förorenade områden, kvalitets-manual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering, utgåva 4
- Naturvårdsverket (2008):** Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder, rapport 5803
- Naturvårdsverket (2009):** Riktvärden för förorenad mark, Modellering och vägledning, Rapport 5976.
- Naturvårdsverket (2009):** Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning, Rapport 5977.
- Naturvårdsverket (2009):** Att välja efterbehandlingsåtgärd, En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål, Rapport 5978.
- Kram, M, Keller, A, Rossabi, J och Everett, L (2001):** DNAPL Characterization Methods and Approaches, Part 1: Performance Comparisons, Ground Water Monitoring & Remediation 109, sid 109-123.
- USEPA (1996):** How to Effectively Recover Free Product At Leaking Underground Storage Tank Sites: A Guide for State Regulators. (EPA 510-R-96-001), September 1996
- USEPA (1992):** Methods for evaluating the attainment of cleanup standards volume 2: Ground water, (EPA 230-R-92-014), July 1992
- USEPA (1994):** Methods for monitoring Pump-and-Treat performance (EPA/600/R-94/123), June 1994
- USEPA (2006):** Data Quality Assessment: A Reviewer’s Guide EPA QA/G-9R
- USEPA (2001):** Development of recommendations and methods to support assessment of soil venting performance and closure (EPA/600/R-01/070), September 2001

ITRC (2004): Technical/Regulatory Guidelines: Strategies for monitoring the performance of DNAPL Source Zone Remedies, Dense Nonaqueous-Phase Liquids Team, The Interstate Technology & Regulatory Council, August 2004.

CIRIA (2001): Remedial processes for contaminated land, principles and practice, CIRIA C549, 2001

Miljøstyrelsen (2006): Poreluftprojekt - Styrende parametre for tidlige variationer af indholdet af klorerede opløsningsmidler i sand- og lerjorde, Miljøprojekt Nr. 1094 2006

Gilbert, R.O (1987): ”Statistical methods for environmental pollution monitoring”, 1987

Grandin, U (2006): ”Statistisk analys av möjligheterna att kunna upptäcka regionala trender i de nuvarande programmen för nationell övervakning av sötvatten, ett underlag för revisionen av programmen år 2006”, SLU Rapport 2006:18.

Videncenter for Jordforurening (2008): Poreluftsmålinger under gulv ved passiv opsamling, Teknik og Administration, Nr. 1

Kuo, J (1999): Practical design calculations for groundwater and soil remediation.

Bedient, P.B et al. (1999): Ground water contamination

Rekommenderad läsning och datorprogram

Angående olika in-situtekniker

Hållbar Sanering (2006): Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder, Rapport 5637, Dec 2006, Naturvårdsverket

Hållbar Sanering (2007): Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod, Rapport 5663, Feb 2007, Naturvårdsverket

Angående utformning och styrning av in-situ teknik

www.clu-in.org: Hemsida med åtgärdsteknikinformation från USA

Cuo, J (1999): Practical Design Calculations, for Groundwater and Soil remediation

Nyer et.al. (2001): In Situ Treatment Technology second edition.

Suthan S. Suthersam (1997): Remediation Engineering, Design concepts

Statistiska verktyg

MAROS (analys av grundvattenplymer för optimering av övervakning och sanering), AFCEE = The (US) Air Force Center for Engineering and the Environment, <http://www.gsi-net.com/Software/maros/Maros.asp>

Pro UCL (beräkning av övre konfidensintervall), USEPA, http://www.epa.gov/esd/tsc/TSC_form.htm

Bilaga 1

SAMMANSTÄLLNING AV NATIONELLA OCH INTERNATIONELLA ERFARENHETER AV ÅTGÄRDSKRAV VID IN-SITU SANERING

I denna bilaga har nyttjandet av och erfarenheterna från in-situ sanering sammanfattats med fokus på åtgärdskrav för följande länder: Sverige, Danmark, Holland, England, USA och Kanada. Sammanställningen utfördes vintern 2007-2008 och är därför delvis föråldrad.

Erfarenheterna från de olika ländernas nyttjande av in-situ metoder har delats upp i följande avsnitt:

- **Lagkrav och vägledningar för efterbehandling**, vari även ländernas policys och eventuella lagligt bindande riktvärden diskuteras.
- **Nyttjade metoder** beskriver hur efterbehandlingsmetoder väljs ut och vilka in-situ metoder som nyttjats i landet samt i vilken grad in-situ metoder i huvudtaget nyttjas.
- **Åtgärdskrav och kontroll** beskriver vilka sorts åtgärdskrav som använts, hur de kontrollerats och med vilken frekvens. I de fall det varit möjligt har även erfarenheter rörande hur olika åtgärdskrav fungerat tagits med i detta avsnitt.
- **Entreprenadform** beskriver kort vilka entreprenadformer som använts.

Först i denna bilaga ges en sammanfattning och jämförelse av hur dessa aspekter hanterats i alla dessa länder, sedan redovisas mer i detalj hur dessa aspekter hanterats för vart land.

1. Sammanfattning av hantering av åtgärdskrav vid in-situ sanering

Lagkrav och vägledning för efterbehandling

För samtliga länder, inklusive Sverige, styrs arbetet med förorenade områden utifrån nationella regelverk och riktlinjer. I Sverige är det framförallt det övergripande miljökvalitetsmålet ”Giftfri miljö” som styr arbetet tillsammans med i viss mån även miljökvalitetsmålen ”Grundvatten av god kvalitet” och ”Levande sjöar och vattendrag”. Holland har, precis som Sverige, ett antal övergripande miljöpolicys som för efterbehandling av förorenad mark sedan 2003 har fokuserat på hållbar utveckling vilket har inneburit att saneringskraven blivit mer funktions- och riskbaserade. I jordpolicyn poängteras att särskilt biologiska in-situ metoder kan leda till kostnadsbesparingar.

I Sverige har riktvärden för förorenad jord och bedömningsgrunder för bl.a. grundvatten, ytvatten och sediment tagits fram genom en rad vägledningar av Naturvårdsverket. Dessa generella riktvärden utgör rekommendationer och är inte juridiskt bindande. Inte heller i de övriga länderna finns det några lagligt bindande standarder för jord utan enbart vägledande riktvärden, däremot har flera länder, t.ex. Sverige och USA, lagligt bindande standarder och gränsvärden för dricksvatten.

I framförallt Danmark och USA, men även Holland, har ett flertal vägledningar för in-situ saneringar getts ut av myndigheterna. Unikt för England är att man har infört ett system som innebär att in-situ saneringar enbart får utföras av de som innehar en speciell licens som utfärdats av miljömyndigheten. Licenserna omfattar maskinutrustning, personal och procedurer för genomförande och kontroll och gäller framförallt uppstarten av en in-situ sanering.

Nyttjade in-situ metoder

Det är inga större skillnader mellan de olika länderna gällande nyttjade in-situ saneringsmetoder och hur efterbehandlingsmetod väljs. Generellt styrs val av efterbehandlingsmetod främst av fysiska förutsättningar, tidsperspektiv, anbudsprocesser och krav på tillstånd etc. I samtliga länder används även kombinationer av saneringsmetoder.

I både England och Kanada, liksom i Sverige, har enbart ett fåtal in-situ saneringar utförts, medan det i Holland numera är lika vanligt med in-situ sanering som schaktsanering. I samtliga länder är olika luftningsmetoder som ”soil vapour extraction” (SVE) och ”air sparging” samt olika biologiska nedbrytningsmetoder de in-situ metoder som nyttjats mest frekvent. Ofta används in-situ metoderna i kombination med urschaktning och ”pump and treat”, som initieellt varit den mest använda in-situ metoden i de flesta länderna. I bl.a. Holland, England och USA har problem med utdragna saneringstider och kostnader drivit fram mer aggressiva in-situ metoder som kemisk oxidation, termisk behandling och multifas extraktion.

I alla länder är man överens om att det krävs detaljerade förundersökningar och eventuellt även pilotförsök innan en in-situ sanering startas, för att erhålla ett gott resultat. En av anledningarna till att det inte utförts så många in-situ saneringar i Sverige under de senaste åren är att ett flertal in-situ saneringar utfördes i slutet av 1990-talet på dåligt underlag, med följden att saneringarna ej uppfyllde uppmätta åtgärds mål och krav och/eller blev betydligt dyrare än vad som först uppskattats.

Åtgärds mål och kontroll

För samtliga länder, inklusive Sverige, medför olika saneringstekniker generellt inga större skillnader i åtgärds mål och krav. Vidare är åtgärds målen oftast formulerade som acceptabla halter, och vid in-situsaneringar framförallt som halter i grundvatten. I flera av länderna, däribland Sverige, kan åtgärds mål även formuleras som halter i porluft eller jord. Vanligen sker kontroll under åtgärd i grundvatten och porluft. Haltkrav i jord kontrolleras oftast enbart i samband med slutkontroll. Åtgärds mål, acceptabla resthalter och riktvärden skiljer sig en del mellan de olika länderna, och i USA och Kanada även mellan de olika staterna.

I Sverige har generella riktvärden (NV-KM/MKM) dominerat som åtgärds mål vid in-situ saneringar, men på senare år har det blivit allt vanligare med platsspecifika riktvärden. Även i övriga länder används både haltbaserade åtgärds mål (generella riktvärden (låg risk) alternativt någon form av bakgrundshalter) och platsspecifikt åtgärds mål.

Riskbaserade åtgärds mål utgår förutom från miljö- och hälsorisk ofta även från spridningsrisk, vilket innebär att åtgärds målen är olika formulerade beroende på om föroreningen är mobil eller stationär. I Sverige har man vid pågående verksamhet i vissa fall godtagit en procentuell reduktion av föroreningsmängd som åtgärds krav. Åtgärds målen kan i USA även skilja sig åt beroende på om saneringen är statligt finansierad eller ej, genom att de statligt finansierade generellt har mycket högre krav. I Holland, och delvis även i USA, sätts åtgärds målen både utifrån risk och ekonomi. Även i Sverige har det förekommit att åtgärds målen avgränsats i tid och kostnad. I Kanada ställs krav på långtidsövervakning om åtgärds målen varit riskbaserade. I bland annat USA och Danmark ställs hårdare åtgärds mål om området skall friklassas och därmed strykas ur ett register.

Rutiner för kontrollprovtagning och slutkontroll är snarlika i de flesta länder och kontrollprovtagning under saneringsskedet varierar från 1 gång per vecka till var 6 månad, och kan utföras av antingen entreprenör eller konsult. Kontrollprogrammen efter utförd sanering pågår för de flesta länderna under relativt lång tid (flertal år), t.ex. är det i USA vanligt att kontrollprogrammen fortgår under 10 år. I de flesta länder utförs slutkontrollen av en oberoende konsult. Kontrollprogrammen omfattar ofta hela det förorenade området d.v.s. både källområde och plym och dessutom ofta omgivningen. Kontrollprogrammen vid in-situ saneringar syftar ofta till att kontrollera att åtgärds kraven uppfylls samt även till att kontrollera saneringsmetodens effektivitet.

I Holland finns ett antal standardiserade protokoll för saneringskontrollprogram, protokollen är likadana för in-situ sanering som för en schaktsanering. Även i USA och Kanada finns tekniska manualer som ger råd om lokalisering av och antal övervakningspunkter samt provtagningsfrekvens.

I USA används ofta statistiska metoder för att avgöra när åtgärden uppfyller åtgärdsmålen. Vidare så kan ett område i USA, för vissa inarbetade in-situ metoder, ”friklassas” (avförs från registret) redan då in-situ saneringssystemen är installerade och i full funktion samt då omedelbara risker åtgärdats och eventuella långsiktiga hot är under kontroll.

I Sverige har man upplevt att åtgärdsmålen utformning har en stark påverkan på saneringstid och ekonomi vid in-situ saneringar. Erfarenhet visar även att väldigt strikt formulerade åtgärds mål och entreprenadformer lätt kan leda till att låsningar uppstår mellan beställare, entreprenör eller myndighet.

Entreprenadform

I Sverige har de två entreprenadformerna fastpris totalentreprenad och a-prisbaserad entreprenad dominerat vid in-situ saneringar. I bland har de a-prisbaserad entreprenaderna utförts som utförandeentreprenad, men oftast har även de varit totalentreprenader. Samma typer av entreprenader har gällt oavsett vilka in-situ metoder som utförts.

I övriga länder varierar vilka entreprenadformer som förekommer både inom och mellan länderna, men vanligast är totalentreprenaden. I Holland är s.k. ”Design & construct” entreprenader vanligast vid in-situ saneringar. ”Design & construct” är en form av totalentreprenad med reglerbara mängder (mest driftskostnader). Denna entreprenadform har ansetts ge störst flexibilitet och bäst ta till vara entreprenörens kunskap om in-situ metoderna. I England är det vanligast med fastpris entreprenader vilket fungerat bra för beställaren men kan innebära problem för entreprenören om t.ex. föreningens omfattning eller markförhållandena missbedömts.

2. Sverige

Lagkrav och vägledning för efterbehandling

I Sverige har riksdagen antagit 16 övergripande miljö kvalitetsmål som beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö som riksdagen anser vara miljömässigt hållbart på lång sikt. Till varje miljö kvalitetsmål har riksdagen även antagit delmål (totalt 72 stycken) som ska styra utvecklingen mot respektive miljö mål. Det miljö kvalitetsmål som främst berör förorenade områden är ”Giftfri miljö” och lyder: ”Samtliga områden som är så förorenade att de kan medföra akuta risker vid direkt exponering och områden som i dag, eller inom en nära framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden ska vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010”. I delmål 7 ”Efterbehandling av förorenade områden” står: ”Åtgärder skall under åren 2005-2010 ha genomförts vid så stor andel av de prioriterade förorenade områdena att miljöproblemet i sin helhet i huvudsak kan vara löst allra senast år 2050”.

Miljö målen finns inte intagna i lagtexten vilket betyder att de inte har någon rättsligt bindande status men de ska vara vägledande vid tillämpningen av Miljöbalken. I Miljöbalkens tionde kapitel finns bestämmelser om ansvar, utredning och efterbehandling av områden som är så förorenade att de kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller för miljön. Det är verksamhetsutövaren d.v.s. den som bedriver eller har bedrivit verksamhet eller har vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen som är utrednings- och efterbehandlingsansvarig. Finns det ingen ansvarig för området enligt lag kan efterbehandling ske med statliga medel/bidrag. Naturvårdsverket är den centrala myndighet som leder arbetet med efterbehandling av förorenade områden och som administrerar finansieringsmedel och beviljar statliga bidragsansökningar.

Naturvårdsverket har tagit fram nya ledningar avseende riskbedömning, åtgärds mål, åtgärdsutredning och riskvärdering.

I rapport 4667 (Rätt datakvalitet – Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar) behandlas vad som bör beaktas vad gäller kvalitet vid undersökning av ett förorenat område. Med rätt datakvalitet menas här att mätningar och mätdata uppfyller i förväg angivna och till undersökningen väl avpassade krav avseende bland annat representativitet och tillförlitlighet. Rapport 4807 (Åtgärdskrav vid efterbehandling - Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet) ger exempel på hur åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt kan formuleras och kontrolleras mot bakgrund av exempelvis olika förkunskaper och objektsstorlek.

I Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Efterbehandling av förorenade områden, kvalitetsmanual, Naturvårdsverket 2008, utgåva 4) beskrivs det hur en statligt bidragsfinansierad efterbehandling ska genomföras och vilka krav som gäller rörande resultat och redovisning. Manualen behandlar bidragssystemet, inventeringar, ansvarsfrågor, frivilliga överenskommelser, kommunalt huvudmannaskap, undersökningar, riskbedömningar, åtgärdsutredning, riskvärdering, genomförande av efterbehandlingsprojekt och frågor om uppföljning. I manualen finns checklistor för olika aktiviteter i ett efterbehandlingsprojekt, vilka även kan vara till hjälp vid privatfinansierad efterbehandling.

I AB 04 (Allmänna bestämmelser för byggnads-, anläggnings- och installationsentreprenader) regleras bestämmelser kring entreprenader och entreprenadupphandling där beställaren tillhandahåller projekteringen, d.v.s. utförandentreprenader. I ABT 06 (Allmänna bestämmelser för total-entreprenader avseende byggnads-, anläggnings- och installationsarbete) regleras bestämmelser kring entreprenader och entreprenadupphandling där entreprenören, utöver själva utförandet, även skall ta fram hela eller en väsentlig del av projekteringen.

Nyttjade metoder

I Sverige har saneringar via schakt och extern behandling dominerat stort. In-situ metoder började man med relativt sent, om man bortser från ”pump and treat”, som i flera decennier utgjort ett komplement till schakt-sanering, för att begränsa spridning via vatten.

I det av Naturvårdsverket finansierade kunskapsprogrammet ”HÅLLBAR SANERING” finns ett antal rapporter som utreder användandet av olika saneringsmetoder i Sverige och främst i ”Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder” finns genomförda in-situ saneringar i Sverige väl beskrivna. Rapporten omfattar en översikt över genomförda saneringar under perioden 1994 – 2005. Man har dokumenterat 226 saneringsfall översiktligt och 17 fall har analyserats fördjupat. Av de 226 översiktligt undersökta fallen hade 88% ex-situ behandling. Endast 12% behandlades alltså på platsen (mestadels in-situ, men även on-site).

De in-situ metoder som först kom till Sverige var olika typer av ventilationsmetoder (t.ex. Vakuumextraktion, SVE). De började användas i mitten på 1990-talet. Kunskapen om in-situ metoderna hämtades till Sverige från länder som kommit igång med dem redan på 1980-talet, t.ex. Nordamerika, Holland och Danmark.

Sedan dess har andra in-situ metoder långsamt och i liten omfattning introducerats av såväl svenska som utländska företag. Exempel på i Sverige använda metoder är; Pump and treat, SVE, Air sparging, Bioventilation, Bioslurping, Bioaugmentation, Markvärmning (t.ex. Ånginjektering), Kemisk oxidation, Naturlig självrening, Stimulerad självrening (med tillsatser), inneslutning och solidifiering, reaktiva barriärer (t.ex. enligt ”funnel and gate” principen). Vissa av metoderna har introducerats av företag mera specialiserade på saneringsentreprenader, t.ex. MB Envirotek AB, EkoTec AB, Däldehög AB och Detox AB. Andra metoder har införts med hjälp av konsultföretag som projekterat utförandet. Själva arbetet har sedan gjorts av anläggningsentreprenörer. Detta gäller t.ex. vissa inneslutnings- och solidifieringsmetoder, samt reaktiva barriärer.

Åtgärds mål och kontroll

De vanligaste åtgärds målen vid in-situ saneringar har varit myndighetskrav med generella riktvärden som bas. På senare år har det blivit allt vanligare att man tar fram platsspecifika riktvärden.

Åtgärds målen har ibland varit ställda både för halter i vatten och i jorden, medan man i vissa fall nöjt sig med att ställa åtgärds mål enbart för vatten eller jord. I något fall har åtgärds mål även upprättats för luft, men då mera som omgivningspåverkan från själva saneringen och gällt t.ex. halter i inomhusluften i byggnader på saneringsplatsen, eller halter i frånluften efter rening vid vakuumentilation.

Vid verksamheter som pågår, där myndigheter förelägger om åtgärder har det förekommit att man godtagit att man påvisat en på förhand fastställd procentuell reduktion av föroreningsmängd. Det finns även exempel på projekt med en på förhand fastslagen åtgärd avgränsad i tid och pengar (mesta möjliga för en viss fastställd budget).

De olika in-situ metoderna har generellt sett likartade åtgärds mål, även om de naturligtvis är olika formulerade beroende på om åtgärden riktar sig mot att reducera risker i grundvatten, i jorden eller i luften i byggnader.

I de fall åtgärds målen formulerats så att hänsyn tagits till statistiska variationer, så har kraven fungerat bra (jämför principen för Selektiva Efterbehandlings Volymmer - SEV som tar med beräkningar av medelvärden och standardavvikelse SNV rapport 4807). Om entreprenadkontrakten dessutom formulerats så att de kunnat justeras med hänsyn till verkliga förhållanden, t.ex. med hjälp av a-priser, så har problem och de överraskningar som alltid uppstår, kunnat lösas på ett smidigt sätt.

Åtgärds målen utformning påverkar i stor utsträckning tid och ekonomi vid in-situ saneringar. Är målen väldigt hårt ställda kan det göra att in-situ metoder över huvud taget inte är konkurrenskraftiga i kostnad och tid. Åtgärds målen påverkar därför direkt metodvalet för åtgärden.

Det har upplevts problematiskt när både åtgärds mål och entreprenadform varit väldigt strikt formulerade, t.ex. har fastpris totalentreprenader, med åtgärds krav strikt efter generella riktvärden, visat sig svåra att hantera på ett bra sätt. Det uppstår då lätt lösningar mellan några av de tre parterna: beställare, entreprenör eller myndighet.

Upplevelserna av åtgärds målen har varit relativt lika oavsett vilka metoder och tekniker som använts för in-situsaneringar. På liknande sätt har inte föroreningsämnen och vilka media som kraven ställts upp för, spelat så stor roll för hur kraven uppfattats.

Kontrollen av uppfyllelsen av åtgärds målen har i de flesta fall genomförts i såväl jord som grundvatten, beroende på att krav har ställts upp för båda dessa media. Därutöver har egenkontroller ofta innefattat kontroller av porluft på olika sätt för att kvantifiera mängder förorening som avlägsnats ur jorden. Det har dels skett genom att halter av föroreningar i frånluften multiplicerats med mängden luft som ventilerats ut från marken, vilket resulterat i antal kilo utventilerad förorening. Dels har mängden bildad koldioxid och förbrukat syre kvantifierats på motsvarande sätt, och via kemiska formler konverterats till antal kilo nedbruten förorening. Då det kan finnas andra organiska ämnen i jorden som också bryts ner vid syresättning, är denna mängd mera osäker, men ger ändå ett bevis på att nedbrytning sker, vilket är en förutsättning för en fungerande process. Egenkontroller omfattar också provtagning i grundvatten i de fall förorening förekommer i grundvatten. (Det finns exempel på projekt föranledda av olyckor, där grundvattnet ligger djupt, och saneringen syftar till att avlägsna förorening ur jorden innan det når grundvattnet.)

Beroende av den planerade saneringstiden har intervaller mellan egenkontroller varierat från 1 vecka

till 6 månader. Normalintervallet är 1-2 månader. Därutöver görs ibland en kontrollprovtagning i jord efter drygt halva den planerade saneringstiden, för att bekräfta att den teoretiskt beräknade kvarvarande föroreningsmängden stämmer. Osäkerheter finns ju både i den beräknade ursprungliga mängden, och i den beräknade avlägsnade mängden, så en kontroll kan ibland behövas för att komma närmare verkligheten i dessa beräkningar. I några fall, när verksamheten på platsen inte avser att förändrats, har myndigheterna accepterat beräkningar på avlägsnad andel av föroreningen som verifiering på att saneringsmålen uppfyllts. Det baseras då på en godtagbar restförorening vid pågående verksamhet, och kombineras ofta med uppföljande kontroller i t.ex. grundvatten.

Kontroller i grundvatten utförs ofta både inom saneringsområdet (som oftast innefattar källområdet) och utanför, som omgivningskontroll.

När saneringen avslutats med godkänt resultat kan det ibland vara befogat med efterkontroller. Det gäller särskilt om kontrollerna enbart omfattat grundvattenprovtagning. Vid provtagning både i jord och i vatten är behovet av efterkontroller mindre, då återkontaminering av jord knappast känns som en risk om vattnet inte håller någon nämnvärd förorening.

I de fall efterkontroller utförts efter avslutad sanering har det oftast gällt grundvattenprover, och tiden för kontroller har varierat från 1 månad upp till 5 år. Normalfallet ligger på en kontroll efter 1-6 månader efter avslutad sanering.

Under driften har kontroller oftast utförts som egenkontroller av entreprenören, medan slutkontrollen utförts av oberoende konsult. I enstaka fall har oberoende konsult utfört alla löpande kontroller också, medan man i något fall nöjt sig med att entreprenören utfört även slutkontrollen i egen regi.

Entreprenadform

Två entreprenadformer har dominerat vid in-situ saneringar. Det ena är fastpris totalentreprenader, och det andra är a-prisbaserade entreprenader, ibland som utförandeentreprenader, men oftare även de som totalentreprenader. Vid totalentreprenader har entreprenören svarat för projektering av systemet och entreprenören tar därmed ansvar för att saneringsmetoden fungerar, men reglering sker med a-priser baserat på en kombination av utförd mängd arbete för installation och avetablering, samt tidsåtgång för driftskedet.

I princip har samma typer av entreprenader gällt oavsett vilka in-situ metoder som utförts. Rena ”pump and treat” projekt har mycket sällan utförts som fastpris entreprenader. Det beror antagligen på att man känner ”pump and treat” som en metod för att förhindra spridning mera än för att slutsanera ett område.

Entreprenadformer som inte helt och hållet försöker ”vältra över” osäkerheter från problemägaren till entreprenören är att föredra. Ett visst incitament för att stimulera ett effektivt utförande av entreprenaden kan få finnas med, men i huvudsak måste problemägaren stå för huvuddelen av risken. Det kan t.ex. utmynna i reglering av kostnader enligt a-priser, eventuellt kombinerat med viss procent i incitament om kostnaden undertiger ett visst budgeterat pris, och motsvarande avdrag om budget överskrids.

3. Danmark

Lagkrav och vägledning för efterbehandling

Lag om förorenad jord ”Jordföroreningsloven” trädde i kraft den 1 januari 2000. Den senaste omfattande ändringen av lagen genomfördes 2007 och fokuserade på att prioritera föroreningsinsatser mot föroreningar som utgör en risk för dricksvatten, bostäder och områden där barn riskerar att utsättas för föroreningar. Till jordföroreningsloven finns ett flertal tekniska dokument och tillkännagivanden från bland annat Amternes Videncenter (länsstyrelseorganisation) samt allmänna vägledning från Miljöstyrelsen, bland annat ”Vejledning om oprydning af forurenede lokaliteter, nr. 6 og 7”, (1998), ”Amternes Videncenter for

jordförorening om kortläggning och registrering nr. 5”, (1999) samt ”Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland” (2001). Amternes Videncenter for jordförorening har vidare utgivit en rad rapporter inom teknik och administration för att speciellt användas vid in-situ sanering; ”Vurdering af afværgepumpning som afværgemetode”, ”Afværgehåndbog om chlorerede stoffer i jord og grundvand”, ”Drift af afværgeprojekter - Status og udviklingstendenser i amterne”, ”Intern Rensning af benzinföroreninger i grundvand”, ”Infiltration af afværgepumpevand”, m.m.

Sedan en större kommunalreform genomfördes 1 januari 2007 är det numera någon av Danmarks fem storregioner som administrerar offentliga insatser inom föroreningsområdet (kartläggning, rådgivning, sanering eller andra insatser som syftar till att minska risken med förorenade områden). Enklare ärenden handläggs dock fortfarande av kommunerna.

Nyttjade metoder

Efter traditionella schaktsaneringar är olika typer av ”pump and treat” lösningar de vanligaste saneringsmetoderna i Danmark. Pumpningen kombineras vanligen med uppumpning av fri fas (skimning, flerfas extraktion, bioslurping etc.), eller utnyttjas för att begränsa risk för spridning i samband med andra in-situmetoder som air sparging, ånginjektering eller flushing (ATVJ, Teknik og Administration nr 2, 2005). Pumpning av grundvatten utnyttjas dessutom för att sanera föroreningsplymer där föroreningen huvudsakligen förekommer löst i grundvattnet. Vid utvärdering av saneringseffektivitet och driftstider för ”pump and treat” lösningar har man i Danmark dock kunnat konstatera att lösningar som initialt sett varit enkla många gånger omvandlats till långdragna och permanenta installationer med kostsam uppumpning av nästan rent vatten (ATVJ, Teknik og Administration nr 2, 2005). Metoderna vakuumventilation, bioventilering och flushing var bland de första kommersiellt utnyttjade in-situ metoderna i Danmark.

Åtgärds mål och kontroll

Åtgärds målen syftar generellt till att det efter saneringen inte skall finnas någon risk för människa eller miljö. Valda saneringsnivåer kan baseras på generella riktvärden för jord (avskärningskriterier .) när exempelvis en föroreningsregistrerad fastighet skall friklassas, eller styras av riskbaserade och platsanpassade riktvärden för till exempel bostadsändamål där luftkvalitetskriterier (afdampningskriterier) eller skydd av grundvatten är vägledande. De generella grundvattenkriterierna är utarbetade för att fastslå krav vid offentligt bekostade saneringar av äldre industrifastigheter, gamla bensinstationer och liknande medan dricksvattenkriterier sätter gränser för hur stort läckage och utlakning till ett grundvatten som kan accepteras.

Vid in-situ saneringar är gränsvärden för grundvatten eller porluft de absolut vanligaste målen. Målen påverkas inte av metoden eller föroreningstypen specifikt men ekonomi kan genom den s.k. proportionalitetsprincipen ha en viss påverkan. Principen innebär att nivån på saneringen måste harmoniseras med den miljömässiga vinsten. Begränsas saneringen innebär detta dock att en föroreningsregistrerad fastighet inte kan bli friklassad.

Kontrollprovtagning görs huvudsakligen i källområde men även föroreningsplym kontrolleras. Provtagning görs helst i för ändamålet installerade observationsborrhål. Om saneringsmetoden och föroreningstypen medför reboundeffekter ingår alltid kontroll av rebound i kontrollprogrammet. Provtagningen styrs dels av förutsättningarna på den aktuella platsen och dels av föroreningstyp samt vad grundvattnet skall användas till. Frekvensen på kontrollprovtagningarna beror bland annat på hur lång tid saneringen är tänkt att pågå samt hur åtkomlig föroreningen är (exempelvis tar det längre tid innan effekter på en djupt belägen förorening kan registreras i ytnära observationspunkter, i jämförelse med om föroreningen istället varit ytligt belägen). En vanlig provtagningsfrekvens är veckoprov och normal övervakningstid är mellan 6 månader och 1 år. Det finns dock kontrollprogram som pågått i upp till 10 år och, i extrema fall, ända upp till 30 år. Om åtgärds målen inte nås med den valda metoden krävs omfattande mätningar för att genom en förnyad riskbedömning få kraven ändrade. Risken för människa och miljö måste dock som huvudprincip fortfarande

undanröjas. Om mängden förorening är känd, kan mängd och volym förorening som avlägsnats i sällsynta fall beräknas. Så länge risken inte är minimerad är sanerade mängder dock av underordnad betydelse och informationen fungerar mest som publika siffror.

Myndigheten som bifaller eller avslår riskbedömningar och föreslagna riktvärden är sedan den omfattande kommunalreformen 2007 någon av Danmarks fem storregioner. Övervakning och kontroll sköts huvudsakligen av konsult men kan till viss del skötas av entreprenör.

Entreprenadform

Olika typer av entreprenadformer tillämpas men totalentreprenader överväger. Konstellation med uppdragsgivare och konsult på den ena sidan och entreprenör på den andra är vanlig men konsult och entreprenör kan också forma en konstellation med uppdragsgivare eller myndighet som motpart.

4. Holland

Lagkrav och vägledning för efterbehandling

I Holland finns ett antal övergripande miljöpolicys, varav den senaste benämns The 4th National Policy Plan och blickar fram emot 2030. Regler rörande förorening i mark och grundvatten finns i The Soil Protection Act (Wet Bodem-Bescherming) från 1987, med omarbetningar 1994 och 2006, samt i dess olika dekret där några av de viktigare som berör mark är The Soil Cleanup Act och The Building Materials Decree (Soil and Surface Waters Protection). Den senare berör användning, eller återanvändning, av jord och sten i konstruktioner som väggkroppar, utfyllnader, bullervallar med mera. Riskbaserade målvärden för både jord och grundvatten anges bland annat i olika circular (Circular on target values and intervention values for soil remediation), där koncentrationer under eller motsvarande målvärden innebär att mediets multifunktionella kvalitet bevaras medan koncentrationer i närheten och över intervention values betyder att permanent skada riskeras och att saneringsbehovet skall utredas. Kvalitet på grundvatten hanteras i samband med jordkvalitet, och målvärden för grundvatten anges tillsammans med värden för jord.

Sedan 2003 har reglerna för hantering av jord väsentligt omarbetats i enlighet med en ny jordpolicy, BEVER (Beleidsvernieuwing Bodemsanering, Letter to parliament setting out policy on soil, 2003). Den nya policyn har medfört att tidigare fragmenterad lagstiftning avseende skydd och hantering av jord länkats samman i en mer övergripande form och med mer tydligt fokus på hållbar utveckling och användande av jord. Policyn föregicks av en förändrad syn på sanering som konkretiserades under 1997 i och med "Good ground for growth, New incentives for soil remediation, Interdepartmental policy study on soil remediation", 1996 round - Report no. 3 (1997). I takt med att föroreningar visat sig mycket omfattande och kostbara att sanera, samtidigt som samhällsutvecklingen ställt krav på tillgänglig mark, omarbetades åtgärdsmålen och åtgärdskraven till att bli mer av funktions- och riskbaserade ekologiska saneringskriterier. Funktionsanpassningen innebär bland annat att saneringsnivåerna anpassas till nuvarande eller önskad markanvändning, samt att kraven på att sanera stationära föroreningar reduceras. När det gäller mobila föroreningar skall så mycket som är kostnadseffektivt saneras och en proportionalitetsprincip liknande den i Danmark tillämpas. En allvarlig förorening måste nödvändigtvis inte saneras så länge den inte utgör någon risk. Föroreningen får istället hanteras och övervakas på ett långsiktigt sätt, alternativt endast delvis saneras. Ytterligare konsekvenser av funktionsanpassningen är att områdesanpassade lösningar får större utrymme och att saneringsmål och riktvärden nu får avgöras av lokala och regionala myndigheter. Riskbaserade och vägledande riktvärden finns dock beräknade för ett antal ämnen (RIVM- National Institute for public health and the Environment, VROM- Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment). Dessa fungerar tillsammans med s.k. reference values for soil quality som stöd och vägledning där regionalt eller lokalt kunnande saknas. För akvatiskt sediment är det dock en särskild myndighetsavdelning, the water quality controller, som i samråd med kommuner beslutar vilka kvalitetsgränser som skall gälla. Även för porluft finns det s.k. riskgränser där överskridande innebär att sanering bör genomföras. För mark med jord där föroreningskoncentrationer överskrider de s.k. intervention values men inte de nya saneringskriterierna och

där inga aktiviteter är inplanerade, kan användningsrestriktioner införas utan att sanering krävs. Hur riskgränser kan beräknas anges bland annat i "Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater" (J.P.A. Lijzen, m.fl., 2001). Med uttrycket hållbart användande av jord menas bland annat att även grundvattnet skall skyddas. Vid sanering av framför allt ytjord skall därför också grundvattnet saneras. Åtgärds målen avseende förorenat grundvatten förändras dock inte i och med den nya policyn, utan tidigare beslutssystem och beslutade mål skall fortsatt tillämpas.

Senast gällande version av Soil Protection Act är från januari 2006 och är numera inkorporerad under The Environmental Management Act.

I den nya jordpolicyn poängteras vidare möjliga kostnadsbesparingar som nya saneringsmetoder kan medföra, och särskilt omnämns biologisk in-situ teknik. Den långsiktighet som The 4th National Policy Plan anger fram till 2030 syftar bland annat till att ge branschen tid nog att utvärdera biologiska behandlingsmetoder.

Nyttjade metoder

Trots att Holland länge arbetat med förorenade områden så har in-situ teknik haft svårt för att få genomslag på den holländska marknaden. Delvis beror detta på att lagstiftningen inte varit anpassad för metoderna och delvis på att lyckade demonstrationsprojekt saknats och att förtroendet för metoderna då varit lågt. De flesta tidiga metoderna var inriktade på biologisk sanering och organisationer som NOBIS (under Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer, SKB) arbetade under en period fram till 2000-talet intensivt med teknikutveckling inom biologisk teknik. Metoder som monitored natural attenuation (MNA), air injection och SVE fick då genomslag. Under 1990-talet och fram till 2002, då den nya jordpolicyn från 1997 fullt ut implementerats, var de vanligaste metoderna "pump and treat"-lösningar, elektrokinetiska metoder, SVE, bioventilation, air sparging, ånginjektion och biorestation samt olika metoder i kombination med varandra, eller i kombination med urschaktning av hot-spots (Innovative in situ remediation techniques in Holland, Opportunities and barriers to application in Sweden, 2007:239 CIV, Luleå Universitet och the Netherlands Eurodemo Project). Idag finns i Holland ett stort kunnande inom air-sparging i kombination med SVE, biosparging och bioventilation samt anaerobisk och aerobisk biologisk nedbrytning i kombination med urschaktning eller "pump and treat"-lösningar. Liksom i Danmark har problem med utdragna saneringsinsatser där saneringsmål inte uppnås drivit fram aggressiva och mer tidsintensiva in-situ metoder som kemisk oxidation och termiska metoder (six-phase heating). På grund av uppfattad kostnadseffektivitet samt utrymmesskäl (sanering under byggnader, inom stadsplan m.m.) är in-situ teknik numera i princip lika vanlig som urschaktning. In-situ tekniken förespråkas genom bland annat demonstrationsprogrammet HIP, Holland In Situ Proeftuin (inom SKB), samt genom olika möten och kongresser. På SKBs hemsida och under projektet Eurodemo genomgås ett tjugotal tillämpade saneringstekniker för in-situ behandling i Holland. Varje metod beskrivs med avseende på användbarhet, möjliga restkoncentrationer, kostnader, tidsrymd och var tekniken tillhandahålls.

Åtgärds mål och kontroll

Inför sanering görs en åtgärdsplan vilken bland annat beskriver de planerade åtgärderna, vad man förväntar att uppnå samt hur saneringen skall kontrolleras genom uppföljande kontrollprogram. Denna åtgärdsplan görs oftast av en konsult och godkänns av Hollands motsvarande till länsstyrelse. Själva kontrollen utförs oftast av en oberoende konsult. För kontroll-programmen finns ett antal standardiserade protokoll som avser att underlätta utformandet. Dessa är desamma oavsett om det handlar om in-situ eller traditionell schakt-sanering.

Kontrollprogrammen är ofta fokuserade på grundvatten och risk för spridning. Provtagningspunkter placeras i förväntad spridningsriktning men däremot mer sällan i recipienter. Vid in-situ sanering av en mobil

föroreningskälla är det vanligt att delar av källan först schaktas bort och kontrollprogrammet utformas då naturligt för att kontrollera själva spridningen. Frekvensen mellan provtagningsomgångarna är normalt en gång i halvåret, men kommuner kan beroende på situationen begära en tätare provtagning så som vecko- eller månadsprov. För en immobil förorening som inte saneras gäller att en stabil situation skall uppnås inom 30 år och själva övervakningen för att bedöma situationen pågår i 5-10 år. Porluft kontrolleras där risk för inomhusmiljö föreligger. På grund av ett generellt högt grundvattenstånd i Holland är porluft dock ofta av underordnad betydelse.

Förekommer inga tecken på spridning kan kontrollprogrammet även avslutas inom en så kort tid som 1-2 år. Konsulten kontaktar då länsstyrelsen och får ett godkännande att avsluta kontrollprovtagningen, alternativt att provtagningsfrekvensen justeras.

Åtgärdskraven skiljer sig inte nämnvärt beroende på saneringsteknik utan det är åtgärdsmålen som är avgörande. Visar det sig att den valda tekniken inte uppfyller vad som utlovats i åtgärdsplanen provas en ny teknik. För mobila föroreningar skall som minimum spridningsrisk, risk för hälsa samt risk för ekologiska funktioner vara eliminerade. Målen är ofta formulerade utifrån grundvattenhalter och det är huvudsakligen ekonomi i kombination med risk som beslutar valda nivåer.

Efter att saneringen avslutats skall en utvärderingsrapport lämnas in av konsulten. Rapporten skall innehålla information om provtagningsstrategi, analysresultat, måluppfyllelse, eventuellt ändrade krav på grund av tekniska tillkortakommanden samt behov av efterkontroll. Lämnas förorening, och behov för restriktioner föreligger, skall dessutom en plan med en beskrivning av tillåten jord användning, samt allmän hantering av den förorenade jorden inlämnas (behov av inspektioner, eventuellt underhåll och kostnader).

För närvarande (november-december 2007) pågår en utvärdering av ett myndighetsförslag avseende krav på certifiering av konsulter. Kraven skulle bland annat innebära att föroreningsundersökningar, utförande av kontrollprogram och provtagning inte får göras utan att konsulten först genomgått en certifiering.

Entreprenadform

Olika entreprenadformer används men s.k. "design and construct-entreprenader" är för närvarande vanligast. "Design & construct" är en form av totalentreprenad med reglerbara mängder (mest driftskostnader) och anses därför ge störst flexibilitet samt tar bäst tillvara på entreprenörens kunskande.

5. Storbritannien

Lagkrav och vägledningar för efterbehandling

In-situ sanering får utföras enbart med speciella licenser (Waste Management License – Mobile Treatment License) utfärdade av miljömyndigheter (lokala eller nationella). Det regleras i Waste Management Regulations, 1996. Detta licensieringsförfarande omfattar både maskinutrustning, personal och de procedurer för genomförande och kontroll av in-situ saneringar som tillämpas. Viktiga delar i licensförfarandet har att göra med hälso- och säkerhetsfrågor. Personalen måste genomgå en certifiering som gäller tekniska kunskaper som har att göra med mark, grundvatten och förorening, samt maskinutrustning, men även kunskap om lagar och regler som styr marksaneringsverksamheten ingår.

Därutöver regleras förorenade områden och saneringsarbeten i drygt 40 andra lagar, förordningar och riktlinjer, de flesta har tillkommit de senaste 20 åren.

Dessutom finns drygt 20 lagar och förordningar som egentligen reglerar arbeten på byggarbetsplatser, men de gäller även för saneringsprojekt. Den viktigaste heter "Health and Safety at Work Act", 1974 (HSWA). Den säger i korthet att en arbetsgivare måste vidta alla åtgärder som är praktiskt rimliga för att tillhandahålla en säker och sund arbetsplats.

Nyttjade metoder

Storbritannien har nära språkliga och kulturella band med Nordamerika (USA och Kanada). Nyheter sprider sig därför ganska snabbt mellan dessa områden. Det är därför inte förvånande att även in-situ tekniken relativt snabbt (tidigt 90-tal) kom över till England. In-situ metoderna fick däremot inget riktigt genomslag, mycket på grund av att det länge var billigt att lägga förorenad jord på deponi. Det är först under de senaste åren man infört principen att jord i första hand skall behandlas i stället för deponeras.

Precis som i de flesta andra länder var luftningsmetoderna (SVE, air sparging etc.) de första som kom till användning. I England blev dock även Kemisk oxidation tidigt populär, främst p.g.a. de snabba resultat man får av denna teknik. De flesta saneringsuppdrag härrör från markexploateringsprojekt (ofta bostadsbyggande på f.d. industrimark), och då är tidsaspekten avgörande för det totala projektets ekonomi.

De flesta kända in-situ metoder har använts i England, men i väldigt liten utsträckning i jämförelse med schaktsanering.

Åtgärds mål och kontroll

Miljömyndigheterna i England är väldigt mycket involverad i de enskilda projekten, och går mera in i detaljer än vad som sker i andra länder. Licensieringssystemet har därför inneburit en förenkling för de företag som utför in-situ saneringar. Det mesta är redan kontrollerat och godkänt i och med att man har Licensen. Det är därför mera de specifika anpassningarna till det konkreta projektet som måste granskas av myndigheten.

De vanligaste åtgärds målen är formulerade som en haltgräns oftast i vatten, men även i jord i vissa fall. Det är ganska vanligt med enkla summaparametrar t.ex. TPH (Total Petroleum Hydrocarbons) för petroleumföroreningar (t.ex. 100 mg/kg TPH i jord och 2,5 mg/kg TPH i vatten). Skarpa haltkrav liknande detta ställs vid de flesta saneringsprojekt, oberoende av föroreningsämnen eller media (jord eller vatten).

Kontroller på vatten utförs både i källområdet och i omgivningen, under projektets gång och vid slutkontrollen.

Under projektets gång utförs kontroller antingen av entreprenören själv eller av konsulten. Tillsyn av saneringen sker normalt veckovis, och provtagning månadsvis. Under projektet har även beräkningar utförts på avlägsnad mängd förorening (Kg), som en kontroll att planerad saneringstid håller.

Slutkontrollen utförs regelmässigt av oberoende konsult. De omfattar ofta både vatten och jordprover, men ibland bara vattenprover, om det varit kriteriet för åtgärdskraven.

Kontroll av ”rebound” effekter, utförs upp till 12 månader efter avslutad sanering.

Entreprenadform

Den vanligaste entreprenadformen har varit fast pris entreprenader. Det har fungerat bra, främst ur beställarens synvinkel, då de på förhand vet vad de kommer att behöva betala för saneringen. För entreprenören har det blivit problem i de fall man missbedömt föroreningens omfattning eller markförhållandena, så att tidsåtgången blivit avsevärt längre än beräknat.

6. USA

Lagkrav och vägledning för efterbehandling

I USA finns ett flertal nationella lagar som fungerar som ett ramverk för hela nationen. Dessa är bland annat the Clean Air Act från 1970 (CAA), the Clean Water Act från 1972 (CWA) och the Safe Drinking Water

Act från 1974-1996 (SDWA). The Clean Air Act innebär att det amerikanska naturvårdsverket, USEPA, kan fastställa luftkvalitetsmål, s.k. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS), för att skydda människors hälsa och miljön. Akten reviderades 1990 för att bland annat bättre kunna handskas med luftföroreningar. The Clean Water Act reglerar huvudsakligen skydd av ytvatten medan the Safe Drinking Water Act hanterar grund- och dricksvatten. SDWA omfattar även ett flertal viktiga program som RCRA och CERCLA. RCRA - the Resource Conservation and Recovery Act från 1976 reglerar hanteringen av avfall och fokuserar på aktiva och framtida anläggningar medan CERCLA/Superfund - the Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act från 1980 reglerar övergivna och miljöfarliga områden.

The National Oil and Hazardous Substance Pollution Contingency Plan (NCP) implementerar olika lagar rörande sanering av exempelvis oljespill (Oil Pollution Act från 1990) eller övergivna och miljöfarliga områden via CERCLA-programmet. I och med CERCLA och medel i Superfund tillkom nationens första centraliserade och betydande åtagande att sanera områden med miljöfarliga föroreningar. Sanering via Superfund är statligt finansierade och objekten hämtas från en nationell prioriterings-lista, National Priority List (NPL) och följer strikta utrednings- och saneringsprogram. Dessa utrednings- och saneringsprogram är lika oavsett om det gäller förorening i grundvatten eller porluft. Betydande förändringar i CERCLA infördes 1986 genom the Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA), då bland annat vikten av permanenta saneringslösningar betonades, och det ställdes krav om att saneringar inom Superfund skulle ta hänsyn till de olika staternas lagar, standarder och regleringar samt ha ett ökat fokus på hälsomässiga problem orsakade av miljöfarligt avfall.

Till dessa ramverk kommer ett flertal akter, standarder, program, vägledningar och andra tekniska dokument som i olika utsträckning tillämpas inom de 52 staterna. Inom SDWA finns exempelvis en mängd hälsomässigt formulerade mål och standarder för dricksvatten framtagna av USEPA. Standarderna innehåller både lagligen bindande och icke-bindande nivåer. Bindande är till exempel den högst tillåtna föroreningskoncentrationen i dricksvatten, benämnd MCL - Maximum Contaminant Level, och icke-bindande målvärden MCLG - Maximum Contaminant Level Goal, där förväntade hälsorisker är minimerade och där en säkerhetsmarginal finns inbyggd. I vissa stater finns även lokala regelverk som i många fall innebär striktare versioner av de federala lagarna.

I ett försök att likrikta handläggning vid sanering skapades 2003 the One Cleanup Program på initiativ av USEPA. Programmet försöker koordinera staternas olika saneringsprogram för att förbättra måluppfyllnad, genomförandetid och effektivitet på sanering av förorenade områden inom landet men fortfarande tillämpas olika strategier i olika stater. Programmet omfattar projekt inom s.k. brownfields, statliga institutioner, läckage från underjordiska tankar, RCRA och Superfund.

Angående in-situ saneringar så finns endast rekommendationer och vägledningar och då med fokus inom områden som vid tillfället för vägledningen var aktuellt. Något samlat ramverk finns inte.

Nyttjade metoder

Mer än 85% av de registrerade objekten inom NPL och Superfund samt en väsentlig del av RCRA objekten innehöll under 1990-talet någon typ av grundvattenförorening (Guidance for Evaluating the Technical Impracticability of Ground-Water Restoration, OSWER, 1993) och många saneringsmetoder har därför utvecklats med fokus på grundvatten och pump and treat-lösningar. Under senare år har snäva tidsramar och krav på snabba och beständiga lösningar drivit fram aggressiva in-situ metoder som kemisk oxidation och termisk behandling. I de fall där tidsaspekten är mindre viktig tillämpas exempelvis MNA istället.

Rapporten ”Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report” (USEPA, 2007) redovisar fördelning och trender från närmare 2 000 Superfundsprojekt utförda, eller under utförande, mellan 1982 till 2005. Av dessa är ca 22% in-situ lösningar som angriper källområdet men inte berör grundvatten (source

control) och 11% in-situ lösningar fokuserade på grundvatten, medan cirka 2% omfattar både källområde och grundvatten. Cirka 38% av projekten innebär ”pump and treat” lösningar i någon form och övriga knappt 27% är ex-situ lösningar. Bland lösningarna som fokuserar på behandling av källområde, exklusive grundvatten, kan under 2002 till 2005 en trend skönjas där multi-fas extraktion och kemisk behandling visar en ökad tillämpning medan SVE väljs i allt mindre utsträckning i förhållande till tidigare år.

Bland de vanligaste in-situ teknologierna med fokus på sanering av grundvatten är air sparging, bioremediation, kemisk behandling, permeabla reaktiva barriärer och multi-fas extraktion. Air sparging utgör kumulativt nästan 30% av samtliga in-situ behandlingar av grundvatten under åren 1982 – 2005, medan bioremediation utgör 27%. Bara under de senaste sex åren ingår dessa två behandlingstyper i 70-80% av fallen och under 2005 valdes MNA-metoder vid nästan hälften av alla grundvattensaneringar

”Pump and treat” som ensam behandlingsmetod har sedan 1992 till 2005 minskat från 80% till att i medeltal ligga runt 20% under de senaste fem åren.

Åtgärds mål och kontroll

Åtgärds mål, s.k. Remedial Action Objectives – RAO, uttrycks generellt genom de tre komponenterna saneringsnivå, område och på vilket sätt saneringsnivåerna skall vara uppfyllda samt genom tidsramen för genomförandet. När det gäller grundvatten skall även potentialen att uppnå saneringsnivåerna bedömas. Riktvärden och åtgärds mål kan se mycket olika ut mellan stater samt mellan olika statliga organisationer. Beslutade åtgärdsnivåer kan dessutom variera från plats till plats samt beroende på förorenings sammansättning. Generellt gäller dock att kraven skall uppnås i hela det förorenade området, d.v.s. både källområde och spridningsplym omfattas. Visar det sig tekniskt eller ekonomiskt mycket svårt att sanera ett grundvatten fullt ut skall ett dokument innehårande ett avkall från fullständig sanering författas, en s.k. technical impracticability waiver (Guidance for Evaluating the Technical Impracticability of Ground-Water Restoration, OSWER, 1993). Denna gäller endast för den del av föroreningen där sanering bedöms som svår-uppnådd, vilket innebär att olika saneringskrav kan gälla för ett och samma förorenade område. Ett exempel är närvaro av stora mängder DNAPLs eller beständiga föroreningar där inneslutning istället anses vara ett lämpligt mål för saneringen. Bedöms föroreningen dessutom som potentiellt mobil, kombineras inneslutningen med extraktion. Hälsa och miljö skall dock som minimum skyddas.

Åtgärds mål och åtgärds krav/nivåer (Preliminary Remediation Goals – PRG) skall för exempelvis grundvatten ta hänsyn till grundvattnets nuvarande och framtida användningsområde (dricksvattenpotential), kommande markanvändning samt skydda människors hälsa och miljö. För grundvatten med dricksvattenpotential motsvaras åtgärdsnivåerna vanligen av MCL (Maximum Contaminant Level) eller MCLG (Maximum Contaminant Level Goal) från SDWA, alternativt lokala, statliga MCL, eller riskbaserade föroreningsnivåer för ämnen som inte omfattas av MCL. De nationella MCL/MCLG är dock alltid miniminivåer. För vatten som saknar dricksvattenpotential är MCL och MCLG mindre lämpliga som åtgärdsnivåer och insatsen skall istället fokusera på att kontrollera föroreningskällan och begränsa förorenings spridningen (s.k. source control och plume containment). För LNAPLs, som exempelvis olja, har det visat sig svårt att uppnå fullständig sanering igenom hela den geologiska formationen. Vid fri fas har därför åtgärds mål som att om möjligt avlägsna fri produkt, åtföljda av åtgärds krav om att exempelvis maximalt tillåta 0,1 fot fri fas i grundvattenrör, formulerats. Vid de flesta geologiska förhållandena har det dock, trots sanering, visat sig att upplöst LNAPL och ånga från LNAPL kan finnas kvar i 10 till 100-tals år.

Kontrollprogrammets två huvudsakliga syften är dels att utvärdera långsiktiga trender i föroreningskoncentrationer inom eller utanför åtgärdsområdet för att kontrollera saneringsmetodens effektivitet, och dels att utvärdera om föroreningen rör sig (särskilt viktigt om ett känsligt objekt riskerar att exponeras för föroreningen). Programmets innehåll och design av provtagningspunkter varierar kraftigt och när det gäller mobila föroreningar och in-situ saneringar kan exempelvis matematiska modeller användas för att välja

provpunkter och beräkna provtagningsfrekvens. Påverkansfaktorer är vanligtvis storlek på grundvattenflöde liksom storlek på föroreningstransport och platsens komplexitet i övrigt (geologi, spridning etc.). Ett välplanerat program kan bland annat användas till att modifiera pumpfrekvenser och påverkansradier och på så sett effektivisera själva saneringen.

För att bedöma om och när åtgärdskrav kan anses vara uppfyllda finns olika vägledande dokument. För Superfundobjekt och grundvattensanering ges exempelvis vägledning i "Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards Volume 2: Ground Water" (EPA, 1992). I vägledningen presenteras statistiska metoder som syftar till att avgöra om föroreningsnivåer uppmätta i grundvattenrör når uppsatta gränsvärden. Vägledningen förutsätter att medelkoncentrationer eller percentiler av koncentrationen används som jämförelser.

Kontrollprogrammet omfattar hela det förorenade området och kan i bidragsfinansierade projekt initialt pågå i upp till 10 år (90% av saneringen bekostas i upp till 10 år). Det rekommenderas att kontrollprogrammet fortsätter ytterligare en tid efter det att åtgärdskraven anses uppnådda. Programmen skall revideras och uppdateras varje eller vart 5:e år. Visar det sig att åtgärdskraven inte kommer att uppnås, görs en förnyad bedömning av saneringsmetod och åtgärdskrav. Detta är speciellt viktigt i de fall MNA tillämpas som saneringsmetod. Ytterligare information återfinns i "Guidance on Remedial Actions for Contaminated Ground Water at Superfund Sites" (EPA, 1988) samt "Handbook of groundwater policies for RCRA Corrective Action" (OSWER, EPA, 2001).

För de områden som registrerats på den nationella prioriteringslistan (National Priorities List, NPL) och som saneras genom bidragsfinansiering gäller särskilda procedurer och krav för sanering och avregistrering. Regler för avregistrering anges till exempel i "Close Out Procedures for National Priorities List Sites" (OSWER, 2 000).

Ett förorenat område kan efter sanering helt eller delvis avföras från den nationella prioriteringslistan. Generellt skall formulerade åtgärds mål vara uppnådda och objektet anses då ha nått ett s.k. site completion criteria. För in-situ metoder som SVE och biologisk nedbrytning samt traditionella pump and treat lösningar av grundvatten kan dock objektet delvis avföras från listan då saneringssystemen är installerade och i full funktion samt då omedelbara hot från föroreningen åtgärdats och eventuella långsiktiga hot är under kontroll. Området kan då öppnas upp för en ny markanvändning men saneringsmålen måste fortfarande uppnås. Objekten anses ha uppnått s.k. construction completion criteria men inte site completion criteria (Close Out Procedures for National Priorities List Sites, OSWER, 2000). I terminologin åtskiljs dessutom vatten-sanering (benämns LTRA – Long Term Response Action) från SVE och biologiska metoder vilka benämns som pågående sanering – on-going remedial action. Ett objekt som avförts från listan men senare visat sig vara otillräckligt sanerat och läcker förorening till omgivningen kan återinföras på NPL.

Entreprenadform

Entreprenadformer varierar liksom i övriga länder. Totalentreprenader där entreprenören leder arbetet och eventuellt tar in underkonsulter för exempelvis borrarbeten är vanliga. Kontrollprovtagningen sköts vanligen av en konsult.

7. Kanada

Lagkrav och vägledningar för efterbehandling

I Kanada har varje stat, län och större landskap, eller myndighet kopplad till ursprungsbefolkning, ansvar för att skydda miljön. På federal nivå är den Canadian Environmental Protection Act, från 1999 (CEPA), ett viktigt verktyg i arbetet att förhindra förorening och att skydda miljö och människors hälsa. En reviderad version av lagen vann laga kraft i mars 2000. Från att tidigare ha fokuserat på att reparera miljöskador fokuserar man nu på att förhindra uppkomsten av förorening och på att skydda miljö, människa och deras hälsa från risker associerade till farliga ämnen. Det förebyggande syftet samt omfattande krav på reglering

och utfasning av farliga ämnen medför bland annat att CEPA generellt har en begränsad användning för att t.ex. reglera vattenkvalitet.

CEPA kompletteras av andra federala lagar som the Fisheries Act (avser att förhindra förorening av fiskevatten) och the Canada Water Act (hanterar vattenresurser och dessas miljö kvalitet). The Arctic Waters Pollution Prevention Act introducerades för att förhindra förorening av Kanadensiska arktis och the Oceans Act syftar till att skydda marina områden.

Ett flertal av akterna administreras av the Minister of the Environment, ett ministerråd som på federal nivå bland annat rekommenderar standarder och riktlinjer för miljö kvalitet (the Canadian Environmental Quality Guidelines och the |Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons in Soil). The Canadian Environmental Quality Guidelines omfattar exempelvis Canadian Water Quality Guidelines (CWQGs), Canadian Sediment Quality Guidelines (CSeQGs) och Canadian Soil Quality Guidelines (CSoQGs) framtagna av departementet Health Canada respektive CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment - ett mellanstatligt forum med 14 medlemsstater och vars syfte är att diskutera och göra gemensam sak i nationella, internationella och globala miljöfrågor).

Ansvar för att på federal nivå koordinera miljörelaterade policys och program har Environment Canada, vilken sorterar under det kanadensiska miljödepartementet; the Department of Environment. Environment Canada leder bland annat arbetet med att sanera miljöfarligt avfall och oljespill. Man arbetar parallellt med det federala departementet Health Canada för att bedöma potentiellt giftiga ämnen och utarbeta regler för att kontrollera giftiga ämnen.

Slutliga standarder avseende sanering beslutas i de flesta fall av de individuella länen/provinserna genom lokala akter och regelverk (Alberta, British Columbia, Newfoundland and Labrador, New Brunswick, Northwest Territories, Nova Scotia, Ontario, Prince Edward Island, Quebec m.fl.). I British Columbia (BC) finns exempelvis the Environmental Management Act (EMA, 2004) som erbjuder ett ramverk med syfte att skydda människors hälsa samt skydda kvalitet på vatten, land och luft, medan man i Alberta har the Environmental Protection and Enhancement Act (EPEA, 2006). Under EMA (British Columbia) sorterar regelverket för förorenade områden; Contaminated Sites Regulation (2007) innehållande exempelvis standarder, protokoll och tekniska procedurer för sediment, jord och dricksvatten gällande specifikt för BC. För vatten finns exempelvis British Columbia Approved Water Quality Guidelines (2006). Skillnader mellan staterna förekommer även i typen av frågor som bedömning av acceptabel cancerrisk - i Ontario och Quebec är den exempelvis en tiopotens lägre än i flertalet andra stater liksom i rekommendationen av Health Canada.

The Land Remediation Section i BC administrerar villkoren för undersökning och sanering av förorenade områden. Saneringskraven är typiskt kopplade till numeriska standarder då föroreningen schaktas bort, eller till riskbaserade standarder då föroreningen bibehålles och hanteras på siten. Kraven i BC är generellt desamma, och kopplade till jord- eller grundvattenkoncentrationer, oavsett om det rör sig om urschaktning eller olika typer av in-situ sanering. För soil vapour (porluft i jord) håller standarder på att utarbetas.

Nyttjade metoder

Föroreningar hanteras ofta genom en kombination av metoder, vilka utöver fysiska förutsättningar även styrs av tidsperspektiv, anbudsprocesser, krav på tillstånd m.m. Typiska saneringsstrategier är övervakning i kombination med miljö- och hälsomässig riskbedömning, Avlägsnande av källa (urgrävning/deponering, urgrävning/behandling, in-situ behandling), Kontroll av källa och föroreningsplym (hydrauliska metoder, fysiska metoder eller reaktiva barriärer) samt kombinationer.

I Kanada görs generellt väldigt lite in-situ saneringar. De metoder som huvudsakligen tillämpas är SVE eller ”pump and treat”, alternativt någon av dessa i kombination med bortgrävning av källan, eller olika typer av

inneslutningsmetoder (asfaltlager, reaktiva barriärer etc.). Även bioremediering, air sparging och termiska metoder tillämpas. Att kontrollera källan, source control, är en acceptabel men ofta tidskrävande och sällan kostnadseffektiv saneringsmetod. Ofta hanteras föroreningarna genom en kombination av metoder.

I många fall används in-situ tekniker först och främst för att kontrollera en förorening (exempelvis förhindra utbredningen av en föroreningsplym över fastighetsgränser), framför att vara en typisk saneringsinsats.

Åtgärds mål och kontroll

Oavsett om numeriska standarder eller riskbaserade åtgärds mål tillämpats ställs krav på efterkontroll och/eller övervakning av det sanerade området. Om numeriska standarder använts kontrolleras framför allt kvarvarande jord och grundvatten inom området för att säkerställa att föroreningskoncentrationer underskrider åtgärds målen (i princip samma bedömningar som i tidigare föroreningsundersökningar). Vid riskbaserade åtgärds mål ställs generellt krav på program för långtidsövervakning vars syfte är att kontrollera effekter av de riskbaserade insatserna samt bedöma effekter av att inte driva saneringen ytterligare. Är syftet dessutom att kontrollera en källa, eller på annat sätt "hantera" en förorening, görs övervakning inom förorenings påverkansområde. Tillämpningen av de riskbaserade åtgärds målen ställer vidare krav på en riskbedömningssrapport som identifierar potentiella miljörisker on-site och off-site för respektive föroreningsämne. Bedömningen skall göras för situationen innan sanering samt situationen efter sanering. Rapporten skall omfatta kontrollprogram och procedurer designade för att bedöma de identifierade riskerna. Vid in-situsanering görs nästan alltid en riskbedömning eftersom det är svårt att visa att de numeriska standarderna har uppfyllts.

Numeriska standarder för jord, grundvatten eller porluft är de vanligast tillämpade men vid svårigheter att uppfylla dessa tillåts en riskbedömning för att bedöma om kvarvarande förorening är acceptabel eller om någon typ av inneslutning, pumpning, långtidsövervakning eller administrativ kontroll är nödvändig. Framför allt grundvattenkontroll är vanlig men som regel måste alla påverkade media kontrolleras.

Provtagningsfrekvens och kontrollprogrammets längd varierar bland annat beroende på använd saneringsteknik och hydrogeologi inom det sanerade området. Tekniska manualer ger råd om lokalisering av övervakningspunkter samt rekommenderar lämplig provtagningsfrekvens. Då in-situ sanering inte sällan undlåter att möta ställda saneringskrav kan man säga att kontrollprovtagning antingen pågår tills behandlings-effektiviteten verifierats (och då kan s.k. rebound-effekter ställa till problem) eller tills man kunnat konstatera att ställda krav inte kommer att uppnås. Övervakningstiden varierar således stort. Det är en konsult som utför provtagningen och i givna tillfällen uppskattar mängd/voly m avlägsnad förorening (görs i kanske 50 % av saneringstillfällena).

Entreprenadform

På motsvarande sätt som i andra länder så styrs entreprenadformen av hur välkänd föroreningsproblematiken är. Vid en väl avgränsad föroreningssituation kan en total- eller utförande entreprenad med ett fast- eller budgetpris nyttjas.

Vid en mer okänd föroreningssituation delas uppdraget upp i olika steg baserat på generella förutsättningar, teknisk genomförbarhet, tidsaspekter och projektrisk (d.v.s. möjlighet att nå uppsatta åtgärds krav) som sedan hanteras i kontrakt. Entreprenören tar i dessa situationer sällan på sig ansvaret för att uppsatta åtgärds mål/krav nås. Drivkraften för beställaren är de myndighetsbeslut som tagits och ansvaret åligger således denna part. Mer sällan görs överenskommelser motsvarande en så kallad målentreprenad, där risken delas mellan parterna. För entreprenören gäller då ofta att om uppsatta åtgärds mål/krav ej nås inom budget så ersätts nedlagt arbete med ett lägre arvode per arbetad timma än överenskommet och om åtgärds målen/kraven nås inom eller t.o.m. under budget så är ersättningen per timma betydligt högre.

REFERENSER BILAGA 1

Danmark

Miljøstyrelsen, 1999: Lov nr 370 af 02/06/1999 Historisk (Jordforureningsloven)

Amterne på Sjælland og Lolland/Falster m.fl., 2001: Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland.

Miljøstyrelsen, 1998: Vejledning om oprydning på forurenede lokaliteter 6 og 7.

AVJ, 1999: Om kortlægning og registrering nr 5.

Amternes Videncenter for Jordforurening, 2005: Vurdering af afvaergepumpning som afvaergemetode.

Amternes Videncenter for Jordforurening, 2003: Afvaergehåndbog om chlorerede stoffer i jored og grundvand.

Amternes Videncenter for Jordforurening, 1998: Drift af afvaergeprojekter – Status og undviklingstendenser i amterne.

Amternes Videncenter for Jordforurening, 1998: Intern Rensning af benzinfureninger i grundvand.

Amternes Videncenter for Jordforurening, 2006: Infiltration af afvaergepumpevand.

Amternes Videncenter for Jordforurening, 2005: Vurdering af afvaergepumpning som afvaergemetode.

www.mst.dk Miljøstyrelsens hemsida.

www.avjinfo.dk Amternas Videncenter for jordforurening.

Holland

VROM (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Hague), 2001: The 4th National Environmental Policy Plan (NEPP 4). Working on sustainability: Where there's a will there's a world.

VROM, 1986: The Soil Protection Act (Wet Bodem Bescherming) 1987 (omarbetad 1994, 2006).

VROM, 1999: The Building Materials Decree (Soil and Surface Waters Protection)

VROM, 2000: Circular on target values and intervention values for soil remediation.

BEVER 2003: Beleidsvernieuwing Bodemsanering, Letter to parliament setting out policy on soil, 2003.

VROM, EZ, AZ m.fl., 1997: Good ground for growth, New incentives for soil remediation, Interdepartmental policy study on soil remediation, 1996 round – Report no. 3, March 1997.

J.P.A Lijzen, m.fl., 2001: Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater.

Örberg, M., 2007: Innovative in situ remediation techniques in Holland. Opportunities and barriers to application in Sweden. 2007:239 CIV, Luleå Universitet. http://www.skbodem.nl/index_eurodemo.html.

USA

USEPA, 1970: The Clean Air Act.

USEPA, 1972: The Clean Water Act.

USEPA, 1974-1996: The Safe Drinking Water Act (SDWA).

USEPA, 1980: The Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA).

USEPA, 1976: The Resource Conservation and Recovery Act (RCRA).

USEPA, 1990: The Clean Air Act.

USEPA, 1994: The National Oil and Hazardous Substance pollution Contingency Plan (NCP).

USEPA, 1990: Oil pollution act.

USEPA, 1986: The Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA).

USEPA (OSWER?), 1993: Guidance for Evaluating the Technical Impracticability of Ground-Water Restoration.

USEPA, 2007: Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (12th Edition).

EPA, 1992: Methods for Evaluating the Attainment of Cleanup Standards vol 2: Ground Water.

EPA, 1988: Guidance on Remedial Actions for Contaminated Ground Water at Superfund Sites.

EPA (OSWER), 2001 (uppdaterad 2004): Handbook of Ground Water policies for RCRA Corrective Action.

USEPA (OSWER), 2000: Close Out Procedures for National Priorities List Sites.

EPA, 1994: Methods for Monitoring Pump-and-Treat Performance.

Kanada

Environment Canada, 1999: Canadian Environmental Protection Act (CEPA).

Environment Canada, 1995: The Canada Water Act.

Environment Canada, 1985: The Fisheries Act.

Environment Canada, 1985: The Arctic Waters Pollution Prevention Act.

Environment Canada, 1996: The Oceans Act.

Environment Canada: The Canadian Environmental Quality Guidelines

Government of British Columbia, 2004: The Environmental Management Act (EMA).

Government of British Columbia, 2007: EMA, Contaminated Sites.

Government of British Columbia, 2006: EMA, British Columbia Approved Water Quality Guidelines.

Alberta Government, 2006: The Environmental Protection and Enhancement Act (EPEA).

England

The Parliament of the UK, 1996: Waste Management Regulations.

The Parliament of the UK, 1974: Health and Safety Act (HSWA).

Sverige

Hållbar sanering, 2006: Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder. Naturvårdsverket rapport 5637.

Naturvårdsverket, 1997c: Åtgärdskrav vid efterbehandling. Rapport 4807.

Naturvårdsverket, 2007a: Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Efterbehandling av förorenade områden, kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering, utgåva 3.)

Naturvårdsverket, 1996: Rätt datakvalitet – Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar. Rapport 4667.

Naturvårdsverket, 1997: Åtgärdskrav vid efterbehandling - Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet. Rapport 4807.

AB 04: Allmänna bestämmelser för byggnads-, anläggnings- och installationsentreprenader.

Naturvårdsverket, 2000: Generella riktvärden förorenad mark – Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Rapport 4638

Intervjuer med Jonny Bergman, Anders Lindström och Klas Arnerdal, MB Enviroteknik i Sverige AB.

Bilaga 1.1

DESCRIPTION OF THE DUTCH MONITORING AND VERIFICATION SYSTEM “KVALIBO”

Document written by M. Henssen Msc., M. van Bommel Msc. and E. de Vries Msc., Bioclear, Groningen, the Netherlands

1. Introduction

A workgroup within Swedish Geotechnical society (SGF) consisting of personnel from MB Enviroteknik AB and Golder Associates AB is working to set up some guidelines to be used for monitoring and remediation closure when using in situ treatments in Sweden. At the moment there are no protocols or guidelines that describe how and when monitoring should take place in in-situ projects. The general “problem” with in situ treatment is that progression of the remediation process and the reached end situation is often less visible. Processes are taking place, if everything is okay, in the soil itself and one should rely on the effectiveness of these processes. Most processes are running out of sight of both the contractor and government. This situation may lead to the lack of confidence in such in situ techniques and lack of understanding of the processes: is the remediation successful or not?

This obviously also accounts for in situ remediations performed in the Netherlands. A possible solution for this challenge is monitoring, focussed on the right processes and regulating that the important monitoring is also performed at a frequent basis. With these monitoring results processes can be made visible and – also important – necessary improvements during the remediation process can be incorporated and started as quickly as possible. It is for this reason that the Netherlands the “Kwalibo”-system was introduced. With this system the quality of the remediation processes, both the more traditional ones like excavation and pump&treat and the in situ remediations, should be improved.

Since Bioclear has experience in this field and with the Kwalibo-system we were asked to give some input and hands-on experience in this area to MB Envirotek that may help in working together to set up guidelines in Sweden. The field of guidelines is rather broad, ranging from excavation projects to the various in situ technologies (like biotreatment, chemical oxidation, steamstripping etc.) and from mineral oil contaminants to chlorinated solvents. In this first contribution we restricted towards an in situ bioremediation example, focussed on chlorinated solvents. The general description however of the Kwalibo system is also useable for other contaminants.

2. Background information Kwalibo-system

In the period between 2003 and 2006 various parties in the Netherlands, especially consultants and governments, decided that there was a need for more guidelines on how to perform various activities in the total chain of soil investigation and soil remediation. In several activities there should be some uniformity in how to perform e.g. drilling, placement of monitoring wells, sampling and analyses etc. Also the remediation process itself should have a basic quality standard on how to perform e.g. an in situ remediation.

This whole process has resulted in the Kwalibo-process in the Netherlands, that consists of a wide range of guidelines and protocols on how to perform various activities, ranging from sampling methods, analyzing methods, drilling methods etc. to which monitoring should be performed in remediations. Companies working in this area have to be certified to be able to perform these activities.

This also accounts for in-situ remediation processes. Due to these processes, guidelines and protocols there is a minimum standard where every consultant, contractor and government should work with. The main aim is to be able to filter out bad examples and to be able to get as optimal as possible results in the total soil investigation and remediation chain. If in the past remediation could take place without hardly any monitoring, nowadays this is no longer possible. Monitoring is compulsory in a defined way, which also results in a more reliable process. This also will lead to better understanding of e.g. processes in the soil when dealing with an in situ treatment and a grown trust in the remediation itself.

Monitoring in situ treatments:

When dealing with an in situ treatment the guideline BRL6000, VKB6002 is applicable. The main principle of this guideline is that it describes:

- What kind of information should be in possession by which persons;
- What remediation target is defined;
- Definition of who is involved in the process and with which task;
- Which type of monitoring should be done and in which frequency.

In this contribution we focus mainly at this moment on the monitoring related areas of the guideline.

Monitoring:

The monitoring during the in situ remediation process is very important as stated before to be able to make optimizations (if necessary) and eventually to be able to conclude whether remediation is successful or not. In the guideline two phases or type of use of monitoring are described: monitoring used for process steering and monitoring used for verification.

It is important to mention that especially the verification monitoring should be carried out by an independent party (consultant), that has no financial or other advantages that are depending on the (end)results. A check on whether parties are independent is done prior to the start of the remediation.

Process monitoring:

The process monitoring is aimed specifically on gaining information on whether the processes are running as they should. For each type of contaminant and for each type of in situ technology there are specific tables, indicating which parameters should be measured (of course depending on the type of contaminant and technique).

Focussing on e.g. the bioremediation of chlorinated solvents this means that during the remediation it is important to determine the trend in contaminants and production of intermediates, but also whether redox conditions are at the right level for remediation or if a necessary shift of redox is taking place. Is carbon source spread through the soil. Obviously depending on the type of remediation the monitoring should be related to that. In table 1 the most important process monitoring parameters are mentioned.

The analysis that have to be conducted for the process monitoring and verification and of the in situ bioremediation are given in table 1.

Table 1. Parameters to be analyzed for the process monitoring and verification of in situ bioremediation (in situ, chlorinated solvents).

| Parameter | Soil/groundwater | Frequency |
|---|------------------|------------|
| <i>Process parameters</i> | | |
| Contaminant and degradation products | Groundwater | Always |
| TOC | Groundwater | Always |
| Oxygen | Groundwater | Periodical |
| Nitrate | Groundwater | Periodical |
| Iron(II) | Groundwater | Periodical |
| Sulphate | Groundwater | Always |
| Methane | Groundwater | Periodical |
| pH | Groundwater | Always |
| <i>System parameters</i> | | |
| Injection flow (1,3) | | Always |
| Injection pressure (1,3) | | Always |
| Contamination in extracted water (1) | | Always |
| Injected volume per injection point (2) | | Once |
| <i>Addition parameters</i> | | |
| Redox potential | Groundwater | Always |
| Sulfide | Groundwater | Periodical |
| Conservative tracer | Groundwater | Periodical |
| 16S RNA | Groundwater/soil | Few times |
| The enzyme VC-reductase | Groundwater/soil | |
| Stable C-isotopes | Groundwater | Periodical |
| VFA | Groundwater | Periodical |
| Hydrogen | Groundwater | Periodical |

- (1) Infiltration and extraction technique
- (2) Direct push technique
- (3) Substrate nebulized with nitrogen

The protocol states that during process monitoring at least 1/3 of all the sampling points that will be used in the verification monitoring (see latter paragraph) should be monitored. Important is in the pre-phase of the project that a monitoring plan should be handed over to the government and should be approved by them before starting the remediation.

During the remediation the consultant that performs the monitoring and support of the remediation process is obliged to set up and actualize a log-book describing all the activities during the remediation, making notes of adjustments, changes in plans or installations and is obliged to take actions towards government if changes will lead to a critical deviation of the intended remediation target, increase of disturbance/hindrance or e.g. remediation time period.

Deviation are defined as:

- the actual contamination specifications differs from the contamination specification used for the design of the remediation plan;
- the remediation period last longer or shorter than stated in the initial remediation plan;
- the remediation strategy is changed;
- the remediation result differs from the remediation goal stated in the initial remediation plan.

If the deviations result in a remediation strategy that does not fit in the initial remediation plan any more, a revision plan has to be constructed. This revision plan should contain:

- reference to the initial remediation plan;
- the deviation from the remediation plan;
- the motivation for the deviation;
- the consequence of the deviation;
- possible changes of the remediation goal

Based on the process monitoring adjustments may be done on the remediation system. It is obvious that frequent monitoring and interpretation of these data will give much more insight in the processes in the soil and will also be of help in convincing other parties (like government but also the problem owner) that remediation is occurring in a proper way.

Summarizing activities of process monitoring:

- Supervision of the (de-)construction of the in situ bioremediation system;
- Conduct measurements for quality control;
- Check whether everything is worked out according plan;
- If things do not work out according plan, think of possibilities to adjust the system, and write a plan for the adjustments;
- Document the performed work and possible deviations from the original plan (information to be used for the evaluation report, see verification).

Verification monitoring:

The most relevant part of the environmental guidance protocols for assessing the remediation progress is the verification part. The verification part consists of:

- Verify the remediation progress on predefined and set milestones;
- Check whether the remediation result corresponds with the remediation goal;
- Document the results of the in situ remediation in the evaluation report (including adjustments done during the process);
- Document residual contamination left after the remediation.

Verification monitoring is regulated in the guideline to take place at at least 4 critical points during a remediation process:

- Before the in situ bioremediation (reference point);
- Within four weeks after the start of the in situ treatment system (starting point);
- During the remediation (at least one time);
- The final check, aimed at site closure.

The amount of samples in the first three control rounds have to be at least 33% of the samples used for the final check. The final check consist of soil contamination check and a groundwater contamination check.

Verification as mentioned before should be performed by an independent consultant/party.

Verification procedure is also regulated concerning the amount of samples that should be taken. Summarizing the most important issues in the verification stage:

- the exact position of the samples to be taken for verification is not predefined and not known upfront. The exact positions will be chosen in conjunction with the results for the process monitoring, and e.g. based on the deviations and/or adjustments done by the contractor. Also knowledge gathered during the remediation may lead to other monitoring/verification points (e.g. finding of a clay layer, not defined before may lead to measurement above/under this clay layer);

- The amount of samples to be taken is regulated and depending on the total contaminated area (square meters/ cubic metres of contaminated groundwater for example) (see table 2);
- At least 1/3 of the monitoring wells used during remediation should be replaced by new ones in order to be able to get representative results.

For the final soil contamination check at least one third of the newly drilled soil samples have to be from critical points: the source of the contamination, spots of the location where in situ bioremediation is expected to be less effective and possible threatened locations like drinking water areas.

The minimum amount of drills and soil samples for the final soil contamination check are given in table 2.

Table 2. Amount of drills for the final check of a soil contamination.

| Surface of contamination (m ₂) | Amount of drills |
|--|------------------|
| <50 | 2 |
| 50 | 3 |
| 200 | 4 |
| 300 | 5 |
| 400 | 6 |
| 500 | 7 |
| 600 | 8 |
| 700 | 9 |
| 800 | 10 |
| 900 | 11 |
| 1000 | 12 |
| 1100 | 13 |
| 1300 | 14 |
| 1500 | 15 |
| 1700 | 16 |
| 2000 | 17 |
| 2500 | 18 |
| 3000 | 19 |
| 3500 | 20 |
| 4000 | 21 |
| 5000 | 22 |
| >5000 | Site specific |

Final check groundwater contamination

To make sure that the groundwater contamination is stable, the contaminant concentrations of last two monitoring rounds have to be lower than the predefined goals. With the latter of the two not a factor two higher than the first. The last monitoring round is to be conducted after a resting period of at least one month. The resting period is defined as a period without infiltration and extraction.

For the final groundwater contamination check at least one third of the samples have to be taken from newly placed wells on critical points of the site. Furthermore the samples have to be taken from within the contamination area, outside the contamination area and within the excavation area (if the source is excavated).

Within the contamination area and minimum number of wells have to be monitored. Different number have been defined for subsurface contaminations in a layer thinner than 3 meter and contaminations in layers greater than 3 meter (table 3).

Table 3. Amount of groundwater samples to be taken in the final check of a groundwater contamination.

| Surface of contamination (m ²) (layer < 3m) | Amount of groundwater samples to be taken within the contamination area |
|---|---|
| 100 | 2 |
| 250 | 3 |
| 500 | 4 |
| 1.000 | 6 |
| 2.500 | 8 |
| 5.000 | 10 |
| 10.000 | 14 |
| 25.000 | 20 |
| 50.000 | 25 |
| 100.000 | Site specific |
| Surface of contamination (m ² - ⁻) (layer > 3m) | Amount of groundwater samples to be taken within the contamination area |
| 100 | 2 |
| 500 | 4 |
| 1.000 | 6 |
| 2.500 | 7 |
| 5.000 | 8 |
| 10.000 | 10 |
| 25.000 | 11 |
| 50.000 | 15 |
| 100.000 | 21 |
| 250.000 | 26 |
| 500.000 | Site specific |

If the source is excavated analyses in the excavation area have to be taken (table 4).

Table 4. Amount of groundwater samples to be taken in the final check in the excavated source area.

| Surface of excavation (m ²) | Amount of samples |
|---|-------------------|
| <200 | 1 |
| 1.000 | 2 |
| 2.500 | 3 |
| 5.000 | 4 |
| 10.000 | 5 |

General overview

Summarizing the total monitoring the aim is to get good insight in what happens and if these results indicate whether the remediation targets can be met. Due to regulated process monitoring limitations in remediation will be discovered quickly and can be dealt with in time. The verification phase is independent and gives an objective overview of the results and the activities performed during remediation.

It is clear that the environmental guidance has to be performed by well educated and experienced people, especially to be able to interpret the monitoring results in a reliable way.

3. Basics of the degradation of chlorinated solvents

Since this contribution is focused on chlorinated solvents (also concerning the case studies, see appendix) a short description of the degradation process is incorporated, making clear why certain parameters (see latter paragraphs) are monitored.

In situ bioremediation of chlorinated ethenes involves the stimulation of microorganisms to convert contaminants to less harmful compounds. A very important mechanism responsible for the degradation of Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons (CAHs) is anaerobic reductive dechlorination. This report will focus on the most common CAHs: tetrachloroethene (PCE) and trichloroethene (TCE). The anaerobic reductive pathway removes one chloride ion at a time and replaces it with a hydrogen. An overview of the anaerobic reductive pathway is given in figure 1.

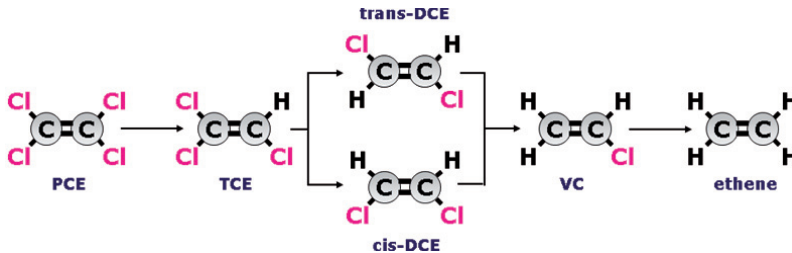


Figure 1. Reductive dechlorination of PCE

Applying in situ bioremediation typically involves biostimulation and may involve bioaugmentation. Biostimulation of anaerobic bioremediation refers to the stimulation of the activity of the microorganisms already present in the subsurface. It involves the delivery of an electron donor (harmless carbon sources and nutrients) into the subsurface to stimulate microbial growth and creating an anaerobic groundwater treatment zone. Bioaugmentation refers to the addition of dechlorinating microorganisms (*Dehalococcoides* sp.) to the treatment zone. Since this degradation only takes place under strictly anaerobic conditions the redox conditions in the soil are of most importance.

4. Interpretation of monitoring parameters

The most important conclusion may be: Evidence whether remediation is working or not and whether a remediation target is or will be reached is: Multiple converging lines of evidence should be used to systematically evaluate the in situ bioremediation. The lines of evidence that can be analysed are:

- Concentration of contaminant;
- Redox parameters;
- Microbiology;
- Organic carbon content;
- Dechlorination rate.

Concentration of contaminant

Contaminant data is the primary line of evidence used to demonstrate that anaerobic dechlorination is occurring. A reduction in the concentrations of parent compounds coupled with the appearance of dechlorination products can be used to determine the extent to which degradation is occurring. But also in some cases concentrations of contaminants may stay on a high level for quiet some time, not directly indicative for a bad process (e.g. in case of treatment of highly contaminated source areas).

Statistical proof of contaminant trends can be obtained by regression analyses, which involves plotting concentration data vs. time. A more sophisticated analysis can be performed with the Mann-Kendall test. This test is used to

define the stability of a plume (i.e., stable, diminishing, or expanding) based on concentration trends at individual wells. For the evaluation, four or more independent sampling events are required.

Redox parameters

If methanogenic redox conditions prevail and the electron acceptors like oxygen, nitrate and sulphate have been depleted, it is likely that anaerobic dechlorination is occurring. Elevated levels of TOC are an indication that the redox conditions will remain methanogenic.

If sulphate reducing conditions prevail (oxygen < 0,5 mg/l, nitrate < 1,0 mg/l, sulphate concentration >20 mg/l, methane >1 mg/l) partial dechlorination to DCE can occur.

If partial dechlorination or no dechlorination takes place due to unfavorable redox conditions, the infiltration of carbon source must be considered.

Microbiology

If growing numbers of Dehalococcoides sp. are detected it is very likely that anaerobic reductive dechlorination is taking place. This can be used as proof of a running process in the soil (see also the second case Appingedam).

Dechlorination rate

Evaluating trends in molar concentrations and ratios can be more informative than evaluating changes in the parent/dechlorination product concentrations alone. The reductive transformation of a gram of TCE, for example, does not produce 1 gram DCE but transformation of 1 mole of TCE does yields 1 mole of DCE.

By comparing the different ratios of parent and dechlorination products, the dechlorination grade can be calculated. The calculation to obtain the dechlorination grade is given below. A grade of 0% means no degradation of PCE, and degradation grade of 100% means complete degradation of PCE to ethene and ethane.

$$\frac{([TCE] + 2 \times [DCE] + 3 \times [VC] + 4 \times [Ethene] + 4 \times [Ethane])}{4 \times ([PCE] + [TCE] + [DCE] + [VC] + [Ethene] + [Ethane])} \times 100\%$$

If the dechlorination grade is increasing in time, it is very likely that anaerobic dechlorination is taking place.

Appendices

Case 1, “Goudsbloemlaan”, The Hague

General information

Leakages that had occurred from a former drycleaner in the center of The Hague in The Netherlands left the groundwater contaminated with chlorinated solvents (PCE and TCE). The contaminated soil volume was around 80.000 m³. This contamination has been remediated using an innovative bio-augmentation approach, the TCE concept. Using this concept special bacteria and required nutrients were introduced into the groundwater at the location. This was accomplished by extracting contaminated groundwater from five extraction points and, after adding the required bacteria, re-infiltrating the water through sixteen infiltration points. Using this method 45,000 m³ of contaminated groundwater was extracted and reintroduced in the soil within nine months.

After the bacteria and nutrients have been introduced into the soil the bacteria get down to business. The contaminants are biologically degraded within the course of a few months to maximally a few years. The location in The Hague lies in an urban area; even so the entire remediation system could be placed without problems. All required wells and pipes were placed underground. The remediation unit was on-site for approximately nine months. This is very short when compared to more traditional remediation techniques. This also meant that the disturbance to the community was kept to a minimum. Furthermore this technique is sustainable and environmentally friendly as it requires very little energy and only natural nutrients are used. In a period of nine months the bacteria and nutrients were introduced in the soil. A large portion of the contamination had already been entirely degraded in that time.



Figure 1. Surroundings of the site in The Hague

In Figure 2, the layout of the infiltration and extraction wells is given.



Figure 2. Layout of the 16 infiltration (INF) and 5 extraction (ONT) wells, including the plume delineation.

Remediation plan & Monitoring strategy

At this site, the bio-augmentation strategy was chosen based on a desk study, in which several remediation options were compared. This comparison showed, that biological treatment had several advantages over the conventional Pump&Treat strategy. The biological method was chosen based on lower costs, shorter remediation time and a shorter timeframe of the active phase, leading to lesser disturbance for the people inhabiting the area.

After the choice was made for the bioremediation strategy, a formal remediation plan was made. In this plan, the remediation design was further optimized, the remediation goals and the monitoring and phasing of the remediation were specified.

The remediation goal was described as follows:

- a. The goal of the remediation is to reach a stable end situation;
- b. The concentration levels to be reached are below the 0,5*Dutch Intervention values;
- c. After the concentration level has been reached (prognosis: after 2,5 years), five years of groundwater monitoring will follow. Through this monitoring program, it is verified if the stable end situation has really been reached.

The phases of the remediation were:

Phase 1 (active phase): Input of carbon source & active dechlorinating biomass in the soil, by ways of extraction and infiltration of groundwater, time 6 months

Phase 2 (passive phase): Monitoring of the degradation processes and conditions and reaching the concentration level of 0,5*Dutch Intervention Value, time 2 years

Phase 3 (monitoring phase): Monitoring groundwater concentration levels within and downstream from the original plume, to verify if the stable end situation has been reached, time 5 years

For each of these phases, specific goals were determined. In order to end the active phase and remove the above ground hardware container units, the following criteria had to be met in the groundwater:

- a) Groundwater monitoring results must show favourable redox conditions for reductive dechlorination (methanogenic conditions, sulphate <20 mg/l)
- b) Groundwater monitoring results must show that enough carbon source (analysed as TOC concentration) is present in the groundwater
- c) Groundwater monitoring results must show that an active dechlorinating bacterial population is present. This was analysed by Q-PCR analyses on Dehalococcoides sp.

The idea behind these criteria is that when these results are reached, the reductive remediation processes are known to take place in situ at a considerable rate. Once these criteria have been met, the active phase is closed and the passive phase is started.

For the passive phase, the goal is to reach the concentration level of 0,5*Dutch Intervention values. This goal must be met within 2 years after the close of the passive phase.

Once this goal has been met, the monitoring phase starts, which lasts for five years, and consists of monitoring within the original plume and downstream of the original plume.

The following “milestones” were determined:

Milestone 1: monitoring results at the end of the active phase

Milestone 2: monitoring results at the end of the passive phase

Milestone 3 & 4: monitoring results at the during the monitoring phase

Milestone 5: site closure

This detailed monitoring plan and phasing of the remediation was accepted by the Dutch authorities prior to the start of the remediation.

Apart from the milestone monitoring as mentioned above, which is focused on the formal acceptance of the remediation result and by the authorities, process monitoring was also described in detail in the remediation plan. This process monitoring is needed in order to control and optimise the progress of the remediation, especially during the active phase.

Monitoring plan

The complete monitoring plan of the remediation, as described in paragraph 1.2. is given in tables 1, 2 and 3.

| Table 1. Monitoring program active phase | | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--|--|---|---|---|----|----|----|----|
| | Round | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| | Time (weeks) | 0 | 2 | 4 | 8 | 12 | 16 | 24 |
| | Milestone | | | | | | | 1 |
| Parameter | Goal | | | | | | | |
| Groundwater | | | | | | | | |
| (12 wells) | | | | | | | | |
| PER, TRI, CIS, VC | Remediation result | * | | | * | * | * | * |
| Ethene, ethane | Degradation products | * | | | * | * | * | * |
| TOC | Carbon source spreading | * | | | * | * | * | * |
| Fatty acids | Carbon source degradation products | | | | | | | * |
| Dechlorinating biomass | Biomass spreading | * | | | *2 | *2 | *2 | * |
| Sulphate, methane | Redox conditions | * | | | * | * | * | * |
| On-line analyses1 | Quality of anaerobic sampling, redox potential | * | | | * | * | * | * |
| Heads | Control heads | * | * | * | * | * | * | * |
| Infiltration water | | | | | | | | |
| PER, TRI, CIS, VC | Check bioreactor functionality | | * | * | * | * | * | * |
| Ethene, ethane | Check bioreactor functionality | | * | * | * | * | * | * |
| Dechlorinating biomass | Check bioreactor functionality | | * | * | * | * | * | * |
| Suspended solids | Check quality infiltration water | | * | * | * | * | * | * |
| Sulphate, methane | Redox conditions | | * | * | * | * | * | * |
| On-line analyses1 | Quality of anaerobic sampling, redox potential | | * | * | * | * | * | * |
| Extraction water | | | | | | | | |
| PER, TRI, CIS, VC | Check quality extracted water | | * | * | * | * | * | * |
| Ethene, ethane | Degradation products | | * | * | * | * | * | * |
| Sulphate, methane | Redox conditions | | * | * | * | * | * | * |
| On-line analyses1 | Quality of anaerobic sampling, redox potential | | * | * | * | * | * | * |

1: on-site analyses for oxygen, pH, specific conductivity, temperature

2: 2 filters only

As can be seen from table 1, the active phase monitoring consists of monitoring of the groundwater (12 wells, of which 9 are placed within the contaminated groundwater and the other 3 are used for control of spreading of contaminants), the infiltration water and the extracted groundwater. The monitoring is not only conducted on the chlorinated compounds, but also on the redox chemistry, carbon source, bacteria and the quality and functioning of the above ground remediation system.

Beside the monitoring as showed above, telemetric monitoring was performed on the extraction & infiltration flows, flows through the bioreactor, groundwater levels in the field etc. Through this active monitoring strategy, a complete view of the remediation status could be provided at any stage of the groundwater remediation.

The monitoring of the passive phase is given in table 2.

| Table 2. Monitoring program passive phase | | | | |
|---|--|---|-----|-----|
| | Round | 7 | 8 | 9 |
| | Time (years after start) | 1 | 1,5 | 2,5 |
| | Milestone | | | 2 |
| Parameter | Goal | | | |
| Groundwater (12 wells) | | | | |
| PER, TRI, CIS, VC | Remediation result | * | * | * |
| Ethene, ethane | Degradation products | * | * | * |
| TOC | Carbon source spreading | * | * | * |
| Sulphate, methane | Redoxconditions | * | * | * |
| On-line analyses1 | Quality of anaerobic sampling, redox potential | * | * | * |

1: on-site analyses for oxygen, pH, specific conductivity, temperature

During the passive phase monitoring, the progress of the degradation processes is monitored. At the end of the passive phase, the concentration levels should be below 0,5* Dutch Intervention levels.

At this time (April 2009) we have just finished monitoring round 7. In the next paragraph, the results so far are presented and discussed.

In table 3, the monitoring program for the monitoring phase is given.

| Table 3. Monitoring program monitoring phase | | | | | | |
|--|--|-----|-----|-----|-----|-----|
| | Round | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
| | Time (years after start) | 3,5 | 4,5 | 5,5 | 6,5 | 7,5 |
| | Milestone | 3 | | 4 | | 5 |
| Parameter | Goal | | | | | |
| Groundwater within actively remediated plume (12 wells) | | | | | | |
| PER, TRI, CIS, VC | Remediation result | * | * | * | * | * |
| Ethene, ethane | Degradation products | * | | * | | * |
| TOC | Carbon source spreading | * | | * | | * |
| Sulphate, methane | Redoxconditions | * | | * | | * |
| On-line analyses1 | Quality of anaerobic sampling, redox potential | * | * | * | * | * |
| Groundwater downgradient of the plume (3 wells) | | | | | | |
| PER, TRI, CIS, VC | Verification of stability of the plume | * | * | * | * | * |

1: on-site analyses for oxygen, pH, specific conductivity, temperature

The last monitoring round should show, that the concentration values are below the desired concentration level and have not spread downgradient.

Monitoring results (until March 2009)

Prior to the start of the active phase, a pumping test was performed to verify the hydraulic conductivity of the sandy aquifer. The conductivity proved to be high enough for this application (11 – 13 m/d).

The active phase was started in December 2007 and closed in September 2008. The active phase was three months longer than initially estimated, because of several factors including hardware malfunctioning and lower infiltration flows could be reached because of several factors. The desired amount of biomass and carbon source was added to the groundwater within nine months.

After these nine months, five out of nine monitoring wells had already reached the concentration goal of 0,5*Dutch Intervention values. These five wells show some very clear trends:

- Increase of TOC
- Decrease of sulphate (complete sulphate reduction) and increase in methane
- Increase in numbers of Dehalococoides by a factor of at least 3 orders of magnitude
- Complete reductive dechlorination to ethane and ethene

The complete monitoring results of one of these wells (well 41) are given in appendix 1.

The results of the occurring dechlorination processes are graphically presented in figure 3.

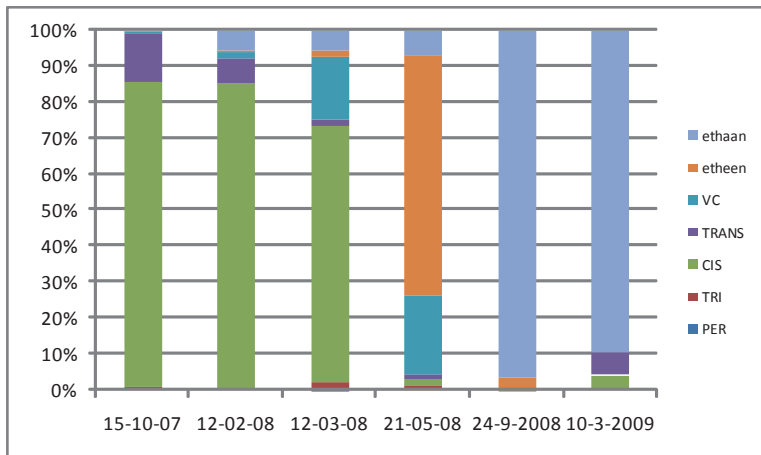


Figure 3. Reductive Dechlorination (relative molar concentrations) in well 41.

As can be seen from figure three, the contamination originally consists of Cis-1,2-dichloroethene and trans-1,2-dichloroethene. After the infiltration of carbon source has started, sulphate reduction occurs, high TOC levels are reached and reductive dechlorination starts. Within seven months, the contamination is nearly completely degraded into ethene and ethane.

The results show a very strong relationship between the spreading of carbon source and biomass, the reaching of methanogenic conditions and as a result the occurring reductive dechlorination processes.

During the active phase, the quality of the extraction water is also monitored. The results of the quality of the extraction water are given in appendix 2.

As can be seen from appendix two, the following effects can be seen in the extraction water:

- Breakthrough of TOC in May 2008
- Decreasing sulphate concentrations, increase of methane
- Start of reductive dechlorination processes (increase of vinylchloride and ethene/ethane)

The results of the chlorinated compounds and degradation products in the extraction water are graphically presented in figure 4.

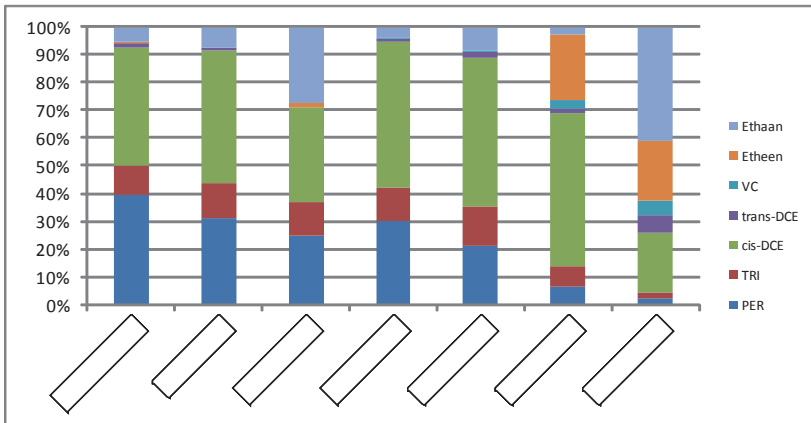


Figure 4. Chlorinated compounds and degradation products in the extraction water (relative molar concentration).

From figure 4, a clear shift towards the degradation products can be seen, confirming the start of in situ reductive dechlorination processes.

Conclusion

The results of the active phase have been accepted by the Dutch authorities and the remediation is now in the passive phase. The first monitoring round of the passive phase has just been performed (March 2009). The results show no significant rebound in the wells that have reached concentrations below the regulatory limit. Results of the wells outside and beneath the original plume area show that no spreading of contaminant has occurred through the applied remediation techniques. The results of the four wells that were not yet fully influenced by the remediation efforts are partly showing reductive dechlorination now. In two spots at the site small scale additional carbon source injections will be applied. It is expected that the remediation goals at the end of the passive phase ($< 0,5 \cdot$ Dutch Intervention values) will be reached in all nine wells.

The monitoring strategy as presented in this case study show that it is possible to apply a monitoring strategy that provides the authorities with the desired certainty that the remediation goals will be reached, and at the same time preventing the necessity to keep expensive hardware and remediation systems running on the site.

The crucial part of this monitoring strategy is the understanding of the reductive dechlorination processes, the monitoring not only on chlorinated compounds and their daughter products, but also on process parameters, such as redox chemistry, organic carbon and dechlorinating micro-organisms. With this process monitoring It is possible to show that the conditions have been optimized and therefore that sustainable reductive dechlorination processes can be expected to occur in near future.

Appendix 1 Results of well 41

| | | | | | | |
|----------------------------------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Well | 41 | | | | | |
| Depth filter (m-sl) | 8,5-9,5 | | | | | |
| Monitoring round | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Date | 15-10-2007 | 12-2-2008 | 12-3-2008 | 21-5-2008 | 24-9-2008 | 10-3-2009 |
| pH (-) | 6,8 | 6,88 | 7,17 | 6,8 | 7,08 | 7,09 |
| Temperature (°C) | 14,8 | 12,7 | 12,4 | 16,7 | 16,6 | 13,5 |
| Conductivity (µS/cm) | 1280 | 1661 | 1436 | 2140 | 1304 | 1745 |
| Redox (mV) | 187,1 | -43,4 | -20,4 | -16,9 | 91 | 14,6 |
| Oxygen (mg/l) | 0,4 | 0,21 | 0,43 | 0,3 | 0,15 | 0,9 |
| Sulphate (mg/l) | 107 | 32,9 | 20,2 | < d | < d | < d |
| Methane (µg/l) | 0,1 | 141 | 681 | 3382 | 47400 | 36100 |
| TOC (mg/l) | 16 | 250 | 170 | 420 | 39 | 29 |
| PER (µg/l) | 1,9 | < d | 0,11 | < d | < d | < d |
| TRI (µg/l) | 2,4 | 1 | 4,3 | 1,7 | < d | < d |
| cis-DCE (µg/l) | 260 | 120 | 100 | 1,7 | 0,19 | 1,1 |
| trans-DCE (µg/l) | 42 | 9,9 | 2,1 | 1,3 | 0,93 | 1,6 |
| Vinylchloride (µg/l) | 0,76 | 1,9 | 16 | 14 | < d | < d |
| Ethene (µg/l) | 0,3 | 0,1 | 0,7 | 19,2 | 1,5 | < d |
| Ethane (µg/l) | 0,2 | 2,5 | 2,4 | 2,2 | 55,8 | 7,3 |
| Degree of dechlorination (%) | 50,0% | 53,4% | 57,5% | 92,1% | 99,7% | 94,9% |
| VOCL total (µM) | 3,2 | 1,5 | 1,4 | 1,0 | 1,9 | 0,3 |
| VOCl total excl endproducts (µM) | 3,2 | 1,4 | 1,3 | 0,3 | 0,0 | 0,0 |
| Dehalococoides (#/ml) | <62 | 1,31E+03 | | | 2,8E+05 | |

Appendix 2 Results of the extraction water

| Date | 18-12-2007 | 9-1-2008 | 23-1-2008 | 12-2-2008 | 13-3-2008 | 22-5-2008 | 17-9-2008 |
|-----------------------------------|------------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Redox (mV) | 187,1 | 210,6 | 213,1 | 170,6 | 148,6 | 43,1 | 75 |
| pH (-) | 7,3 | 7,3 | 7,3 | 7,4 | 6,9 | 7,4 | 7,1 |
| Temperature (°C) | 13,1 | 13,7 | 13,8 | 12,7 | 12,7 | 14,3 | 15,2 |
| Conductivity (µS/cm) | 928 | 895 | 895 | 910 | 939 | 1105 | 1308 |
| Oxygen (mg/l) | 1,06 | 0,96 | 1,55 | 0,88 | 0,93 | 0,19 | 0,49 |
| Sulphate (mg/l) | 66 | 81,4 | 86,2 | 66,7 | 60,2 | 44,3 | 20 |
| Methane (µg/l) | 45 | 1,3 | 237 | 43 | 73 | 1.110 | 24.000 |
| TOC (mg/l) | 7,7 | 8,9 | 9,2 | 7,7 | 11 | 41 | 62 |
| PER (µg/l) | 52 | 33 | 38 | 53 | 33 | 11 | 6,7 |
| TRI (µg/l) | 11 | 11 | 15 | 17 | 17 | 10 | 6,1 |
| cis-DCE (µg/l) | 33 | 30 | 31 | 54 | 49 | 56 | 42 |
| trans-DCE (µg/l) | 1,2 | 0,61 | < d | 1,2 | 1,7 | 1,2 | 12 |
| VC (µg/l) | < d | < d | < d | 0,14 | 0,3 | 2,3 | 6,4 |
| Ethene (µg/l) | 0,1 | < d | 0,3 | < d | < d | 6,8 | 12,3 |
| Ethane (µg/l) | 1,3 | 1,4 | 7,7 | 1,2 | 2,4 | 0,9 | 24,7 |
| Degree of dechlorination (%) | 30,7% | 35,0% | 49,0% | 33,8% | 40,3% | 59,0% | 81,1% |
| VOCL total (µM) | 0,80 | 0,64 | 0,93 | 1,06 | 0,94 | 1,04 | 2,01 |
| VOCl total excl end-products (µM) | 0,75 | 0,60 | 0,66 | 1,02 | 0,86 | 0,77 | 0,75 |

Case 2, “Solwerderstraat”, Appingedam

Introduction

At a former dry cleaners area in the centre of the municipality of Appingedam a PCE contamination has polluted both soil and groundwater. Since the early 1960s PCE has leaked into a low-permeable clay-peat (figure 1) containing soil layer with a thickness of approximately 9 metres. Although slow spreading of the contaminant has occurred due to the low-permeable soil type, contaminants have reached the underlying sand layer at 9 to 10 m-gl. Unwanted and harmful spreading of contaminants occur through this sand layer (figure 2).

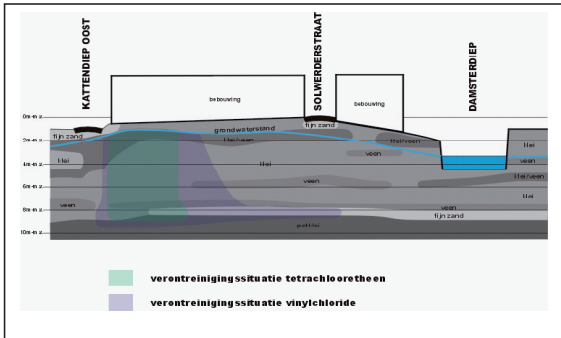


Figure 1: spreading of the contaminants (green and purple colour) in the low-permeable layer.

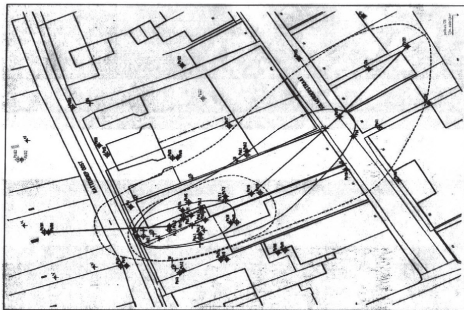


Figure 2: horizontal spreading through sand layer at 9 – 10 m-gl.

Pre-design phase:

To obtain insight in possibilities for remediation various analyses were performed. Analyses on chlorinated ethylenes, the intermediate products and end products like ethylene and ethane, showing high values for the intermediates and end desired end products, in combination with determination of redox conditions (data not shown) showed good possibilities for bioremediation. It was concluded that bioremediation of the source zone can be an interesting alternative in comparison to excavation (difficult due to soil type and aboveground buildings and infrastructure).

However, degradation occurred not fast enough to be able to rely completely on natural attenuation. Therefore enhanced remediation, with carbon source injections in the source zone, was defined as remediation option. Before starting the remediation government wanted to know whether this concept could work, so feasibility tests on lab scale were performed to show whether enhancement may work (figure 3).

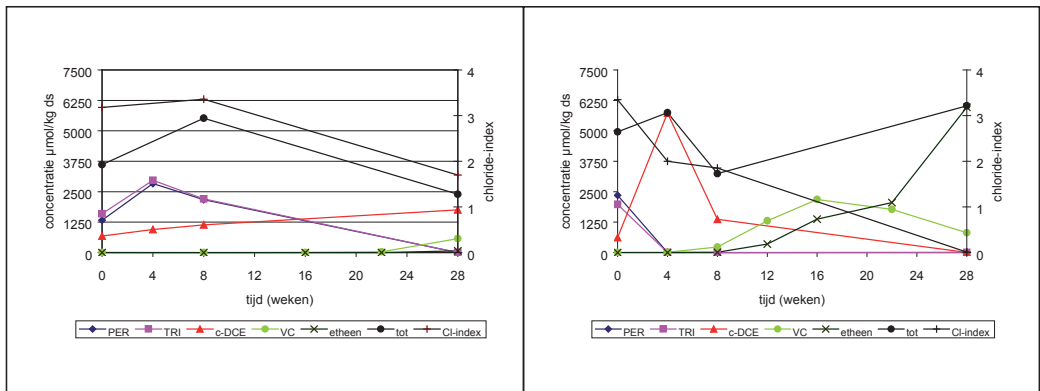


Figure 3: lab scale tests showing enhancement of degradation rate (quick production and degradation of intermediates, resulting in ethylene within 28 weeks due to additional carbon sources).

Based on this proof of principle (important for government) the full scale remediation started. This also indicates the value of laboratory feasibility tests for convincing e.g. government and/or problem owners for a certain remediation technology.

Full scale application:

The remediation idea at this site is to increase the degradation capacity in the heavily contaminated source zone to such an extent that contaminants flowing to the sand layer will be minimized (concept schematically shown in figure 4).

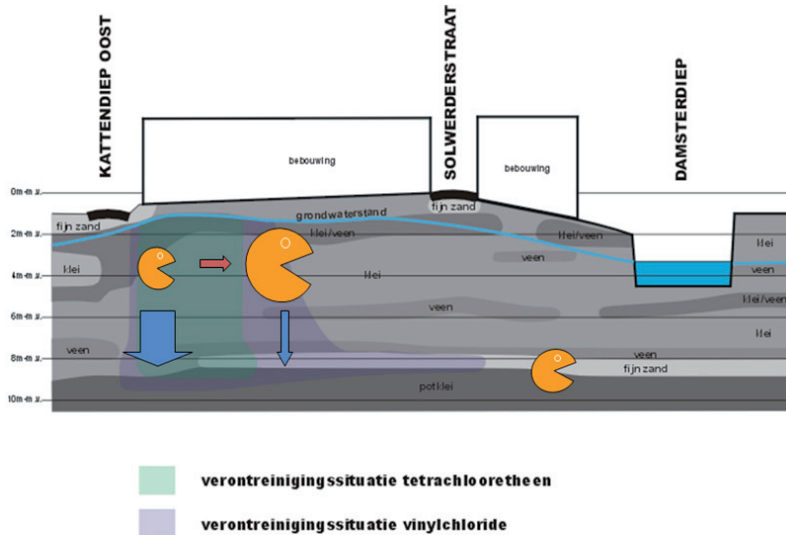


Figure 4: Increasing the degradation rate in the source zone, resulting in decrease of contaminant flow to the sand layer.

During the remediation various parameters are measured, relevant to the implemented technique. Although in situ remediation is more or less “invisible”, using proper monitoring analyses the remediation processes can be made more visible.

In this project e.g. growth of specific PCE-degrading organisms is expected due to carbon source injection. On the other hand, if flow of contaminants to the plume area (sand layer) is diminished, this should lead to shrinking of the plume towards the source zone.

Monitoring of the specific organisms (*Dehalococcoïdes* spp.) showed indeed an increase (increase of radius of circles, indicative for the amount) in the source zone (figure 5).

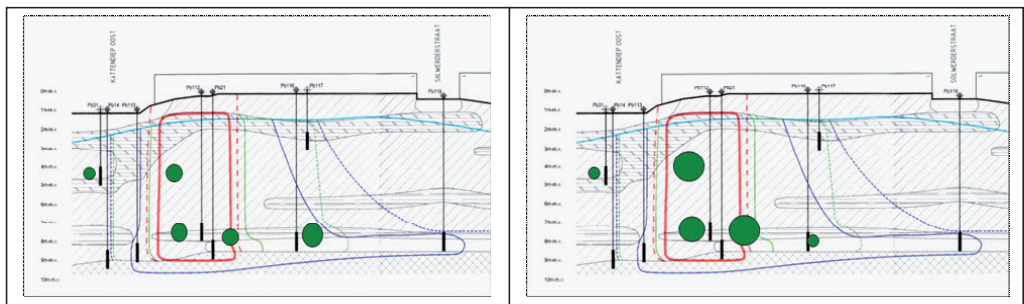


Figure 5: growth of specific contaminant degrading organisms shown by DNA analyses.

Contaminants concentrations:

Obviously measuring contaminants still is an important factor in defining whether remediation is successful or not. Based on monitoring of wells withdrawal of the plume area – as can be expected from the remediation concept – could be shown (figure 6). This, in combination with monitoring of redox conditions and organic carbon content (the fuel for the dechlorination process) (not shown), also is proof for bioremediation processes to be occurring in the subsoil. Although remediation of the source zone will take several years, monitoring is used to convince both problem owner and government that the “invisible” processes are running effectively in the saturated soil layers.

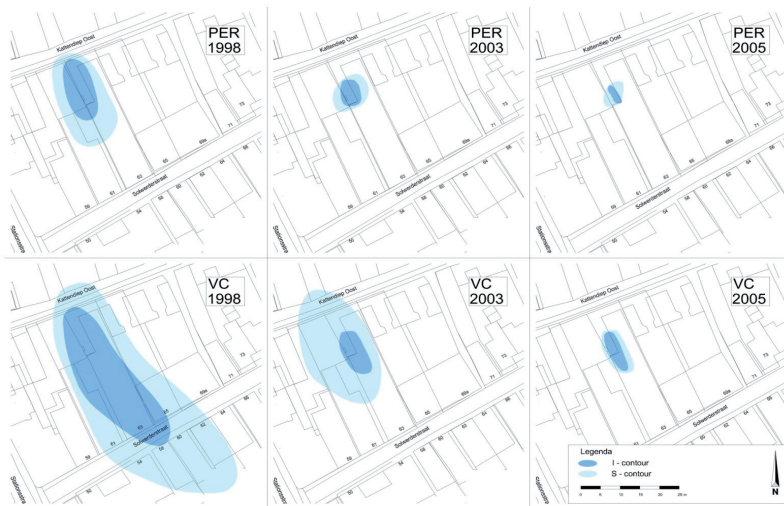


Figure 6: monitoring of chlorinated solvents, showing withdrawal of the plume area, back to a very small area (the source zone) (PER=PCE). Remediation started in 2002 with carbon source injection.

Bilaga 2

Exempel på statistiska metoder för bestämning av omfattning av kontrollprogram samt utvärdering av resultat från kontrollprogram

I denna bilaga belyses med tre exempel bestämning av omfattning av kontrollprogram och hur resultat från kontrollprogram kan utvärderas för att bedöma måluppfyllelse avseende åtgärds mål.

Exempel 1 beskriver hur hypotestestning kan användas när kontrollprogram utformas mot bakgrund av tidigare mätresultat och önskad noggrannhet för att uppfylla åtgärds mål.

I exempel 2 utvärderas ett kontrollprograms måluppfyllnad med ett s.k. parametriskt test utformat för normalfördelade data (t-test).

Exempel 3 är ett exempel på en trendanalys utförd med ett icke parametriskt test, ett s.k. Mann-Kendall test.

EXEMPEL 1

I ett efterbehandlingsprojekt bedömde man att vald åtgärdsteknik hade förutsättning att reducera föroreningskoncentrationen i grundvattnet med 30% under det första året. För att erhålla ett kontrollprogram som kunde visa på en sådan förändring studerade man styrka och provstorlek. Eftersom man ansåg att åtgärdstekniken inte var lika effektiv under andra året studerades även en haltreducering på hälften, dvs 15%. Vidare bestämdes att kontrollprogrammet skulle revideras årligen för att utvärdera hur väl det presterade. Utförda mätningar under referensfasen visade en föroreningskoncentration i grundvattnet på 40 µg/l med standardavvikelsen 15 µg/l (normalfördelade data). Medelhalten efter år 1 bedömdes vara 28 µg/l med en uppskattad standardavvikelse på 8 µg/l. Åtgärdskravet sattes till 20 µg/l vilket teoretiskt innebar att kravet uppfylldes efter tre år. För att uppskatta hur många prover man behöver ta för att erhålla tillräcklig styrka gjorde man en modellering med följande ekvation (Grandin 2006):

$$1 - \beta = \left(Z < - Z_{1-\frac{\alpha}{v}} + \frac{\text{MDS}\sqrt{n}}{\sigma} \right)$$

Där:

$z_{1-\alpha/\text{sid}}$ = z-koefficienten för $1 - \alpha/v$ för ett en- ($v = 1$) eller två- ($v = 2$) sidigt test.

α = vald signifikansnivå (vanligen 0,05).

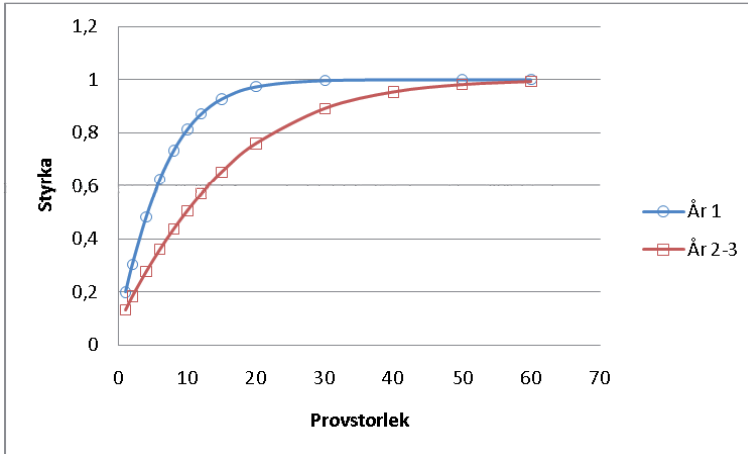
n = antal prover.

σ = standardavvikelsen för mätdata som studien baseras på .

MDS = Minsta Detekterbara Skillnad. Anges i absoluta tal. En förändring på t.ex. 30 % från dagens nivå på t.ex. 40 blir $0,3 \times 40 = 12$.

$z_{1-\beta}$ = z-koefficienten för den valda styrkan.

Figur 1 Sambandet mellan styrka och provstorlek för möjligheten att upptäcka en förändring på 30% under år 1 och 15% under de följande två åren. Ensidigt test, $\alpha = 0,05$.



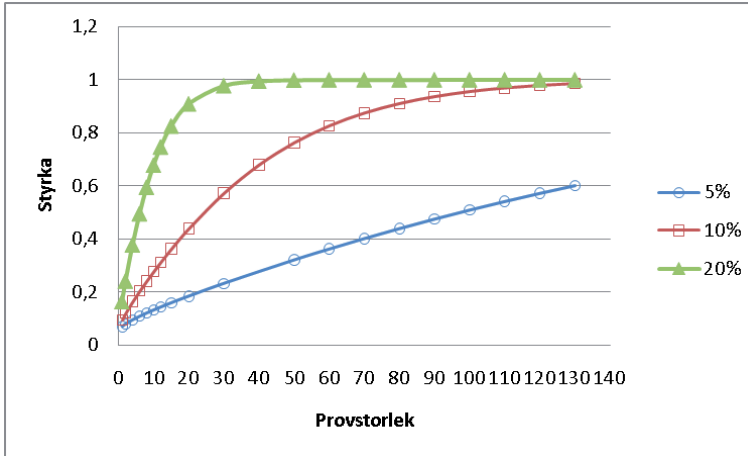
Simuleringen visade att det kontrollprogrammet borde omfatta 10 prover år 1 och 25 prover de följande två åren.

EXEMPEL 2

Antag att man uppnådde åtgärdskravet ($20 \mu\text{g/l}$) i Exempel 1 efter tre år. Berörd myndighet ansåg att åtgärden kunde betraktas som avslutad om man efter fem år kunde visa att haltnivån var densamma, dvs att det inte förelåg någon trendökning under uppföljningsfasen. Myndighetens uppfattning formulerades i ett mål; kontrollprogrammet ska i uppföljningsfasen med 95% sannolikhet kunna visa att det inte skett en haltökning jämfört med haltnivån efter åtgärdsfasen.

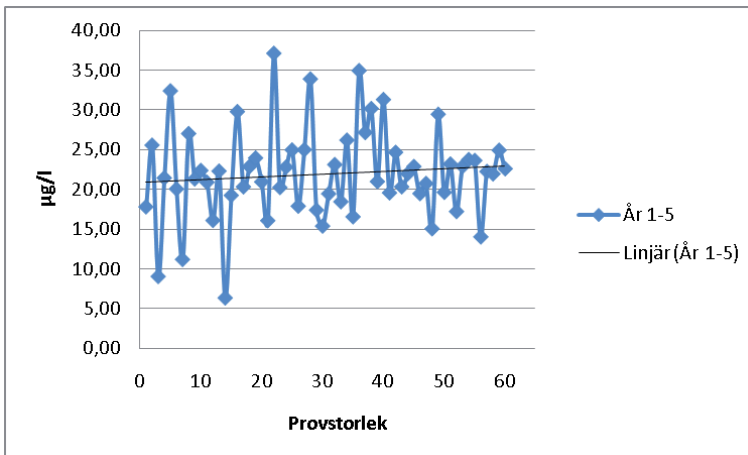
För att få en uppfattning om hur många prover det krävdes för att kunna visa på trender av olika storlek under femårsperioden gjordes en simulering med hjälp av ekvationen i exempel 1. Medelhaltnivån antogs vara $20 \mu\text{g/l}$ med en standardavvikelse på $6 \mu\text{g/l}$. Minsta detekterbara skillnad (MDS) ansattes till 5, 10 respektive 20% (1, 2 och $4 \mu\text{g/l}$).

Figur 2 Statistisk styrka och antalet prover som erfordras för att för att upptäcka förändringar av olika storlek.



Mot bakgrund av simuleringsresultaten beslutade man att MDS=10% var en rimlig nivå med tanke på kostnader och myndighetskrav. Totalt genomfördes 60 analyser under fem år (en per månad).

Figur 3 Analysresultat och trendlinje.



Data sammanställdes och en första enkel utvärdering gjordes genom att data plottades i diagram. En trendlinje anpassades till mätdata vilken visade en svagt uppåtgående trend med en förändring (ökning av medelhalten) på 8% under fem år. Förändringen är mindre än vad kontrollprogrammet ska kunna detektera (10%) och man kan därför inte bedöma om det verkligen föreligger en trend eller ej. Man beslutade att göra en statistisk jämförelse mellan första och sista årets medelvärdet med ett s.k. parvis t-test med en dubbelsidig signifikansnivå på 5%. Testet används för att bedöma om skillnader i medelvärdet kan förklaras av slump eller av en alternativ hypotes. Nollhypotesen innebär att det inte finns någon signifikant skillnad mellan årsmedelvärdena.

Följande data fanns att tillgå:

Tabell 1 Princip för beräkning av Mann-Kendall statistiken S. Efter Gilbert 1987.

| | Jan | Feb | Mar | Apr | Maj | Jun | Jul | Aug | Sep | Okt | Nov | Dec |
|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| År 1 | 17,7 | 25,5 | 9,0 | 21,4 | 32,4 | 20,0 | 11,1 | 27,0 | 21,3 | 22,3 | 20,8 | 16,0 |
| År 5 | 29,4 | 19,6 | 23,1 | 17,2 | 22,9 | 23,7 | 23,6 | 14,0 | 22,2 | 21,9 | 24,9 | 22,5 |

Skillnaden i årsmedelvärden är 1,7 µg/l. Med hjälp av datorprogrammet Excel kan testestimatet, t_e , och det kritiska t -värdet, t_{krit} , beräknas. Det kritiska värdet är ett t -värde som har fastställts utifrån signifikansnivån och antalet frihetsgrader. Om testestimatet är mindre än det kritiska värdet, föreligger ingen signifikant skillnad mellan årsmedelvärdena. Vid beräkningarna bestämdes t_e till -0,67 och t_{krit} till 2,2. Någon signifikant skillnad kunde inte påvisas med testet och därmed heller inte någon trend.

EXEMPEL 3

Man beräknar Mann-Kendall statistiken S med följande ekvation:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k)$$

Parametern S är summan av antalet positiva och negativa skillnader och ett annat sätt att beskriva ekvationen visas i nedanstående tabell.

Tabell 2 Princip för beräkning av Mann-Kendall statistiken S. Efter Gilbert 1987.

| Mätdata | X_1 | X_2 | X_3 | X_4 | ... | X_{n-1} | X_n | Antal + | | Antal - |
|---------|-------|-------------|-------------|-------------|-----|---------------------|-----------------|----------------|---|----------------|
| | | $X_2 - X_1$ | $X_3 - X_1$ | $X_4 - X_1$ | ... | $X_{n-1} - X_1$ | $X_n - X_1$ | | | |
| | | | $X_3 - X_2$ | $X_4 - X_2$ | ... | $X_{n-1} - X_2$ | $X_n - X_2$ | | | |
| | | | | $X_4 - X_3$ | ... | $X_{n-1} - X_3$ | $X_n - X_3$ | | | |
| | | | | | | . | . | | | |
| | | | | | | . | . | | | |
| | | | | | | . | . | | | |
| | | | | | | $X_{n-1} - X_{n-2}$ | $X_n - X_{n-2}$ | | | |
| | | | | | | | $X_n - X_{n-1}$ | | | |
| | | | | | | | S= | Summa + tecken | + | Summa - tecken |

Nästa steg är att beräkna variansen av S. Om data är större än 10 kan följande ekvation användas vilken tar hänsyn till om datavärdena innehåller grupper med lika värden.

$$\text{VAR}(S) = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(t_p-1)(2t_p+5) \right]$$

Antalet grupper med lika tal betecknas med g och t_p är antalet tal i p:e gruppen.

S och VAR(S) används i nästa steg för att beräkna test statistiken Z enligt:

$$Z = \frac{S-1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}} \quad Z = \frac{S-1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}} \quad \text{om } S > 0$$

0

$$Z = \frac{S+1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}} \quad Z = \frac{S-1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}} \quad \text{om } S = 0$$

En Mann-Kendall trendanalys utförd på datavärdena i exempel 2 (värdena visas i tabell xx) visade att $S = 123$, $\text{VAR}(S) = 24583$ och $Z = 0,78$. Hypotesen att det inte föreligger någon uppåtgående trend kan förkastas om $Z > Z_{1-\alpha}$ ($Z_{1-\alpha}$ kan exempelvis erhållas funktionen NORMSINV i Excel). $Z_{1-\alpha}$ (ensidigt) för $\alpha = 0,05$ är 1,64 och man kan med 95% sannolikhet säga att det inte föreligger någon uppåtgående trend.

Tabell 3 Datavärden använda i vid trendanalys med Mann-Kendall teknik.

| | Jan | Feb | Mar | Apr | Maj | Jun | Jul | Aug | Sep | Okt | Nov | Dec |
|-------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| År 1 | 17,7 | 25,5 | 9,0 | 21,4 | 32,4 | 20,0 | 11,1 | 27,0 | 21,3 | 22,3 | 20,8 | 16,0 |
| År 2 | 22,3 | 6,3 | 19,2 | 29,7 | 20,3 | 22,8 | 23,9 | 20,9 | 16,0 | 37,1 | 20,2 | 22,8 |
| År 3 | 24,9 | 17,8 | 24,9 | 33,8 | 17,3 | 15,3 | 19,4 | 23,1 | 18,4 | 26,1 | 16,5 | 34,9 |
| År 4 | 27,1 | 30,1 | 20,9 | 31,3 | 19,5 | 24,6 | 20,3 | 21,9 | 22,8 | 19,4 | 20,7 | 15,0 |
| År 5 | 29,4 | 19,6 | 23,1 | 17,2 | 22,9 | 23,7 | 23,6 | 14,0 | 22,2 | 21,9 | 24,9 | 22,5 |

SGF Rapport/Report

- 1:93 Rekommenderad standard för CPT-sondering.
- 1:93E Recommended Standard for Cone Penetration Tests.
- 2:93 Rekommenderad standard för vingförsök i fält.
- 2:93E Recommended Standard for Field Vane Shear Test.
- 1:95 Rekommenderad standard för dilatometerförsök.
- 1:95E Recommended Standard for Dilatometer Tests.
- 2:95 Några pionjärprofiler i svensk geoteknik.
SJ Geotekniska Kommission 1914–1922.
- 3:95 Proceedings of the International Symposium on Cone Penetration Testing, CPT'95.
- 4:95 Kalk- och kalkcementpelare.
Vägledning för projektering, utförande och kontroll.
- 4:95E Lime and Lime Cement Columns.
Guide for Project Planning, Construction and Inspection.
- 1:96 Geoteknisk fälthandbok. Allmänna råd och metodbeskrivningar.
- 1:99 Tätskikt i mark.
Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer.
- 2:99 Metodbeskrivning för Jord-bergsondering.
- 3:99 Metodbeskrivning för Viktsondering.
- 1:2000 Geotekniken i Sverige 1920–1945.
- 2:2000 Kalk- och kalkcementpelare.
Vägledning för projektering, utförande och kontroll.
- 1:2001 Fälthandbok – Miljötekniska markundersökningar (ersätts av 1:2004).
- 1:2003 Att bygga med avfall. Miljörättsliga möjligheter och begränsningar för återvinning av avfall i anläggningsändamål.
- 1:2004 Fälthandbok – Miljötekniska markundersökningar.
- 2:2004 Armerad jord och fyllning – Nordisk vägledning.
- 3:2004 NGM 2004 – XIV Nordic Geotechnical Meeting. May 19th – 21th 2004.
- 1:2006 Metodbeskrivning för Jb-totalsondering.
- 2:2006 Metodbeskrivning för installation av inklinometerrör

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) bildades 1950 och består av drygt 850 enskilda medlemmar, med minst två års praktisk erfarenhet av geoteknik. Dessutom ingår ca 30 korporativa medlemmar i form av institutioner, högskolor, myndigheter, konsult- och entreprenadföretag samt tillverkare inom det geotekniska området.

SGF har till ändamål att främja utvecklingen inom geoteknik med grundläggning och miljögeoteknik med föredrag, diskussioner och kommittéarbeten samt att samarbeta med svenska, nordiska och övriga internationella organ med liknande inriktning.

Föreningen företräder i Sverige den internationella föreningen, the International Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (ISSMGE).

I SGF:s Rapport- och Notat- och Medlemsartikelsier utges föreningens metodbeskrivningar, monografier och dokumentation från konferenser, temadagar m.m.



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

581 93 Linköping Tel: 013-20 18 00 Fax: 013-20 19 14
Internet: www.sgf.net E-post: info@sgf.net