

Åtgärdslösningar

– erfarenheter och tillgängliga metoder

RAPPORT 5637 • DECEMBER 2006



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Åtgärdslösningar - erfarenheter och tillgängliga metoder

Johan Helldén, Johan Helldén AB
Berith Juvonen, Tyréns
Thomas Liljedahl, Umeå universitet
Sandra Broms, SPIMFAB
Ulf Wiklund, Tyréns

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620- 5637-9.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2006

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Siw Lantto

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Denna rapport redovisar projektet ”Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Efter mer än ett decennium av ökande aktivitet inom området efterbehandling av förorenade områden ansåg författarna att det var hög tid för en återkopplande tillbakablick på genomförda saneringar. Med målet att skapa ett lärande material har de kombinerat beskrivningar av de vanligaste saneringsmetoderna med erfarenheter från ett stort antal genomförda saneringar i form av fallstudier och analyser av olika material. Studien riktar sig till alla de som behöver få en insyn i hur marksanering bedrivits, vilka metoder som finns tillgängliga och hur de fungerar i praktiken.

Författarna vill inledningsvis understryka den osäkerhet som följer av att slutsatser dras om projekt baserat på den information som tillhandahålls i tillgängliga rapporter, vilka har olika kvalitet och ursprungliga syften. I de fördjupade fallstudierna har förutom genomgång av rapporter även flera parter intervjuats för att få en så rättvisande bild som möjligt av vad som hänt. Läsaren bör ha i åtanke att återblicken på genomförda saneringsprojekt är historisk och inte avsedd att befästa användningen av vissa mer eller mindre bra lösningar. Tanken är istället att materialet ska användas som en referens för val av lämpliga saneringsmetoder och främja teknikutveckling.

I projektgruppen medverkade Berith Juvonen och Ulf Wiklund, (Tyréns), Johan Helldén (Johan Helldén AB), Sandra Broms (SPIMFAB) samt Thomas Liljedahl (Miljö kemi, Umeå Universitet). Berith Juvonen var huvudförfattare till kapitel 1 och 5, analys av fallstudier, Johan Helldén till teknikbeskrivningarna i kapitel 2 och 3. Thomas Liljedahl var projektledare samt huvudförfattare till kapitel 4, enkät till behandlingsanläggningar. Sandra Broms och Berith Juvonen författade kapitel 6 om Spimfabs saneringsprojekt. Ulf Wiklund medverkade i fallstudieanalyser och rapportförfattande. Projektet har haft värdefullt stöd av en referensgrupp bestående av Anders Friström (JM), Inger Kindvall (Länsstyrelsen Gävleborg) samt Gabriella Fanger (Kemakta Konsult). Karin Kockum (Tyréns) granskade manuskriptet. Författarna vill särskilt tacka alla de som gjort projektet möjligt genom att ta fram information och svarat på frågor.

För finansieringen stod Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering samt Tyréns Stiftelse. Hållbar Sanerings kontaktperson har varit Thomas von Kronhelm på Sakab. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket december 2006

Innehåll

SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	9
1 ÖVERSIKT AV GENOMFÖRDA MARKSANERINGAR 1994-2005	11
1.1 ÖVERSIKTENS SYFTE, METOD OCH OMFATTNING	11
1.2 RESULTAT	11
1.2.1 Saneringsstrategier	12
1.2.2 Föroreningar	12
1.2.3 Uppgrävda mängder	13
1.2.4 Transporter av förorenade massor	14
1.2.5 Åtgärds mål	15
1.2.6 Restförorening	16
1.2.7 Använd åtgärdsteknik	16
1.3 SLUTSATSER	18
2 TEKNIKBESKRIVNINGAR – OMHÄNDERTAGANDE AV FÖRORENADE MASSOR	20
2.1 SCHAKT OCH SORTERING	20
2.2 MUDDRING	21
2.3 SPRIDNINGSBEGRÄNSANDE ÅTGÄRDER	22
2.4 TRANSPORT AV FÖRORENADE MASSOR	23
2.5 UTFÖRANDEKONTROLL OCH FUNKTIONSKONTROLL	23
3 TEKNIKBESKRIVNINGAR – ÅTGÄRDER	25
3.1 KLASSIFICERING OCH INDELNING	25
3.2 KONCENTRATIONS METODER	25
3.2.1 Vakuumextraktion och markventilation	26
3.2.2 Air sparging	32
3.2.3 Jordtvättning	39
3.2.4 Termisk desorption	43
3.2.5 Filterteknik och reaktiv barriär	47
3.2.6 Pumpning och behandling	53
3.2.7 Övriga koncentrationsmetoder	58
3.3 DESTRUKTIONSMETODER	59
3.3.1 Förbränning	59
3.3.2 Biologiska nedbrytningsmetoder	62
3.3.3 Övriga destruktionsmetoder	68
3.4 IMMOBILISERINGSMETODER	69
3.4.1 Stabilisering och solidifiering	69
3.4.2 Inneslutning och barriärteknik	73
4 ÅTGÄRDSTEKNIK PÅ BEHANDLINGS-ANLÄGGNINGAR – ERFARENHETER	79
4.1 SYFTE OCH METOD	79

4.2	RESULTAT	80
5	FÖRDJUPADE ERFARENHETER FRÅN FALLSTUDIER	82
5.1	STUDIERNAS SYFTE OCH OMFATTNING	82
5.2	RESULTAT	82
5.2.1	Nyckelfaktorer för respektive teknik	82
5.2.2	Sammanfattande erfarenheter från fallstudierna	89
5.3	MILJÖPÅVERKAN AV EFTERBEHANDLING	90
5.3.1	Syfte och metod	90
5.3.2	Litteraturgenomgång	90
5.3.3	Förenklad miljöpåverkansbedömning baserad på fallstudierna	92
5.3.4	Miljöpåverkan av fallstudierna jämfört med Sveriges uppsatta miljömål	100
5.3.5	Slutsatser	101
6	ÅTGÄRDSSTRATEGIER/TEKNIK I SPIMFAB-SANERINGAR – ERFARENHETER	103
6.1	SPIMFAB:S SANERING AV NEDLAGDA BENSINSTATIONER	103
6.2	EKONOMI I SPIMFAB:S SCHAKT OCH SORTERING/TRANSPORT-SANERINGAR	103
6.3	RESULTAT	104
6.3.1	Antal genomförda saneringar	104
6.3.2	Medelkostnad för saneringarna	105
6.3.3	Medelmängd renad jord och medelmängd återfylld jord	106
6.3.4	Saneringarnas omfattning och kostnadsjämförelse mellan olika projektstadier	106
6.4	SLUTSATSER	108
7	ORDLISTA	109

Bilagor:

1. Översikt av genomförda marksaneringar i Sverige 1994-2005	sid 1-62
2. Fallstudier in situ, on site och ex situ	sid 1-36
3a. Lista över behandlingsanläggningar för utskick av enkät	} sid 1-8
3b. Enkät till behandlingsanläggningar	
3c. Svarshantering av enkät	
3d. Sammanställning av enkätsvar	

Sammanfattning

Efter en kraftigt ökande aktivitet inom området förorenad mark finns ett stort behov av kunskap och erfarenheter hos de många aktörer vilka förväntas fatta beslut om åtgärdsalternativ. Projektets särskilda strategi för att bemöta detta har varit att inventera och bygga på de erfarenheter som finns från efterbehandlingar och att kombinera detta med en beskrivning av olika åtgärdsmetoder.

I en första fas gjordes en inventering och sammanställning där målet var att få en översiktlig bild av hur saneringar bedrivits. I den översiktliga sammanställningen ingår 226 objekt vilket uppskattas till ca en sjättedel av totala antalet anmälda saneringar till tillsynsmyndighet. Till sammanställningen utvaldes ett antal saneringar som genomförts av SPI Miljösaneringsfond AB, SPIMFAB, totalt 90 fall, där de 10 % största schakt och sortering/transport-saneringarna samt ett antal in situ-saneringar ingick. Kommuner, statliga eller andra privata beställare står för de resterande 136 fallen. Varje objekt beskrivs i tabellformat i bilaga 1.

Som stöd till tolkning av de beskrivna fallen eller som ett läromedel i allmänhet finns en omfattande genomgång och beskrivning av olika åtgärdstekniker. Fokus för teknikbeskrivningarna ligger i första hand på de metoder som använts i Sverige och beskrivningarna refererar till fallstudier i angränsande kapitel.

Sjutton utvalda fall analyseras fördjupat baserat på rapporter och intervjuer med inblandade parter. Projekten omfattar olika behandlingsmetoder, och tar upp såväl lyckade som problemfyllda projekt. Fallstudierna refererar till inhämtat rapportmaterial där åtgärdstekniken beskrivs, och fokuserar på i vilken grad uppställda åtgärds mål har uppfyllts, samt på att identifiera framgångskritiska faktorer som styr resultatet. Baserat på tillgängligt material i SPIMFAB:s databas har även statistik tagits fram som visar vad som styr resultat och ekonomi i ett stort antal saneringar. För att få en uppfattning om vad som händer med mottagna massor på behandlingsanläggningar genomfördes även en enkätundersökning till tillståndsgivna anläggningar.

Fallstudierna visar att mer än hälften av SPIMFAB:s in situ-projekt fick slutföras genom bortgrävning av massor. En förklaring verkar vara att det under de första åren generellt funnits liten erfarenhet av metoderna och att appliceringen av in situ-teknik baserats på för vaga förundersökningar. De in situ-saneringar som varit lyckosamma har föregåtts av grundliga kartläggningar av förorenings- och markförhållanden.

För såväl SPIMFAB:s projekt som övriga gäller att schakt och sortering/transport som åtgärdsstrategi dominerat stort. Den näst vanligaste strategin har varit in situ-saneringar med vakuumenträkning/markventilering. Även ett flertal andra in situ-metoder har använts med gott resultat, exv stimulerad nedbrytning med bakterietillsatser, eller olika former av barriärer och filter.

Marksanering är en verksamhet som i hög grad styrs av plastspecifika förutsättningar vilket kräver flexibla problemlösningar. Projektets fallstudier ger en rad exempel på olika problem av vitt skilda slag som kan uppstå.

Den klart största andelen jord som tas emot på behandlingsanläggningarna är oljeförorenad jord som behandlas biologiskt genom kompostering. Enligt behandlingsanläggningarna ger metoden goda resultat och det finns stor efterfrågan efter behandlade massor för sluttäckningar

eller som konstruktionsmaterial på deponier. Behovet av sådant material verkar vara en stark drivkraft för att ta emot förorenade massor för behandling. En inte oansenlig andel av de behandlade massorna återanvänds även som konstruktionsmaterial utanför behandlingsanläggningen.

Efterbehandling är i sig själv en miljöfarlig verksamhet och kan leda till en konflikt mellan olika nationella miljömål. Med utgångspunkt från tillgänglig litteratur om livscykelanalys (LCA) föreslås hur enkla index för sk eko-effektivitet kan användas för att värdera och styra val av saneringsåtgärder. I ett exempel visas även hur energiåtgång kan översättas till utsläpp av koldioxid och viktas mot sanerad mängd jord. Denna typ av index bör kunna användas som kriterier i upphandlingar av saneringsåtgärder. För att förbättra möjligheten att redovisa miljövinster och eventuella förluster samt styra val av åtgärder föreslås att data från miljörapporter från efterbehandlingsverksamhet sammanställs som en del av de ordinarie regionala och nationella årliga rapporterna.

Ett sammanfattande intryck av det insamlade materialet är att en hel del branschmognad och teknikutveckling skett de senaste 10 åren. Biologisk behandling dominerar som metod och genomförs nu framgångsrikt på ett stort antal behandlingsanläggningar. Jordtvätt och in situ markventilering är två metoder som haft en hel del bakslag men där aktörerna dragit lärdomar och blivit säkrare i sitt genomförande. Ett stort antal andra metoder som etablerats i omvärlden har emellertid varit svårare att etablera i Sverige (exempelvis termisk desorption, stimulerad gasfasavdrivning, kemisk oxidation, övervakad naturlig nedbrytning, filtertekniker et c). Följden av att det finns få alternativa åtgärdslösningar bidrar till att hålla priserna uppe och ger begränsande möjligheter att välja lösningar med avseende på minsta negativa miljöeffekt. Behandlingsanläggningarnas stora behov av täckmassor till avslutning av deponier är exempel på en betydande faktor som idag främjar ex situ-behandling.

En generell åtgärd för att stimulera branschutvecklingen vore att organisera systematisk återkoppling och kvalitetsutveckling. Detta kan göras genom att bygga vidare på den inventering och sammanställning som gjorts i detta projekt. Enklare standardformulär kan iordningställas, vilka ifylls och rapporteras till tillsynsmyndigheten för sammanställning. Formulären föreslås innehålla uppgifter liknande de i bilaga 1. Som för andra industriella verksamheter bör även marksanering följas upp vad gäller miljörapportering. Faktorer som exv energiåtgång är således parametrar som bör finnas med i myndighetens sammanställning. Uppgifterna sammanställs och återrapporteras till bransch och samhälle, där de kan användas som aktuellt beslutsunderlag för olika förbättringsåtgärder.

Summary

After more than a decade of accelerating activity in the soil remediation sector in Sweden, the demand for knowledge among decision makers on remedial actions has increased. In order to fill this gap, this project had adopted a strategy where experience feedback from completed remediation projects are combined with a more literature review of remediation technologies.

In an initial review, data from 226 remediation projects were collected, which according to listings by county administrations corresponds to roughly 1/6 of all completed projects. The review includes a number of 90 objects conducted by SPIMFAB (*the Swedish petroleum industries environmental remediation fund*), including their 10 percent largest ex situ remediation projects by mass weight, and a number of in situ remediation. Municipalities, government or private companies other than SPIMFAB were the operators of the other 136 projects.

Detailed case studies based on project documentation and interviews were conducted on 17 selected projects. The case studies include different remediation techniques and both successful and not successful objects are represented. The analyses of gathered project documentation focus on the achievement of remediation goals and the identification of key performance factors. Based on data of SPIMFAB's remediate objects statistics have been calculated of the main factors in result and economy. An enquiry survey directed to treatment facilities for polluted soil was undertaken in order to investigate the practice and performance of remediation technologies at stationary sites.

The clearly dominating remediation strategy for all operators was excavation and transport. The second most applied strategy was in-situ vacuum extraction and ventilation. Several other in-situ methods have been applied sporadically, often with satisfying results, i.e. stimulated bacterial degradation or different forms, barriers or filters.

The case studies report a wide range of obstacles of many kind, confirming that the performance to a large extent is controlled by site-specific conditions, which demands preparedness for flexible solutions throughout the remediation project.

The dominating amount of soil received at treatment facilities are treated biologically by covered or open composting. According to the responding operators the treatment performs well and the treated soils are mostly used for construction and top covering at landfills. A fair amount of the treated soil is disposed for use outside the facilities in road constructions or other construction projects.

Soil remediation is in itself an environmentally disturbing activity which may come in conflict with other environmental policies, such as the Swedish national environmental quality goals. Based on a review of available literature, combined with the surveyed practice of the case studies, it is suggested how so called eco-efficiency may be used to evaluate and steer the selection of remediation strategies. An example is presented where energy consumption is translated to an index of emissions of CO² in kg per remediated tonne, a type of indicator that may serve as a criterion in public tendering and final reporting of remediation projects. In order to enhance the reporting of environmental benefits from soil remediation, this type of data, collected from available environmental reports on soil remediation should be compiled and analysed periodically as part of the reporting on soil remediation activities by county administrations and the Swedish EPA.

A conclusion impression of the gathered material is that the business has matured substantially during the last decade. Ex-situ biological treatment is the dominating remediation method, which is now being practised with success at a large number of facilities in the country. Soil washing and in-situ ventilation are two methods that have experienced difficulties in many projects. The operators have however learned from the mistakes and are now practising the methods with better performance. Several other remediation methods that are common in other countries have not been established in Sweden, i.e. thermal desorption, stimulated vapour extraction, chemical oxidation, monitored natural attenuation, filters and barriers, et c. This situation leads to few available alternative methods for remediation, which keeps prices high and gives few alternatives to select environmentally friendly options.

One reason may be the great demand for remediated or weakly contaminated soil as construction material for the large number of landfills currently undergoing decommissioning. Another more general barrier for the introduction of alternative methods is the lack of a systematic feed-back system, which can report periodically on the performance of remediation projects with newer methods. Such a system, which is standard practice in many other businesses, accelerates development by keeping decision makers up to date on pitfalls and best practices. For the soil remediation sector, it is suggested that standard reporting forms are developed, including factors on remediation- as well as environmental performance. The forms should be reported to for each remediation project undertaken, to the supervising authority.

1 Översikt av genomförda marksaneringar 1994-2005

1.1 Översiktens syfte, metod och omfattning

Syftet med översikten är att ge ett underlag för analys av hur sanering hittills bedrivits. Nyttan av den samlade informationen kan t ex vara att aktörer inom marksanering kan hitta referensprojekt till hjälp vid val av nya åtgärdslösningar. Informationen kan komma att ligga till grund till val av riktning för den framtida utvecklingen inom marksanering.

Insamling av underlaget har genomförts genom i första hand kontakt med landets länsstyrelser. Av länsstyrelserna har listor insamlats över länets pågående/avslutade marksaneringar. En samlad summering av listorna visar att det totalt genomförts mellan 1 200 och 1 500 saneringar i landet. Osäkerheten i siffrorna beror på att en viss andel av de listade objekten är av typen sanering av PCB eller asbest i byggnader eller saneringar efter akuta olyckor. Utifrån listorna har sedan respektive kommuner kontaktats och underlag från olika projekt samlats in. En viktig urvalsfaktor bland de olika saneringsprojekten har varit att saneringen ska vara avslutad. För vissa objekt i sammanställningen är delområden sanerade och för vissa objekt kan ytterligare sanering ha påbörjats efter att slutrapportering gjorts. I huvudsak är dock saneringarna på de olika objekten avslutade. En annan urvalsfaktor har varit att sammanställningens objekt ska vara väl dokumenterade. För de flesta objekten har också uppgifter kunnat insamlas för de parametrar som sammanställningen omfattar. SPIMFAB-saneringarna har insamlats direkt från SPIMFAB. Urvalsfaktorer har här varit deras 10 % mängdmässigt största (tonnage) saneringar samt deras in situ-saneringar. SPIMFAB:s största saneringar är saneringar där mer än 1 100 ton jord behandlats och valdes för att lättare kunna jämföras med saneringar genomförda av andra aktörer som antogs generellt vara större än 1 000 ton jord till behandling. Av översiktens objekt var dock hälften av saneringarna mindre än den antagna mängden. In situ-saneringarna valdes för att förstärka översiktens underlag av sådana saneringar.

Insamling av underlaget har varit beroende av myndighetspersoners eller privata företagens möjlighet att tillhandahålla projektet information. Underlaget är inte heltäckande utan skulle kunna innehålla många fler objekt. Trots det kan underlaget ge en bra bild av ”Sanerings-Sverige”. Översikten *beskriver* saneringar i första hand, men vissa slutsatser av värderande karaktär finns även i underkapitlet *Slutsatser*. Sammanfattande slutsatser återfinns även i rapportens inledande sammanfattning tillsammans med slutsatser från rapportens övriga delar.

Översikten presenteras i sammanfattande form i detta kapitel. Katalogen över saneringarna återfinns i bilaga 1.

1.2 Resultat

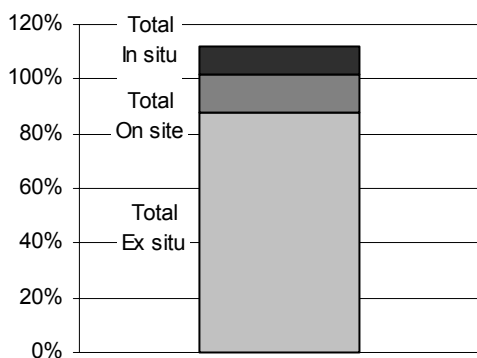
I sammanställningen ingår 226 genomförda saneringar runt om i landet. Av dessa är 90 st saneringar av nedlagda bensinstationer och genomförda av SPIMFAB (SPI Miljösaneringsfond AB). Övriga 136 saneringar är genomförda av myndigheter som kommuner och statliga verk eller andra privata problemägare.

1.2.1 Saneringsstrategier

Saneringsstrategier brukar indelas i 3 grupper:

1. Ex situ-sanering innebär att den förorenade jorden grävs upp och transporteras från saneringsområdet för att behandlas på annan plats.
2. In situ-sanering innebär att den förorenade jorden behandlas utan föregående uppgrävning.
3. On site-sanering innebär att den förorenade jorden grävs upp och behandlas på plats inom saneringsområdet.

I de saneringar som ingår i översikten och utförts av statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB användes ex situ-strategi i 88 %, in situ-strategi i 10 %, och on site-strategi i 13 % av fallen. I hälften av in situ-, eller on site-saneringarna kombinerades dessa med ex situ-strategi.



Figur 1-1. Andel av respektive saneringsstrategi för översiktens 136 genomförda saneringar som utfördes av statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB. Begreppet *total* innebär att strategin kan ha kombinerats med andra strategier.

1.2.2 Föroreningar

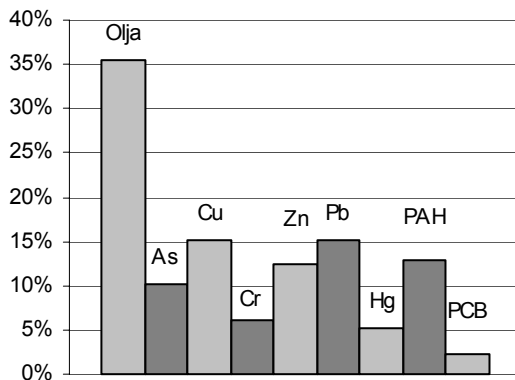
De föroreningar som har givit anledning till sanering av objekten är kopplade till den verksamhet som utövats/utövas inom området. De förorenande *verksamheterna* för respektive objekt har inte sammanställts. Med de uppgifter som har funnits i underlagsmaterial och med vedertagen kunskap kan dock kopplingar dras mellan nedan följande verksamheter/områden respektive föroreningar:

- Träimpregnering – krom (Cr), koppar (Cu), arsenik (As), zink (Zn) som var ingående föreningar i tidigare använda impregneringsmedel som exv CCA-medel (Cr, Cu och As), Bolidenindustrisalt (As och Zn) och kopparsulfat, s k kopparvitriol (Cu).
- Träimpregnering – PAH:er och dioxin. PAH:er kan kopplas ihop med det tidigare användandet av stenkolsprodukten kreosot där föroreningsgruppen ingår som komponent. Andra komponenter i kreosot är dibensofuran och fenoler. Dioxin är en biprodukt från bl a förbränningsprocesser av exv sopförbränning. Dioxin förekom

också som en ”förorening” i pentaklorfenol (PCP) som var en komponent i impregneringsmedlet KY-5.

- Skjutbanor – bly (Pb).
- Kloralkalifabriker – kvicksilver (Hg).
- Transformatorer – PCB. Tidigare innehöll oljan som användes till elektriska transformatorer ofta PCB. Transformatorer var vanligt förekommande på industriområden.
- Bensinstationer, oljedepåer – petroleumkolväten, bly (Pb).
- Kemtvättar – klorerade kolväten (lösningsmedel).
- Tätortssaneringar – ofta blandföroreningar med organiska och oorganiska ämnen. Detta tillsammans med att det förorenade materialet ofta består av utfyllnadsmaterial komplicerar tätortssaneringar i hög grad.

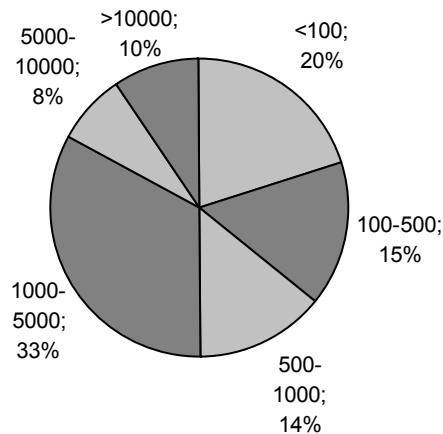
I 35 % av de 136 st saneringar som utförts av statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB sanerades oljeförorenad jord. Oljecisterner är liksom transformatorer ofta förekommande på industriområden och att det i översikten också ingår flertalet bensinstationer och oljelagringsplatser av olika slag bidrar till den vanliga förekomsten av oljeförorening. De s k ”träimpregneringsföroreningarna” arsenik, koppar, krom och zink förekom på 15 % av objekten och bly och PAH likaså.



Figur 1-2. Föroreningstyper och dess andel på saneringsobjekt som utfördes av statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB.

1.2.3 Uppgrävda mängder

Ex situ-sanering innebär schakt och sortering/transport av förorenade massor och efterföljande behandling på anläggning. I översikten ingår saneringar av väldigt skilda slag och omfattning. Mängden uppgrävd förorenad jord varierar därför mycket. De minsta schakt och sortering/transportsaneringarna omfattar uppgrävning av 15 ton förorenade massor, medan det i den största saneringen grävdes upp mer än 290 000 ton. Sammanlagt uppgrävdes och borttransporterades 1 780 000 ton förorenade massor, medan medelmängden uppgrävd jord per objekt var drygt 8 000 ton. Observeras ska att SPIMFAB:s ex situ-saneringar som ingår i översikten är deras 10 % mängdmässigt största saneringar. Dessa saneringar motsvarar tillsammans drygt 100 000 ton uppgrävd jord eller 6 % av den totala mängden uppgrävd jord.



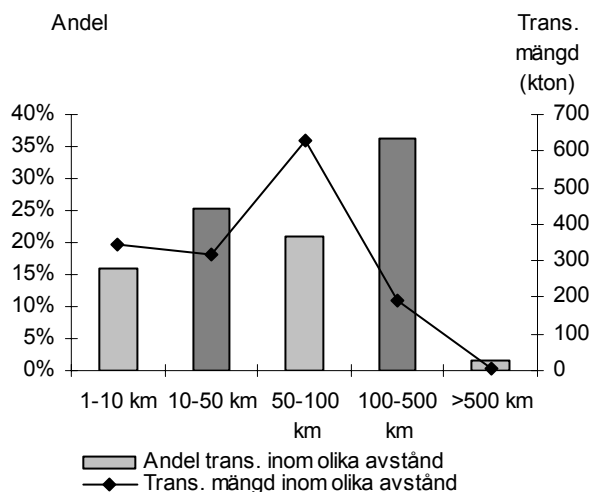
Figur 1-3. Andel av den uppgrävda mängden förorenade massor indelade i mängdklasser (angivet i ton) för samtliga av översiktens ex situ-saneringar.

1.2.4 Transporter av förorenade massor

Den uppgrävda jorden i ex situ-saneringarna kan transporteras på olika sätt till behandlingsanläggningar. I huvuddelen av fallen har transporten dock utförts med lastbil, i ett fall har transport utförts med pråm. För de objekt där transportsätt inte angivits har lastbilstransport antagits. Uppskattningsvis lastar en transport utan släp 15 ton förorenade massor och en transport med släp det dubbla, 30 ton. Eftersom upplysningar om transportsätt och storlek på transporterarna har varit knapphändiga är det svårt att bedöma hur stort antal transporter varje sanering medfört.

Transporterna har skett till olika behandlingsanläggningar runt om i landet på varierande avstånd. I vissa saneringsobjekt har transporter gått till flera olika anläggningar och där har ett genomsnittsavstånd beräknats. Medelavståndet vid transport till behandlingsanläggning var 81 km, min.avståndet var 10 km och max.avståndet 705 km.

Av samtliga objekt i översikten har 15 % av transporterarna gått till anläggning inom 10 km avstånd. 40 % av transporterarna sker inom 50 km avstånd och 60 % inom 50-500 km avstånd.



Figur 1-4. Andel transporter och transporterad mängd inom olika avstånd till mottagande behandlingsanläggning för översiktens samtliga schakt och sortering/transportsaneringar.



Figur 1-5. Bilden visar lastning av förorenade massor vid saneringen av Hanssons Såg i Luleå, 2003 (projekt 3, bilaga 1). (Foto: Thomas Liljedahl).

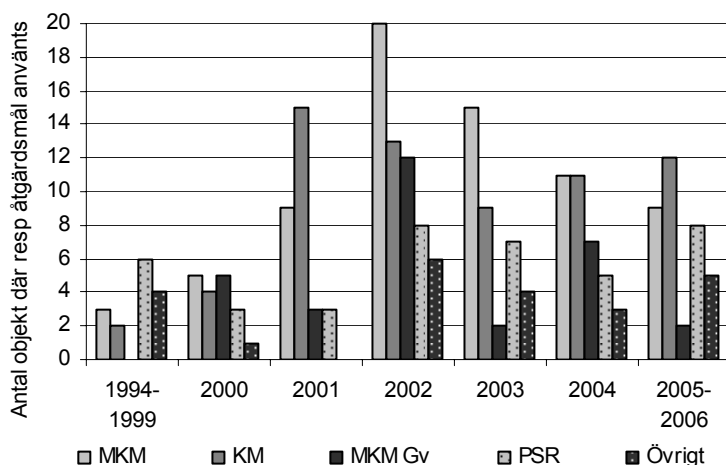
1.2.5 Åtgärds mål

Saneringarna styrs efter ett uppsatt mål för saneringen som i de flesta fall definieras som de föroreningshalter som objektet får innehålla efter avslutad sanering, d v s godkända resthalter av de aktuella föroreningarna. Naturvårdsverket anger i sina rapporter *Generella riktvärden för förorenad mark* och *Metodik för inventering av förorenade områden* och *Förslag på riktvärden för förorenade bensinstationer* (Naturvårdsverket och Svenska Petroleuminstitutet) med rapportnr 4638, 4918 respektive 4889 - *generella riktvärden* för ett antal föroreningar.

De generella riktvärdena utgår från den markanvändning som objektet ska ha efter avslutad sanering då miljö- och hälsoriskerna med kvarlämnade föroreningar beror på hur människor och miljö *exponeras* av föroreningen. Följaktligen är exponeringsrisken högre om objektets markanvändning är bostäder än park. På detta sätt är de generella riktvärdena uppdelade i klasser efter *känslig markanvändning, KM* (bostäder), *mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd, MKM Gv* (kontor, butiker, lättare industriändamål m m) och *mindre känslig markanvändning, MKM* (industri m m, inget gv-uttag inom det förorenade områdets påverkansområde). Markanvändningsklasserna *Park och mark med litet utnyttjande, MLU* kan även användas för mark vid förorenade bensinstationer.

De generella riktvärdena används ofta som åtgärds mål, men i många fall används också tillämpade riktvärden, s k *platsspecifika riktvärden, PSR*. I de platsspecifika riktvärdena har de verkliga förhållandena på platsen vägts in i riskbedömningen av föroreningsituationen och riktvärden för några eller flertalet av de aktuella föroreningarna eller föroreningsfraktionerna har tagits fram för den specifika platsen.

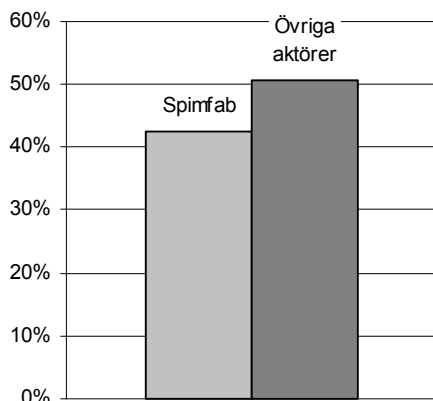
Vilka åtgärds mål som använts för de olika saneringsobjekten visas i tidserier i figuren nedan. Figuren visar att ingen direkt tidstrend i vilka åtgärds mål som använts vid saneringar kan avläsas. De generella riktvärdena MKM och KM har använts i flest saneringsobjekt i alla tidsserier förutom tiden innan rapporten om generella riktvärden fanns tillgänglig (1994-1999). Naturvårdsverkets rapport nr 4638 *Generella riktvärden för förorenad mark* utkom 1997.



Figur 1-5. Åtgärds mål för översiktens objekt. I åtgärds mål PSR räknas även riktvärden som benämns som *tillämpade riktvärden*. I åtgärds mål Övrigt räknas alla åtgärds mål som inte beskrivs som MKM, KM, MKM Gv eller PSR, exv 2 ggr MKM eller liknande.

1.2.6 Restförening

Restförening är kvarlämnade förorenade massor med halter överstigande det angivna åtgärds målet. Att massorna lämnas kan bero på schaktsvårigheter eller/och att kostnaden för att sanera alla massor inte är rimlig. Andelen objekt där restförening har lämnats ligger runt 50 % av sanerade objekt. Volymen lämnad restförening uppskattas dock som liten och acceptabel inom respektive saneringsprojekt.

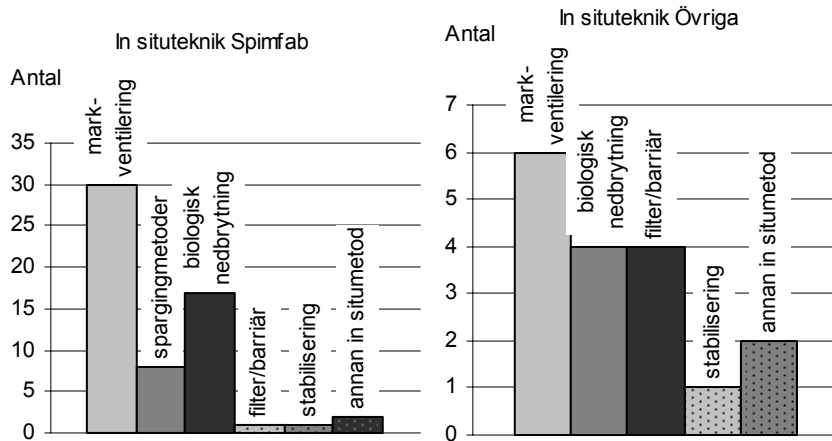


Figur 1-6. Andelen objekt där restförening har lämnats.

1.2.7 Använd åtgärdsteknik

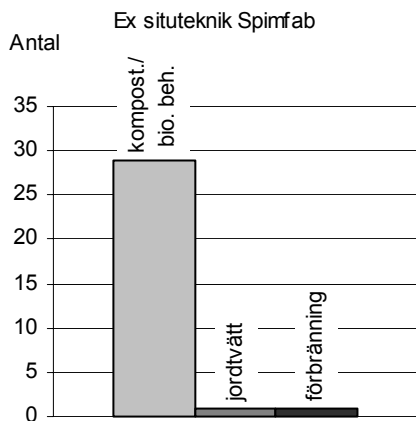
I översikten ingår 37 st in situ-saneringar som SPIMFAB genomfört på nedlagda bensinstationer. Av dessa saneringar användes vakuumenträkning eller markventilering på 30 av 37 objekt. I 17 objekt användes biologisk nedbrytning som åtgärdsteknik och i 8 objekt air sparging av mättad zon. Övrig teknik som användes i SPIMFAB-saneringar var åtgärder som komplement till annan teknik. Dessa var filter/barriär, stabilisering, eller annan in situ-metod. Flera olika tekniker kan ha använts på samma objekt.

In situ-saneringar genomförda av statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB var 14 st. Av dessa användes vakuumentextraktion eller markventilering i 6 objekt, biologisk nedbrytning och filter/barriär i 4 objekt och stabilisering och annan in situ-metod i 1 respektive 2 objekt. Flera olika tekniker kan ha använts på samma objekt.



Figur 1-7. Antal olika in situ-tekniker som har använts på objekt genomförda av SPIMFAB respektive övriga problemägare. Observera att skalorna är olika i diagrammen.

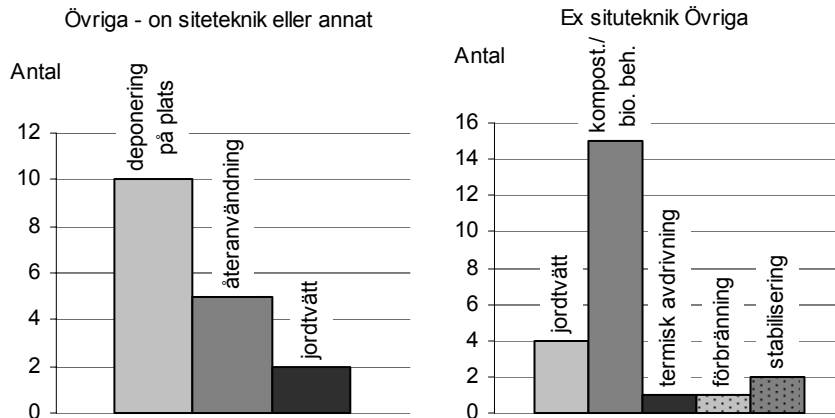
Den stora andelen av översiktens objekt (88 %) åtgärdades genom ex situ-sanering. För de flesta objekt har inte uppgifter funnits om hur de borttransporterade massorna skulle behandlas på respektive anläggning. I de ca 30 fall av SPIMFAB:s saneringar där sådana uppgifter fanns uppgavs det i 29 fall vara biologisk behandling genom kompostering som skulle genomföras på anläggningen.



Figur 1-8. Antal olika ex situ-tekniker i SPIMFAB-saneringar där uppgifter om teknik givits.

För de ex situ-saneringar som statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB genomfört har det i 22 fall funnits uppgifter om vilken teknik som skulle användas på respektive mottagande anläggning. Av dessa uppgavs det för 15 st objekt vara biologisk behandling genom kompostering, för 4 st objekt jordtvätt och för ytterligare 1-2 objekt termisk avdrivning, förbränning eller stabilisering som ska användas. I de objekt som de övriga aktörerna genomfört finns även on site-saneringar och i 10 fall av 16 är det deponering på

plats som innebär åtgärdslösningen. I 5 fall har återanvändning av förorenade massor skett där massor transporterats till områden där lägre krav kan användas, exv vid vägbyggen. I 2 fall har jordtvättning utförts. I ett av dessa fall har restmassorna efter jordtvätten deponerats på plats och i det andra fallet har massorna deponerats på anläggning.



Figur 1-9. Antal ex situ-/on site-teknik på Övriga objekt där uppgifter givits, d v s de saneringar som har genomförts av statliga, kommunala eller privata problemägare andra än SPIMFAB.

1.3 Slutsatser

Sammanställningen ger en bild av hur efterbehandling bedrivits från mitten av 1990-talet och framåt och innehåller en mångfald av information som kan användas som underlag för framtida planering i marksaneringssammanhang.

Största andelen av alla saneringar, ca 90 % har utförts genom schakt och sortering/transport till behandlingsanläggningar.

Transport med lastbil är den faktor som antas stå för den största negativa miljöpåverkan från saneringarna. Avståndet till mottagningsanläggning är därmed en avgörande faktor. En analys av transportavstånden visar exv att i 35 % av fallen har massorna transporterats mellan 100-500 km till behandlingsanläggning, se vidare analys i kap. 5.3.

Bland övriga saneringsstrategier dominerar grundvattenpumpning och vakuumenträktion. Dessutom har flera andra metoder provats på enstaka objekt, ofta med gott resultat.

Bland de föroreningar som sanerats dominerar oljeprodukter, vilka står för 35 % av fallen exkl SPIMFAB:s objekt. Övriga föroreningar som sanerats i stor omfattning är PAH:er, CCA (koppar, krom och arsenik), samt bly.

Som åtgärds mål har NV:s generella riktvärden använts i 70 % av fallen. I övrigt har platsspecifika riktvärden, PSR använts i 15 % av saneringarna och andra formuleringar av mål, s k *övriga* har använts i 15 % av saneringarna. Detta ger en tydlig illustration av de generella riktvärdenas genomslag i den praktiska verksamheten. Övriga formuleringar av åtgärds mål som använts är exv *minskning av föroreningshalter i mark eller vatten med 90 %*, eller ospecificerade *minskad påverkan på omgivningen*. I översikten anges, i de fall data funnits, vilka åtgärds mål som använts och i vilken grad de har uppfyllts, se bilaga 1.

I de flesta projekt har någon komplikation uppstått som gjort att man fått nöja sig med vissa avvikelser från målen. Vid ca 50 % av schakt och sortering/transport har mindre rester av föroreningar lämnats kvar på grund av schakttkniska skäl, exv under byggnader,

betongplattor, vägar eller liknande hinder. I flera fall har saneringarna komplicerats av olika udda svårigheter som exempelvis att föroreningen befunnit sig i bergsprickor.

En stor andel av in situ-saneringarna har haft svårigheter att nå uppställda mål. Ur materialet är det dessvärre ofta svårt att finna de direkta orsakerna. Av det som kan utläsas framgår att det generellt verkar bero på för svaga förundersökningar. Följderna kan ha varit enstaka ventilationsbrunnar där problem med luftströmningen funnits med nedsatt sanerings-effekt som resultat. I några fall har förekomsten av lågpermeabla jordarter försvårat luftströmningen, se vidare kapitel 5.

2 Teknikbeskrivningar – omhändertagande av förorenade massor

2.1 Schakt och sortering

Vid sanering av ett förorenat markområde genomförs ofta schaktning av förorenade massor. Schaktningen bedrivs i allmänhet pallvis eller skiktvis för att möjliggöra kontinuerlig provtagning på framgrävda ytor. Schaktningen kan utföras såväl under som ovanför grundvattenytanivån. Vid schaktning under grundvattenytanivån bör avledning/bortpumpning av tillrinnande grundvatten utföras. Därigenom kan schaktningsarbete under grundvattenytan bedrivas med ungefär samma metodik som schaktningsarbete ovanför grundvattenytan.

Vid schaktning av förorenad jord är det av arbetsmiljöskäl viktigt att schaktens stabilitet beaktas och kontinuerligt kontrolleras. Risk för skred på grund av instabila schaktväggar kan föreligga. Såväl större som mindre saneringsentreprenader som omfattar urgrävning av förorenade massor bör föregås av att det aktuella saneringsområdet besiktigas av geoteknisk expertis.



Figur 2-1: Skiktvis/pallvis schaktning av blyförorenad jord i skjutvall/kulfång. (Källa: Johan Helldén AB).

Urgrävning av förorenad jord kombineras i allmänhet med bortsortering av större stenar, block, avfallsfragment m m. I de enklaste fallen används en så kallad siktskopa som avlägsnar grovmaterialet i samband med själva urgrävningsarbetet. Vid arbete med förorenade fyllnadsmaterial används ofta sorteringsverk för att avskilja stenar, block och avfallsrester från det deponerings- eller behandlingsbara jordmaterialet. Läs mer om schakt och sortering/transportsaneringar i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 195/205 och 136.

2.2 Muddring

Förorenade sediment avlägsnas med hjälp av olika muddringsmetoder varav de vanligaste är:

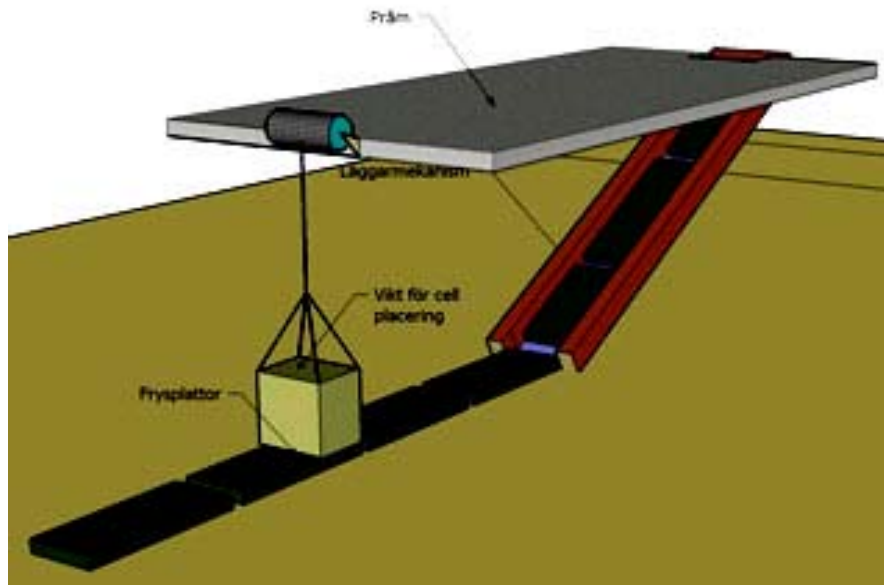
- Sugmuddring
- Grävuddring
- Frysmuddring

Sugmuddring innebär att det förorenade sedimentet sugs upp med hjälp av vakuum. Idag finns helautomatiska mudderverk som kontinuerligt anpassar vakuum för att minimera sedimentets vatteninnehåll. Vid grävuddring används skopa eller skovlar som gräver upp sedimentet ungefär på samma sätt som man gräver upp jord eller fyllnadsmassor. Läs mer om sugmuddring i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 96.

Grävuddring medför i allmänhet en omfattande uppgrumling med påverkan på vattenmiljön som följd. Grävuddring har därför till stor del kommit att ersättas av sugmuddring, särskilt i trånga hamnbassänger och i områden där den akvatiska miljön har ett högt skyddsvärde.

Oavsett metodik vid muddring kommer de uppfordrade sedimenten att innehålla minst 75 % vatten. Det innebär att avvattning av sedimenten alltid erfordras före behandling eller deponering. Den vanligaste metoden för avvattning har sedan länge varit lagring av sedimentet i tillfälligt anlagda avvattningstaguner. Dessutom förekommer olika mekaniska avvattningsmetoder som t ex kammarfilterpress och silbandspress.

Ett alternativ till sug- och grävuddring är sk frysmuddring varvid sedimentet stabiliseras med hjälp av infrysning och därefter lyfts från botten. Kylan kan antingen tillföras via särskilda köldplattor på vilka det förorenade sedimentet ”frysas fast” eller med hjälp av en köldbärarvätska som cirkuleras i sedimentet. Frysmuddring är en relativt energikrävande muddringsmetod (eftersom kyla måste tillföras bottensedimentet) men innebär samtidigt att omgivningspåverkan på vattenmiljön i form av grumling minimeras. Det frusna sedimentet transporteras i köldisolerade specialcontainrar till lämplig behandlings- eller deponeringsanläggning. Läs mer om frysmuddring i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, (pilotsanering).



Figur 2-2: Frysmuddring – en metod för att omhänderta förorenade bottensediment (Källa: FriGeo AB)

2.3 Spridningsbegränsande åtgärder

Vid såväl uppgrävning av förorenade jordmassor som muddring av förorenade bottensediment föreligger risk för såväl ökad utlakning som ökad partikelspridning.

För muddringsarbete finns sedan lång tid tillbaka skyddsrutiner och skyddsåtgärder för att motverka främst spridning av uppvirvlade bottensediment. Bl a anläggs tätskärmar av materialseparerande geotextil eller motsvarande kring det vatten- och sedimentområde som berörs av muddringsarbetet.

Vid schaktning av förorenad jord kan passiva markfilter/reaktiva barriärer anläggas nedströms det område som omfattas av grävnings- och schaktningsarbetena. Erfarenheter från en lång rad projekt avseende uppgrävning av främst metallförorenad jord (impregneringsplatser m m) visar att markingreppet kan ge upphov till en ökad utlakning och spridning av främst metallföroreningar i åtskilliga år efter åtgärdernas genomförande. Med hjälp av ett markfilter/reaktiv barriär som t ex anläggs i en utvidgad dikessektion kan föroreningsläckaget i samband med sanerings- och efterbehandlingsarbetet begränsas. Främst hindras spridningen av partiklar men även vattenlösta föroreningsämnen kan ”fångas upp” i den reaktiva barriären förutsatt att lämplig filtersorbent har utprovats, se exempelvis fallet EK2 transformatorstation i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 70.

Vid schaktningsarbeten under grundvattenytan bör grundvattengradienten ”vändas” så att grundvattenströmningen sker i riktning mot det förorenade området. Grundvattengradienten kan påverkas/styras med hjälp av t ex separationspumpning. Pumpning i syfte att påverka gradienten bör företrädesvis ske på ett djup understigande föroreningsdjupet. Ett alternativ till pumpning är hydraulisk avledning, d v s anläggande av en eller flera horisontella ”dräner” i grundvattenzonen. Såväl separationspumpning som hydraulisk avledning kan beroende av det pumpade grundvattnets föroreningsinnehåll behöva kombineras med olika typer av grundvattenrening (t ex kolfilterrening, markbädd eller omvänd osmos).



Figur 2-3: Exempel på passivt markfilter som har anlagts nedströms ett förorenat markområde för att hindra spridning/läckage av metallförorening i samband med schaktning av förorenad jord. (Källa: Johan Helldén AB)

2.4 Transport av förorenade massor

Transport av förorenade massor sker i allmänhet med lastbil även om tåg- och pråmtransporter förekommer. Enligt genomgång av svenska efterbehandlingsprojekt i kapitel 1, samt enkäten i kap 4, visas att transporter av förorenade massor räknat i tonnage till ca 90 % utförs med lastbil medan ca 10 % transporteras med tåg eller pråm. Generellt gäller att transport av damningsbenägna eller ”luktande” förorenade massor bör ske på täckta lastbilsflak eller i container. Damning kan effektivt motverkas genom att torra massor befuktas lätt med t ex vattenspridare före transport.

För transport av förorenade massor som utifrån genomförd avfallskaraktäristik klassificeras som farligt avfall gäller i allmänhet särskilda regler. T ex ska det transportföretag som utför transporten inneha tillstånd att transportera farligt avfall. Koncentrerade föroreningsrester (t ex fri produktfas av oljekolväten eller klorerade lösningsmedel) kan behöva transporteras i s k ADR-fordon med särskilda krav på transportsäkerhet, förarbevis m m.

2.5 Utförandekontroll och funktionskontroll

Ett viktigt moment vid efterbehandling av förorenade områden är utförandekontroll, d v s kontroll av att marksaneringen sker till de acceptabla resthalter/mätbara åtgärds mål som fastställts för det aktuella området. Utförandekontrollen omfattar i allmänhet mätning/kontroll av föroreningshalter direkt i fält. Direktmätning kan t ex utföras med XRF-instrument

(metaller) eller med PID/FID-instrument (flyktiga organiska föreningar). Därutöver finns en lång rad metoder för bestämning av specifika organiska ämnen, t ex immunoassay, portabel GC eller GC-MS.



Figur 2-4: Utförandekontroll vid sanering av f d deponi i anslutning till f d Försvarsmaktsrelaterad försöksverksamhet. Specialutbildad personal arbetar i helskyddsdräkt med friskluftsmask. (Källa: Johan Helldén AB och FOI NBC-skydd).

Vanligen används XRF- och PID-instrument i kombination med att prover tas ut för efterföljande laboratorieanalys. Därigenom kan fältdata kalibreras mot analysdata som erhållits vid genomförda laboratorieanalyser.

Med en korrekt genomförd utförandekontroll säkerställs att föroreningsnivåerna i de jord- eller sedimentmassor som kvarlämnas understiger för området uppsatta åtgärds mål.

Med funktionskontroll avses en mer långsiktig uppföljning av ett efterbehandlat markområde. T ex kan spridningen av föroreningar från ett efterbehandlat markområde följas upp under en längre tidsperiod för att undersöka de genomförda åtgärdernas långsiktiga miljöeffekter (såväl positiva som negativa).

3 Teknikbeskrivningar – åtgärder

3.1 Klassificering och indelning

Åtgärdsmetoder som angriper själva föroreningskällan eller en spridningsplym kan delas in i tre huvudkategorier:

1. Koncentrationsmetoder
2. Destruktionsmetoder
3. Immobiliseringsmetoder

Koncentrationsmetoderna syftar till att med hjälp av olika former av extraktion insamla och koncentrera föroreningsämnena. Föroreningskoncentratet kan därefter omhändertas genom deponering/inneslutning eller förstöras genom destruktion. Exempel på koncentrationsmetoder är vakuumextraktion, jordtvättning och termisk desorption.

Destruktionsmetoder syftar till att destruera föroreningsämnena och destruktionsmetoder är således uteslutande tillämpbara på organiska föroreningsämnen. Exempel på destruktionsmetoder är förbränning och olika kemiska och biologiska nedbrytningsmetoder.

Immobiliseringsmetoderna syftar till att minska biotillgängligheten och hindra fortsatt spridning av föroreningsämnen från en föroreningskälla.

En annan vanligt förekommande indelning av efterbehandlingsmetoder är *in situ*, *on site* och *ex situ*. Med *in situ*-metoder avses efterbehandlingsmetoder som genomförs på platsen utan föregående uppgrävning av mark- eller sedimentföroeningen. Även *on site*-metoder utförs på platsen men efter föregående schaktning och/eller muddring. Med *ex situ* avses en efterbehandlingsmetod som utförs vid en godkänd mottagnings- eller behandlingsanläggning för förorenade massor, t ex i anslutning till en avfallsdeponi.

3.2 Koncentrationsmetoder

Med koncentrationsmetoder avses här metoder som i första hand syftar till att extrahera och ”koncentrera upp” föroreningar från ett förorenat markområde. Exempel på koncentrationsmetoder är olika former av vakuumextraktions- och spargingmetoder, jordtvättningsmetoder och termiska desorptionsmetoder. Även pumpning och behandling av förorenat grundvatten och filterteknik/ reaktiva barriärer kan betraktas som koncentrationsmetoder.

Avgränsningen mot destruktionsmetoder är långt ifrån självklar eftersom koncentration av föroreningar i filter- eller tvättprocesser ofta efterföljs av någon form av destruktion av det insamlade föroreningskoncentratet. I allmänhet tillkommer destruktionsprocessen i ett efterföljande behandlingssteg, som t ex förbränning i efterbrännkammare vid termisk desorption och katalytisk oxidation vid vakuumextraktion.

Karaktäristiskt för här beskrivna koncentrationsmetoder är att destruktion i så gott som samtliga fall kan ersättas med omhändertagande av föroreningsämnena i någon form av filteranläggning (aktiverat kolfilter, biofilter eller motsvarande).

3.2.1 Vakuumextraktion och markventilation

Översiktlig metodbeskrivning

Vakuumextraktion (ibland även benämnd markventilation) är en efterbehandlingsmetod som huvudsakligen tillämpas in situ. Tillämpningar on site eller i fasta behandlingsanläggningar förekommer (vakuumtält m m).

Metoden används för jord som förorenats av flyktiga eller halvflyktiga kolväten. Med hjälp av vakuumpumpar skapas ett undertryck i den omättade zonen varvid ett massflöde uppstår. Den extraherade föroreningen behandlas ovan mark genom t ex filtrering i aktiverat kolfilter eller katalytisk förbränning.

Undertrycket i den omättade zonen skapas med hjälp av en eller flera vakuumpumpar som är anslutna till extraktionsbrunnar installerade ovanför grundvattenytan. Ibland kombineras extraktion av luft med tillförsel av förvärmad luft för att öka temperaturen i den omättade zonen, därigenom ökar också volatiliseringsgraden.

Styrande faktorer

De faktorer som styr saneringsresultatet vid tillämpning av vakuumextraktion är främst:

- Luftpermeabiliteten i den omättade zonen
- Föroreningens ångtryck och Henrys lags konstant



Figur 3-1: Exempel på anläggning för vakuumextraktion. Efterbehandling av markområde vid f d F18 Tullinge som har förorenats av flygdrivmedel (Källa: MB Envirotech AB och Johan Helldén AB)

Projektering och systemdesign

För att kunna projektera ett system för vakuumextraktion i full skala krävs kännedom om såväl den aktuella föroreningens egenskaper som markområdets/ matrisens egenskaper. Exempel på förorenings- och platsrelaterade egenskaper som måste vara kända för att en vakuumextraktionsanläggning skall kunna projekteras är bl a:

- Föroreningens koncentration och utbredning
- Föroreningens ångtryck och Henrys lags konstant
- Föroreningens löslighet och sorptionsegenskaper
- Föroreningens densitet
- Föroreningens fasfördelning (vatten-fastfas-porluft-fri produktfas)
- Jordmatrisens luftpermeabilitet och porositet
- Jordmatrisens vatteninnehåll/vattenkvot och organiska halt
- Jordmatrisens kornstorleksfördelning
- Djupet till grundvattenytan/omättade zonens mäktighet
- Förekomst av ledande/dränerande strukturer (ledningsbäddar, kulvertar m m)
- Förekomst av hårdgjorda/tätande marktytor (asfaltbeläggningar, fundament m m)

Design av fullskaleanläggning för vakuumextraktion bör alltid föregås av ett sk pilot-skaleförsök inom en begränsad men representativ del av det förorenade markområdet. Pilotskaleanläggningen bör som ett minimum omfatta:

- Extraktionsbrunn med avvattningsanläggning/kondensor
- Vakuumpump
- Sonder för undertrycksmätning i minst 3 mätpunkter
- Filter för omhändertagande av extraherad VOC och/eller anläggning för katalytisk förbränning av VOC.
- Kalibrerade flödesmätare
- Kalibrerade vakuummätare
- Utrustning för kontinuerlig provtagning och analys av extraherad porluft (t ex PID, fält-GC och FID)

Det råder olika uppfattningar om under hur lång tidsperiod ett pilotskaleförsök skall pågå. En tumregel brukar vara att ett pilotskaleförsök bör pågå tills 1-2 porvolym luft har omsatts inom den del av det förorenade området som pilotskaleförsöket omfattar.

Resultaten från pilotskaleförsöket brukar i allmänhet utvärderas med någon form av databaserad flödesmodell (t ex HYPER VENTILATE eller AIR 3D). Med hjälp av pilotskaleförsöket och den efterföljande modelleringen/resultatbearbetningen fastställs följande processparametrar:

- Erforderligt extraktionsflöde
- Erforderligt vakuum
- Influenzradie kring installerade extraktionsbrunnar
- Föroreningskoncentrationen i extraherad porluft

När processparametrarna är kända kan fullskaleanläggningen projekteras med avseende på:

- Antalet extraktionsbrunnar
- Extraktionsbrunnarnas lokalisering
- Extraktionsbrunnarnas utformning (djup till perforerat intervall m m)
- Vakuumpumpanläggningens flödeskapacitet
- Behovet av avvattningsanläggning/kondensor
- Luftreningsanläggningens kapacitet och utformning
- Utrustning för registrering av tryck, flöde, temperatur m m
- Pilotskaleförsök och modellering ger även ett underlag för bedömning av tidsåtgång och kostnader för att uppnå uppställda åtgärds mål.

Tillämpning

Vakuumenträktion tillämpas nästan uteslutande på markföroreningar bestående av flyktiga organiska föreningar (VOC och s-VOC) i den omättade zonen ovanför grundvattenytan. Jordlagren bör vara homogena och uppvisa en relativt hög permeabilitet. Det råder delade meningar om metodens tillämpbarhet i jordar med finare kornstorlek än sand.

Som en tumregel brukar anges att vakuumenträktion är tillämpbar på föroreningar som uppfyller följande två kriterier:

- Föroreningsämnenas ångtryck bör överstiga 1 mmHg vid 20 °C
- Henrys lags konstant för de aktuella föroreningsämnena bör överstiga 0,01 (sortlös form)

Exempel på föroreningssituationer där vakuumenträktion/markventilation tillämpas är:

- Förorening av fordonsbensin eller jetbränsle
- Förorening av klorerade alifater (trikloretylen, dikloretylen, vinylklorid m fl)

Kontroll av behandlingsresultat

Behandlingsresultatet vid vakuumenträktion kan i huvudsak kontrolleras på följande två sätt:

- Kvantitativ bestämning av mängden extraherad förorening
- Uppföljande jordprovtagning inom det förorenade markområdet

I allmänhet undersöks båda dessa parametrar. Mängden extraherade kolväten kan kvantifieras genom kombinerad VOC- och flödesmätning på extraherad luft. Jordprovtagning utförs inom det behandlade markområdet efter avslutad (eller tillfälligt avbruten) behandling. VOC-mätning på extraherad luft kan kombineras med VOC-mätning via porluftsonder installerade inom det förorenade området. Uppföljande VOC-mätning under saneringsarbetets gång ger en relativt god uppfattning om metodens tillämpbarhet för den aktuella föroreningssituationen, behov av eventuella justeringar i design och utförande m m.

Begränsningar och kända negativa effekter

Metoden är begränsad till behandling av relativt lättflyktiga organiska föreningar i högpermeabel jord ovanför grundvattenytan. Vid en vattenkvot överstigande 20 % uppstår svårigheter att extrahera vattenlösliga flyktiga föreningar (t ex aceton, fenoler, alkoholer m fl). Metoden är temperaturberoende. Vid tillämpning vintertid eller i kallt klimat erfordras tillsats av förvärmad luft vilket i allmänhet leder till ökade efterbehandlingskostnader.

I vissa fall kan det vakuum som skapas i den omättade zonen leda till ett tillflöde av flyktiga organiska föreningar från angränsande förorenade markområden. Det är således väsentligt att även kringliggande föroreningskällor kartläggs med avseende på förekomst av VOC och s-VOC.

Närbesläktade/assisterande metoder

Metoder som kan forcera utbytet av vakuumenträkningar är:

- Radio-frequency heating
- Ånginjektering
- Elektrisk markuppvärmning

Vid radio-frequency heating används radiovågor för att öka marktemperaturen och därmed öka de organiska föreningarnas volatiliseringsgrad. Radiovågorna emitteras via elektroder som placeras i borrhål inom det förorenade markområdet. Extraherade kolväten insamlas via extraktionsbrunnar och behandlas med filterteknik eller katalytisk oxidation. Endast ett fåtal fullskaleförsök finns rapporterade.

Vid ånginjektering tillförs ånga via injektionsbrunnar placerade inom det förorenade markområdet. Genom tillförseln av ånga ökar jordmatrixens temperatur och därmed också flyktigheten hos förekommande organiska föroreningsämnen. Extraherade kolväten insamlas via extraktionsbrunnar och behandlas med filterteknik eller katalytisk oxidation. Endast ett fåtal fullskaleprojekt finns rapporterade. Hagforstvädden är det första genomförda projektet med ånginjektion i Sverige (nr 32, bilaga 1).

Elektrisk markuppvärmning är en relativt ny efterbehandlingsmetod, som hittills enbart utprovats i USA. Metoden är utvecklad vid U.S Department of Energys Pacific Northwest National Laboratories. Metoden kombinerar resistiv uppvärmning med konventionell vakuumenträkningar. Elektrisk spänningspotential skapas genom ett system av sex elektroder vilka installeras i det förorenade området i en hexagonal konfiguration. Tillämpad spänning varierar beroende av markens ledningsförmåga, önskad temperatur, föroreningsens utbredning m m. Spänningspotentialen mellan elektroderna genererar en elektrisk ström i den förorenade jorden. Jordens resistivitet ger upphov till en temperaturstegring. När jordmassan uppnått en temperatur av ca 100 °C börjar porvattnet koka och vattenånga bildas. Vattenången avdriver de volatila och semivolatila föroreningsämnena från porvattenfasen. Genom att jordmassans vatteninnehåll minskar ökar luftpermeabiliteten varvid ytterligare volatilisering kan ske. Avdrivningen av föroreningsämnen sker via extraktionsbrunnar i vilka ett vakuum skapas med hjälp av undertryck. Metoden - som i USA går under namnet "Six-phase soil heating"- har bl a tillämpats på lågpermeabla jordar som förorenats av tetra- och trikloretylen.

Status och referensprojekt

Från ett internationellt perspektiv kan vakuumextraktion betraktas som en etablerad och allmänt accepterad efterbehandlingsteknik för förorenade områden. I USA har metoden hittills tillämpats vid ca 12 % av de sk Superfundobjekten samt varit flerfaldigt representerad i SITE-programmet. Metoden brukar betraktas som den mest frekvent tillämpade in situ-behandlingsmetoden i USA.

I USA har emellertid traditionell vakuumextraktion baserad på extraktion av porluft i kombination med passiv lufttillförsel under senare år alltmer övergivits till förmån för metoder baserade på forcerad ventilation med hjälp av markuppvärmning (geoelektrisk markuppvärmning/six phase soil heating, radio-frequency heating, ånginjektering m m). Av sammanlagt 500 registrerade behandlingsmetoder i det amerikanska Naturvårdsverkets databas Reach It - som sponsras av Superfund-projektet och som utgör en ”katalog” över tillgängliga åtgärdsteknologier för förorenade områden- utgörs ca 25 st av olika konventionella vakuumextraktionsmetoder medan 28 st är baserade på någon form av markuppvärmning.

Metoder baserade på markuppvärmning får dock betraktas som innovativa eftersom erfarenheterna än så länge är baserade på bänk- och pilotskaleförsök samt ett begränsat antal fullskaleförsök. I kontrollerade pilot- och fullskaleförsök med forcerad ventilation (radio-frequency heating och elektrisk markuppvärmning) utförda inom ramen för det amerikanska SITE programmet (rapporterade demonstrationsförsök maj 2003) har den rapporterade reningseffekten varierat mellan 50 - 95 %.

Vakuumextraktion och olika typer av forcerad markventilation har också haft relativt stor tillämpning vid efterbehandlingsprojekt i Danmark och Nederländerna.

I Sverige har vakuumextraktion främst tillämpats vid efterbehandling av bensin- och drivmedelsförorenade markområden (SPIMFAB, oljebolag, Försvarsmakten m fl). SPIMFAB har påbörjat ca 50 st in situ-entreprenader, i huvudsak med markventilation/vakuumextraktion som behandlingsmetod (hösten 2004). Av dessa entreprenader har 45 st avslutats. Vid ungefär hälften av de genomförda in situ-entreprenaderna har kompletterande gräv- och schakt-sanering varit nödvändig att genomföra för att uppnå fastställda åtgärds mål. Vid övriga in situ-entreprenader har fastställda åtgärds mål uppnåtts utan att kompletterande gräv- och schakt-sanering behövt tillgripas, se vidare fallstudier i bilaga 1 och 2.

Försvarsmakten har genomfört fullskaleförsök med vakuumextraktion vid bl a Malmens provflygfält i Linköping (1995-1996) och vid f d F18 Tullinge i Botkyrka kommun (2004). I båda fallen har föroreningen utgjorts av rester av flygplansdrivmedel och/eller vanlig fordonsbensin. Reningseffekten har i båda fallen varit begränsad och vid uppföljande undersökningsinsatser har relativt stor förekomst av restföroreningar konstaterats. I båda fallen har också jordlagren visat sig innehålla relativt stora inslag av finjordsmaterial (silt och lera) till vilka föroreningsresterna varit koncentrerade.

Ofta kombineras vakuumextraktion med andra metoder som t ex bioventilation/ biologisk nedbrytning. Goda behandlingsresultat har bl a rapporterats från en genomförd fullskalebehandling av ett bensinstationsområde i Götene kommun. Vid efterbehandlingen som genomfördes 2003 kombinerades vakuumextraktion i den omättade zonen med biologisk nedbrytning genom tillförsel av bl a ”kväverik näringslösning”. I den omättade zonen installerades sammanlagt 9 st ventilationsbrunnar. Extraerad porluft renades via ett kolfilter. Projektet beskrivs närmare i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 79.

Det entreprenadföretag i Sverige som genomfört det största antalet efterbehandlingsprojekt med vakuumenträktion är MB Envirotech (numera Soilrem MB Envirotech AB). Företaget redovisar i sin egen utvärdering att av ungefär 90 st genomförda in situ-behandlingar med främst vakuumenträktion/markventilation har 15 st varit nödvändiga att komplettera med gräv- och schaktsanering för att uppnå för det aktuella området fastställda åtgärds mål.

Källor och referenser

Arnerdal, K (2004): "Erfarenheter från genomförda in situ-projekt." Nätverket Renare Mark, höstmöte 2004. Klas Arnerdal, MB Envirotech.

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Helldén, J & Larsson, M (2005): "Petroleumförorenad mark inom f d F18 Tullinge. Åtgärdsutredning för objekt F18 020." Konsultrapport upprättad på uppdrag av Försvarsmakten Högkvarteret GRO Miljö. Johan Helldén AB.

Lee, M.D & Swindoll, M.C (1992): "Bioventing for in situ remediation." In Situ Bioremediation Symposium 1992. Niagara-on-the-lake, Ontario, Kanada.

Miljøstyrelsen/miljøministeriet (2003): "Evaluering af teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening." Miljøprojekt nr. 751 2003. Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

Randborg, R (2004): "SPIMFAB:s erfarenheter av saneringsteknik". Nätverket Renare Mark, höstmöte 2004. Rolf Randborg, SPIMFAB.

Roland, U, Koch, M, Kopinke, F-D & Muller, S (2000): "The influence of water on soil remediation by heating with RF Energy". Conference proceedings ConSoil 2000, Volume 2, pp 1186-1189.

Stang, O, Jørgensen, K.S & Haurberg-Larsen, T (2001): "Danmarks første jordoprensning med damp." Miljøstyrelsen NyViden 2001-2.

Suthersan, S.S (1997): "Remediation Engineering. Design Concepts." Lewis Publishers. ISBN 1-56670-137-6.

U.S Environmental Protection Agency (maj 2003): SITE Demonstration Program. Completed projects may 2003.

3.2.2 Air sparging

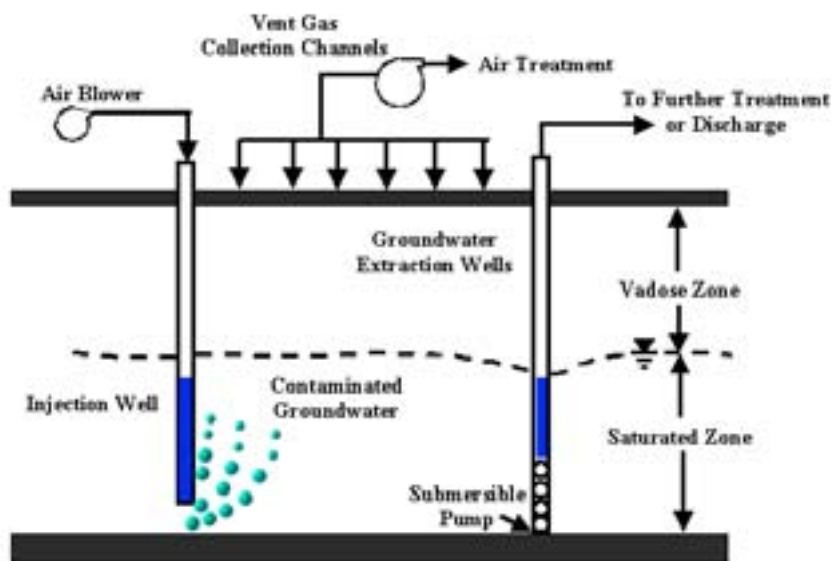
Översiktlig metodbeskrivning

Air sparging (svensk översättning saknas) innebär att tryckluft (alternativ kvävgas eller syrgas) blåses in i den mättade zonen under grundvattenytan. Metoden har funnits sedan mitten av 1980-talet och är i huvudsak inriktad på efterbehandling av flyktiga och halvflyktiga organiska föreningar i grundvattenzonen.

Enligt tidigare uppfattning ansågs injekteringen av trycksatt luft i grundvattenzonen ge upphov till ”luftbubblor” – därav namnet air sparging - som på sin väg upp mot den omättade zonen ”fångar in” de flyktiga och halvflyktiga organiska föreningar som föreligger i grundvattenzonen. När luftbubblorna på grund av trycksänkningen vid inträdet i den omättade zonen ”spricker”, frigörs föroreningsämnen.

Nu mera har denna uppfattning frångåtts och det anses vara klarlagt att lufttransporten via den mättade zonen i huvudsak sker via 0,1-2 mm breda luftkanaler. Därmed har också förståelsen för att luftflödet i stor utsträckning styrs av inhomogeniteter och stratifiering i den mättade zonen ökat.

Möjligen kan transport i form av luftbubblor förekomma i mycket grova jordarter (fingrus, grus m m). Air sparging måste alltid kombineras med konventionell vakuumenträktn för att omhänderta de föroreningsämnen som genom sparging-processen avdrivs från grundvattenzonen.



Figur 3-2: Exempel på anläggning för air sparging (Källa: US EPA).

Air sparging kan också användas som ett behandlingssteg vid kemisk eller biologisk in situ-behandling av grundvattenföroreningar. T ex kan ozon injekteras till den mättade zonen för kemisk oxidation av klorerade lösningsmedel. Kväve och metan kan injekteras till grundvattenzonen med syfte att skapa anaeroba förhållanden gynnsamma för reaktiv dehalogenering.

Styrande faktorer

Det är i huvudsak tre processer som samverkar vid air sparging:

- Stripping (= transport av i grundvattenzonen lösta VOC).
- Direkt volatilisering (mobilisering av på partikelytor adsorberad VOC)
- Biologisk nedbrytning

För relativt lättflyktiga kolväten som t ex BTEX och TCE bedöms *stripping* vara den dominerande transportprocessen. För att stripping ska fungera krävs en nära kontakt mellan injikerad luft och förorenat grundvatten. Stripping fungerar sämre i de fall där lufttransporten via den mättade zonen går alltför snabbt och det för stripping nödvändiga jämviktsförhållandet (enligt Henrys lag) mellan luftfas och vattenfas inte hinner inställa sig. Strippingprocessen gynnas av att antalet luftkanaler är relativt stort per volymsenhet förorenad jord.

Strippingprocessen bedöms bidra till ett ökat massflöde av VOC från adsorberad fas till vattenlös fas. När andelen förorening som föreligger i vattenlös fas ökar blir också en större andel av föroreningen tillgänglig för stripping.

Benägenheten för *direkt volatilisering* styrs av föroreningsämnenas ångtryck. VOC har generellt en hög benägenhet för masstransport via direkt volatilisering. I zoner med höga residualkoncentrationer av NAPL eller VOC är direkt volatilisering från adsorberad fas till gasfas i allmänhet den dominerande transportprocessen. Direkt volatilisering förutsätter direktkontakt mellan inducerat luftflöde och VOC. En hög frekvens av luftkanaler är således en förutsättning för att volatilisering ska ge upphov till signifikant reningseffekt i den mättade zonen.

Aerob *biologisk nedbrytning* stimuleras genom tillförsel av syre/luft. Naturlig nedbrytning av kolväten leder i allmänhet till minskande halter av löst syre i grundvattenzonen. I oförorenat grundvatten ligger halten löst syre i allmänhet kring 4 mg/l. Syreförbrukning till följd av naturlig nedbrytning kan leda till en syrehalt understigande 0,5 mg/l. Genom air sparging kan halten av löst syre ökas till mellan 6-10 mg/l vilket i sin tur leder till en ökad biologisk aktivitet i grundvattenzonen. Generellt gäller att biologisk nedbrytning svarar för merparten av ”reningseffekten” i de fall föroreningen utgörs av tyngre kolväten som fallet är vid t ex förorening av diesel och eldningsolja. I de fall föroreningen i huvudsak utförs av lättflyktiga kolväten (bensin, reabensin m m) dominerar stripping och direkt volatilisering. Biologiska processer är här av underordnad betydelse men kan trots det svara för att tyngre restföroreningar som inte påverkas av stripping/volatilisering bryts ner.

Projektering och systemdesign

För att kunna projektera ett fullskalesystem för air sparging krävs kännedom om såväl den aktuella föroreningens egenskaper som jordlagerföljd, akviferförhållanden m m. Viktiga förorenings- och platsrelaterade egenskaper som måste vara kända för att en fullskaleanläggning skall kunna projekteras är bl a:

- Föroreningens koncentration och utbredning
- Föroreningens ångtryck och Henrys lags konstant
- Föroreningens löslighet och sorptionsegenskaper
- Föroreningens densitet (DNAPL eller LNAPL)

- Föroreningens biologiska respektive kemiska nedbrytbarhet
- Jordmatrisens egenskaper m a p permeabilitet, porositet, jordartsstratigrafi m m
- Mäktighet/utbredning av mättad respektive omättad zon
- Akviferens egenskaper (tryckförhållanden, transmissivitet m m)

Enligt litteraturdata bör den hydrauliska konduktiviteten för den del av den mättade zonen som avses behandlas med air sparging överstiga 1×10^{-5} m/s, vilket innebär att t ex grovmo utgör ett ”gränsfall” ur behandlingssynpunkt. Vidare bör relativt homogena akviferförhållanden råda. T ex försvåras behandlingen avsevärt vid sk varviga lagerföljder, t ex växelvis förekomst av finkorniga och grovkorniga jordlager. Föroreningen får inte heller vara lokaliserad alltför ytligt eller alltför djupt i akviferen eftersom luftinjektion på djup överstigande 20 meter under grundvattenytan eller djup understigande 2,5 meter under grundvattenytan inte bedöms ge erforderlig effekt. Optimalt djup för luftinjektering bedöms vara 10-12 meter under grundvattenytan.

För att kunna projektera ett fullskalesystem för air sparging erfordras ett inledande pilotskaletest med syfte att klarlägga följande parametrar:

- Förväntad influensradie kring installerade sparging- och extraktionsbrunnar.
- Injektionsdjup/sparging-djup för tillförd luft/gas
- Dimensionerande flöde och tryck vid lufttillförsel
- Metod/strategi för luftinjektion
- Utformning av sparging-brunnar

Vidare kan pilotskaletestet användas för att undersöka halten av löst syre i grundvattenzonen (m a p potential för biologisk nedbrytning) och föroreningskoncentrationen i extraherad luft från den omättade zonen (m a p val av metod för omhändertagande av extraherad VOC).

Pilotskaletest utförs i allmänhet med hjälp av en installerad sparging-brunn och ett antal tryckgivare som installeras på olika avstånd kring sparging-brunnen. Genom att mäta tryckförändringen i installerade tryckgivare vid applicering av olika injektionstryck kan sparging-brunnens influensradie fastställas. Vidare undersöks grundvattnets innehåll av löst syre. Erfarenhetsmässigt bör en syrgashalt av 2 mg/l upprätthållas för att inte den aeroba biologiska nedbrytningen ska avstanna.

Generellt gäller att injektionstrycket vid sparging-brunnen inte bör överstiga det hydrostatiska trycket med mer än en faktor 1,5. Vidare bör tryckökningen ske successivt under en period av 1-3 dygn. En alltför snabb tryckuppbyggnad kan leda till hydraulisk uppspräckning och ett heterogent luftflöde via den mättade zonen. Normalt ligger luftflödet vid air sparging inom intervallet $0,03 - 0,5 \text{ m}^3$ per minut.

Lufttillförseln kan ske intermittent eller kontinuerligt. Intermittent lufttillförsel har visat sig fördelaktig genom att nya luftkanaler tillskapas varje gång lufttillförseln återupptas. Därigenom ökar sannolikheten för att adsorberade residualföroreningar i den mättade zonen ska komma i kontakt med den injekterade luften. Vid kontinuerlig lufttillförsel tenderar lufttransporten att ske inom en begränsad del av det förorenade området och stora delar av föroreningen förblir opåverkad av behandlingen. En dansk studie av air sparging-tekniken utförd inom ramen för den danska Miljøstyrelsens ”Teknologiudviklingsprogram for jord- och grundvandsforurening” har visat att intermittent lufttillförsel generellt leder till en högre grad

av föroreningsreduktion och en högre VOC-halt i den omättade zonen ovanför grundvattenytan.

Sparging-brunnarna utgörs i allmänhet av vanliga grundvattenrör med perforering för lufttillförsel. Perforeringens diameter bör ungefär motsvara den genomsnittliga pordiametern i den omgivande formationen.

Fullskaleanläggningens huvudkomponenter utgörs av:

- Kompressor för lufttillförsel med tillhörande tryckmätare
- Vakuumpump för extraktion i den omättade zonen
- Behandlingsanläggning för extraherad VOC
- Sparging-brunnar med tillhörande rörsystem för anslutning till kompressor
- Extraktionsbrunnar med tillhörande rörsystem för anslutning till vakuumpump
- Kalibrerade flödesmätare
- Kalibrerade vakuummätare för omättad zon
- Kalibrerade tryckgivare/piezometrar för mättad zon
- Utrustning för kontinuerlig provtagning och analys av extraherad porluft (t ex PID, fält-GC och FID)

Tillämpning

Air sparging tillämpas nästan uteslutande på grundvattenföroreningar bestående av flyktiga organiska föreningar (VOC och s-VOC) i den mättade zonen. Jordlagren bör vara homogena och uppvisa en relativt hög permeabilitet. Det råder delade meningar om metodens tillämpbarhet i jordar med finare kornstorlek än sand. Kornstorleksgränsen för metodens tillämpbarhet anses utifrån litteratordata ”ligga kring” grovmo.

Som en tumregel brukar anges att air sparging är tillämpbar på föroreningar som uppfyller följande två kriterier:

- Föroreningsämnenas ångtryck bör överstiga 0,5 mmHg vid 20°C
- Henrys lags konstant (sortlös form) för de aktuella föroreningsämnena bör överstiga 0,0001

Exempel på föroreningssituationer där air sparging anses vara tillämpbar är:

- Förorening av fordonsbensin, jetbränsle (JP-4 m fl), diesel och eldningsolja
- Förorening av klorerade alifater (trikloretylen, dikloretylen, vinylklorid m fl)

Kontroll av behandlingsresultat

Behandlingsresultatet vid vakuumextraktion kan i huvudsak kontrolleras på följande två sätt:

- Kvantitativ bestämning av mängden extraherad förorening
- Uppföljande jord- och grundvattenprovtagning inom det förorenade markområdet (prover tas i allmänhet både i mättad och omättad zon)

Mängden extraherade kolväten kan kvantifieras genom kombinerad VOC- och flödesmätning på extraherad luft i vakuumextraktionssystemet.

Uppföljande jord- och grundvattenprovtagning med avseende på fastställda åtgärds mål utförs inom det behandlade markområdet efter avslutad (eller tillfälligt avbruten) behandling.

För uppföljning av behandlingseffekten tas i allmänhet också prover under behandlingsperioden. Följande standardparametrar bör ingå i den periodiska utförandekontrollen:

- Föroreningskoncentrationen i grundvattenzonen
- Koncentrationen av löst syre i grundvattenzonen
- Temperatur, redoxpotential och pH i grundvattenzonen
- Grundvattnets innehåll av koldioxid och eventuella andra nedbrytningsprodukter från pågående aerob biologisk nedbrytning.
- Porluftens innehåll av VOC

Samtliga grundvattenprover tas i på förhand installerade kontrollbrunnar. Innan grundvattenprovtagning genomförs bör air sparging-anläggningen ha varit avstängd under minst något dygn.

Begränsningar och kända negativa effekter

Metoden tillämpbarhet bedöms vara begränsad till flyktiga organiska föreningar. Om en biologisk nedbrytningsprocess kan stimuleras genom tillförsel av syre/luft kan i viss mån även halvflyktiga och svårflyktiga organiska föreningar behandlas. Det råder dock delade meningar om metodens tillämpbarhet för svårflyktiga kolväten. Goda behandlingsresultat finns i stort sett bara rapporterade från platser där jordlagerföljden utgörs av genomsläppliga homogena sandjordar och där föroreningen i huvudsak utgörs av lättflyktiga kolväten härrörande från bensinprodukter (fordonsbensin, reabensin m m). Möjligheten att behandla flyktiga klorerade kolväten är omdiskuterad eftersom flertalet klorerade organiska lösningsmedel utgörs av s k DNAPL's med tendens att "sjunka" och ansamlas på stora djup i en grundvattenakvifer.

Att jordlagrens homogenitet är av avgörande betydelse illustreras av de upprepade svårigheterna att tillämpa metoden framgångsrikt i t ex skandinaviska glacialkustrina - och delvis även glacialfluviala randbildningar - där silt- och lerskikt ofta finns inlagrade i sand- och grusmaterial. I denna typ av geologiska formationer blir luftkanalerna i allmänhet inte tillräckligt uthålliga för att extraerad VOC ska kunna avledas till den omättade zonen.

Air sparging kan om ett alltför högt injektionstryck tillämpas, eller om en alltför snabb tryckuppbyggnad sker, leda till en oönskad hydraulisk uppspräckning. Därigenom kan en sekundär permeabilitet tillskapas i den mättade zonen och delvis nya spridningskanaler för föroreningen tillskapas.

Närbesläktade metoder

Med air sparging närbesläktade metoder är bl a:

- Biosparging
- C-sparging eller injektion av oxidationsmedel, exv MgO [ORC – Oxygen release compounds, används i sanering under 2006 i Strövelstorp (Ola Hansson, Sweco Viak)]

Bensinprodukter som föreligger i löst form i den s k diffusionszonen omedelbart under grundvattenytan uppvisar i allmänhet en relativt hög biotillgänglighet. Låg halt av löst syre till följd av naturliga nedbrytningsprocesser medför emellertid att de aeroba nedbrytningsprocesserna avstannar.

De anaeroba nedbrytningsprocesserna är i regel mindre effektiva även om nyare forskning tyder på att de kan spela en roll för s k ”naturlig självrening”. Vid *biosparging* tillförs atmosfärisk luft (eller ren syrgas) i syfte att återstarta de aeroba biologiska nedbrytningsprocesserna. *Biosparging* är enbart tillämpligt i de fall de biologiska nedbrytningsprocesserna avstannat till följd av syrebrist. Är orsaken till den låga biologiska aktiviteten istället avsaknad eller brist på näringsämnen/NPK kommer syre- och lufttillförseln inte att medföra någon ökad aerob biologisk transformation.

C-sparging är en metod som hittills uteslutande tillämpats för behandling av grundvatten som förorenats av klorerade organiska lösningsmedel (tetrakloretylen m fl). Metoden innebär att ozonhaltig luft inblåses i den mättade zonen varvid de klorerade lösningsmedlen oxideras till koldioxid och saltsyra.

Status och referensprojekt

Air sparging har framförallt tillämpats i USA. Metoden har varit representerad i det amerikanska SITE-programmet och hittills tillämpats vid 58 av de sammanlagt 1 800 amerikanska Superfundobjekten. Trots att metoden existerat sedan mitten av 1980-talet föreligger utifrån litteraturdata relativt få dokumenterade fall där metoden bedöms ha varit framgångsrik.

Flera fallstudier indikerar emellertid att air sparging kan åstadkomma en betydande och varaktig reduktion av VOC-innehållet i grundvattenzonen. Vid officiellt rapporterade fallstudier i USA har totalinnehållet av petroleumkolväten med air sparging kunnat reduceras från haltnivåer mellan 1-300 mg TPH/l ned till haltnivåer kring 5 µg TPH/l. Uppfattningen är dock att metoden än så länge får betraktas som innovativ och att flera fall finns där metoden inte varit framgångsrik. Ännu i slutet av 1990-talet beskrevs air sparging i vetenskaplig litteratur som ”a new approach for groundwater remediation”.

I Europa har metoden fått en relativ begränsad tillämpning. Inom ramen för den danska Miljöstyrelsens ”Teknologiprogram för jord- och grundvandsforurening” har air sparging tillämpats för behandling av grundvatten förorenat av olja och klorerade lösningsmedel vid en industritomt i Köpenhamns kommun. Projektet betraktas som ”relativt lyckat” med avseende på volymen/mängden avlägsnad förorening, men även efter genomförd behandling överskrider halterna av petroleumkolväten och klorerade kolväten danska grundvattenkvalitetskriterier.

I Sverige har air sparging tillämpats i ett flertal projekt, varav SPIMFAB har genomfört ett totalt saneringsprojekt med air sparging, se bilaga 1. Inom ramen för Miljöteknikdelegationens demonstrationsprojekt avseende klorerade kolväten i grundvatten genomfördes ett fullskaleförsök med air sparging för behandling av grundvatten som förorenats av trikloretylen. Någon signifikant reduktion av halten klorerade kolväten i grundvattenzonen kunde inte påvisas efter avslutad behandling.

Vid efterbehandlingen av ett bensinstationsområde i Haninge kommun (2001-2005) tillämpades inledningsvis air sparging/vakuumextraktion. Behandlingen pågick i ca 6 månader varefter uppföljande provtagning tydligt visade att uppställda åtgärds mål inte uppnått. Behandling med air sparging ersattes så småningom med andra efterbehandlingsmetoder i

huvudsak baserade på biologisk nedbrytning genom tillförsel av näringssubstrat m m. En kompletterande miljöteknisk markundersökning visade också att föroreningens utbredning var betydligt större än vad den inledande undersökningen indikerat samt att jordlagren sannolikt inte var tillräckligt permeabla för att air sparging framgångsrikt skulle kunna tillämpas. Projektet beskrivs närmare i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 201.

Källor och referenser

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Broms, S (2005): Muntlig information angående SPIMFAB:s erfarenheter av air sparging. SPI Miljösaneringsfond/Sandra Broms.

Christensen, Nielsen, Fisher, Rank & Pedersen (2004): "C-sparging til oprensning af grundvandsforurening med chlorerede opløsningsmedler." ATV-møde. Vintermøde om jord- og grundvandsforurening. Vingstedcentret 9.-10. marts 2004.

Däldehog AB (2005): Informationsblad beträffande "biosparging" och "vakuumentilation och air sparging".

Envipro Miljöteknik, 2001: "Slutrapport från Miljöteknikdelegationens forsknings- och utvecklingsprojekt av mark och grundvatten förorenade med klorerade lösningsmedel."

Elkjaer, Lars (2005): Muntlig information angående tillämpning och erfarenheter av air sparging i Danmark. Lars Elkjaer, Watertech A/S

Miljöstyrelsen/miljöministeriet (2003): "Evaluering af teknologiprogram för jord- och grundvandsforurening." Miljöprojekt nr. 751 2003. Teknologiuvecklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

Reddy, K.R, Kosgi, S & Zhou, J (1995): "A review of in situ air sparging for remediation of VOC-contaminated saturated soils and groundwater." Hazardous waste & hazardous materials. Vol. 12, nr 2, 1995. Mary Ann Liebert, Inc.

Suthersan, S.S (1997): "Remediation Engineering. Design Concepts." Lewis Publishers. ISBN 1-56670-137-6.

U.S Environmental Protection Agency (maj 2003): SITE Demonstration Program. Completed projects may 2003.

Walsted, L & Christensen, A-G (2002): "Air sparging og jordventilation med vandrette boringer. Afslutningsrapport." Miljøstyrelsen, Miljöprojekt nr.679. Teknologiuvecklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

3.2.3 Jordtvättning

Översiktlig metodbeskrivning

Jordtvättning (soil washing) innebär att föroreningsämnen ”tvättas ut” ur det förorenade materialet. Metoden tillämpas vanligen i fasta behandlingsanläggningar eller on site. Tillämpningar in situ förekommer men brukar då benämnas in situ soil flushing eller lösningsmedelsextraktion.

I flertalet tillämpningar används vatten som tvättvätska. För att forcera utlakningen av föroreningsämnen från det förorenade materialet kan olika additiv såsom pH-justerande vätskor och tensider tillsättas.

Jordtvättprocessen består av flera behandlingssteg vilka alla syftar till att avskilja förorenade partiklar och vätskor från det övriga materialet. De vanligaste behandlingsstegen i en jordtvättprocess utgörs av:

- Grovsiktning för avskiljning av större fragment/partiklar (stenar, avfall m m)
- Hydrocyklonering och gravimetrisk avskiljning av förorenade partiklar
- Flotation för avskiljning av metaller och förorenade vätskor
- Sedimentation (flockning m m) för avskiljning av förorenade partiklar

Behandlingsprocessens slutsteg är ett föroreningskoncentrat/slam som efter avvattning antingen kan deponeras som ett metallhydroxidslam eller vidarebehandlas med andra behandlingsmetoder (förbränning, biologisk nedbrytning m m). Avvattning utförs med kammarfilter- eller silbandspress. Det förorenade vattnet omhändertas och renas för att därefter återanvändas i tvättprocessen. Merparten av den utrustning som används i en jordtvättanläggning härrör från gruv- och metallindustri. Metoden har både i Sverige och internationellt i huvudsak används för behandling av metallförorenade jordar och sediment. Metoden kan emellertid även användas för extraktion av organiska föroreningsämnen (PAH, PCB, alifater/monoaromater m m).



Figur 3-3: Jordtvättanläggning för behandling av blyhaltig kulfångssand vid P10, Strängnäs (Källa: Svensk Sjömuddring AB och Johan Helldén AB)

Styrande faktorer

De faktorer som styr resultatet vid jordtvättbehandling är främst:

- Föreningens fördelning mellan olika kornstorleksfraktioner
- Det förorenade materialets organiska halt och kornstorleksfördelning

Kornstorleksfördelningen är av avgörande betydelse för utfallet av en jordtvättsbehandling. Flera studier visar att merparten av föroreningsinnehållet i en jord av blandad sammansättning är koncentrerat till finfraktionen (partiklar $<0,63\mu\text{m}$). Genom att avskilja finfraktionen från det övriga materialet erhålls en väsentlig reduktion av volymen förorenat material som behöver omhändertas för efterföljande behandling eller deponering. För att metoden skall vara framgångsrik erfordras således ett material där en relativt liten andel utgörs av förorenad finfraktion medan den resterande delen utgörs av oförorenat material.

Jordtvättprocessen är således mindre lämpad för jordar/sediment med dominerande innehåll av lera och silt. Eftersom de behandlingssteg som tillämpas i en jordtvättprocess i huvudsak är ”kopierade” från gruv- och metallindustri lämpar sig metoden mindre väl för organogena jordar. Den organiska halten i det behandlade materialet bör understiga 20 %.

Projektering och systemdesign

För att designa en jordtvättkampanj erfordras en god karaktäristik av det förorenade materialet med avseende på i första hand följande egenskaper:

- Föreningens sammansättning
- Föreningens fördelning mellan olika kornstorleksfraktioner
- Föreningens lakningsbenägenhet

- Jord- eller sedimentmaterialets innehåll av metall- och avfallsfragment
- Jord- eller sedimentmaterialets kornstorleksfördelning och organiska halt

De laboratorietester som erfordras är således sikt- och sedimentationsanalyser m a p jordmaterialets kornstorleksfördelning, bestämning av materialets organiska och oorganiska föroreningsinnehåll fördelat på olika kornstorleksfraktioner samt lakförsök (standardiserade skak- eller kolontester) för bestämning av föroreningens lakningsegenskaper.

I sitt enklaste utförande omfattar jordtvättprocessen enbart torr- och våtsiktning för avskiljande av en förorenad ler- och siltfraktion. Är föroreningssammansättningen mer komplex kan ytterligare behandlingssteg erfordras. För avskiljning av t ex metallfragment används vanligtvis magnetband, skakbord eller andra former av gravimetrisk avskiljning. Tillsats av pH-justerande additiv (syror, baser m m) kan vara nödvändigt i de fall metallerna utifrån genomförda lakförsök visar sig vara hårt bundna till jordpartiklar även i grovfraktionen.

För avskiljning av oljeförorening, metaller i vattenlösning m m kan flotation vara användbart.

Tillämpning

Jordtvättmetoden har såväl i Sverige som internationellt i huvudsak kommit att tillämpas på metallförorenade jordar/sediment. Metoden kan emellertid designas även för behandling med avseende på organiska föroreningsämnen som t ex PAH, PCB, alifater/monoaromater m m. En relativt vanlig tillämpning i Nederländerna och i Tyskland har tidigare varit behandling av oljeförorenade jordar och sediment.

Kontroll av behandlingsresultat

Behandlingsresultatet kontrolleras genom provtagning av det behandlade materialet (den sk renfraktionen). I de fall behandlingen enbart avser metallförorenade jordar brukar XRF-mätning tillämpas för att kontrollera behandlingsresultatet. XRF-mätning bör emellertid verifieras mot laboratorieanalyser vid ackrediterat laboratorium eftersom provpreparering skiljer sig åt vid XRF-mätning respektive laboratorieanalys.

Begränsningar och kända negativa effekter

Jordtvättmetoden är i huvudsak begränsad till minerogena jordar med ett relativt litet organiskt innehåll. Vidare bör andelen finfraktion (lera, silt) vara liten i förhållande till andelen grovfraktion. Föroreningen bör i det ideala fallet huvudsakligen föreligga i finfraktionen.

Exempel på dokumenterade negativa effekter vid jordbehandling med tvättning är:

- Genom tillsats av pH-justerande vätskor m m kan jordtvättprocessen medverka till att det behandlade materialet blir mer lakningsbenäget än det ursprungliga obehandlade materialet. Om det behandlade materialet återläggs kan utlakningen och spridningen av föroreningar öka trots att den sammanlagda föroreningsmängden reducerats. Denna effekt har bl a observerats vid behandling av blyförorenad sand från kulfång. Det behandlade och återlagda kulfångsmaterialet har i några fall visat sig vara mer lakningsbenäget än det ursprungliga obehandlade kulfångsmaterialet.

- Tillsatta additiv kan efter genomförd behandling finnas kvar i det behandlade materialet och i sig utgöra en föroreningskälla som begränsar det behandlade materialets användbarhet.

Närbesläktade metoder

Exempel på metoder som i likhet med jordtvättning bygger på att föroreningar ”tvättas” eller lakas ut ur ett förorenat jord- eller sedimentmaterial är lösningsmedelsextraktion och in situ soil flushing. Båda metoderna betraktas som innovativa. De har bl a utprovats/testats inom det amerikanska Superfund-projektet. Några tillämpningar i Sverige är dock inte kända.

Status och referensprojekt

Jordtvättning kan betraktas som en etablerad efterbehandlingsmetod. I Tyskland och Nederländerna har metoden tillämpats för jord- och sedimentbehandling i fullskala sedan början av 1980-talet. I både Nederländerna och Tyskland finns ett stort antal fasta behandlingsanläggningar för jordtvättning men även mobila/on-site-anläggningar förekommer.

I Nordamerika har jordtvättning inte fått samma kommersiella genomslag som i Europa. I Kanada finns år 2005 ännu ingen anläggning för jordtvättning etablerad eller utprovad. Inom det amerikanska Superfund-programmet har metoden hittills tillämpats vid sammanlagt 11 av de totalt 1 800 genomförda eller pågående Superfund-projekten.

I Sverige bedöms jordtvättning ha tillämpats i ett trettiotal olika projekt. Störst tillämpning har metoden haft för behandling av Försvarsmaktens kulfångssand. Ett tiotal större efterbehandlingsentreprenader för behandling av skjutbanor/skjutvallar med avseende på metalliskt bly har genomförts. Såväl utförandekontroll som dokumentation från dessa projekt får betraktas som bristfällig. Den senast genomförda jordtvättkampanjen i Försvarsmaktens regi (P10 Strängnäs 2002-2004) har emellertid genomförts med kontinuerlig utförandekontroll och en slutdokumentation kommer att upprättas. Projektet beskrivs närmare i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ nr 64.

Jordtvättning fanns representerad i det svenska teknikdemonstrationsprojektet Lyftkranen (Naturvårdsverkets, Miljödelegationens och Stockholms stads gemensamma demonstrationsprojekt under perioden 1998-1999). Jordtvättmetoden visades sig i detta projekt kunna reducera metallhalterna i behandlade sand- och fingrusfraktioner till halter strax över eller under riktvärdena för ”känslig markanvändning”. Utgångshalterna av flertalet metaller var emellertid relativt låga vilket försvårar bedömningen av kapacitet och behandlingsresultat. Metoden utprovades även för behandling av PAH och olja, varvid föroreningshalterna reducerades väsentligt men inte tillräckligt med hänsyn till då gällande riktvärden för mindre känslig markanvändning.

Under 1997-1998 genomfördes en större jordtvättentreprenad vid Televerkets f d impregneringsplats vid Hjärtevad, Eksjö kommun. Ca 26 600 ton arsenikförorenad jord (i huvudsak grusig sand och sand) behandlades. Inkommande förorenad jord uppvisade en medelhalt av 146 mg arsenik/kg TS. I den behandlade jorden var arsenikmedelhalten 49 mg/kg TS. I hela det behandlade materialet erhöles en arsenikreduktion av ca 69 %. En väsentlig iakttagelse var det genomgående bättre behandlingsresultatet för arsenikförorenad jord ovanför grundvattenytan (76 % reduktionsgrad) i jämförelse med arsenikförorenad jord under grundvattenytan (55 % reduktionsgrad).

Under 2006 pågår en större jordtvättentreprenad avseende CCA-förorenade jordmassor vid en tidigare impregneringsplats i Tranemo kommun. Projektet har dock ännu inte slutrapporterats.

Källor och referenser

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Englöv, P (1998): "Remediation of a large wood preservation site polluted with arsenic, copper and chromium." ATV MØde. Vintermøde om grundvandsforurening, 10-11. mars 1998. Peter Englöv, VBB Viak, Malmö.

Gemoets, J., Bastiaens, L., Spöringael, D., Leys, N., Hooyberghs, L., van Houtven, D., Janssen, I. & Diels, L (2000): "Demonstration of biological treatment, soil washing and coal agglomeration for on site remediation of MGP sites." Conference proceedings ConSoil 2000, Volume 2, pp 1029-1036.

Naturvårdsverket (1999): "Lyftkranen-teknikdemonstration för efterbehandling. Ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment." Rapport upprättad av Bedömningsgruppen för projekt Lyftkranen. Miljöteknikdelegationen, Naturvårdsverket & Stockholms Stad. ISBN 91-620-5020-6.

Österling, H (2004): "Försvarets erfarenheter av jordtvätt." Nätverket Renare Mark, höstmöte 2004. Överste Hans Österling, Försvarmakten Högkvarteret.

3.2.4 Termisk desorption

Översiktlig metodbeskrivning

Vid termisk desorption (även benämnd termisk avdrivning) placeras det förorenade materialet i en cylinderformad vanligtvis roterande ugn. Uppvärmning sker direkt eller indirekt. Vid direkt uppvärmning leds en varm gas/ånga från t ex en oljebrännare genom det förorenade materialet. Vanligare är indirekt uppvärmning, t ex genom att en skruvformad borrhål i vilken uppvärmd olja/vätska cirkulerar bearbetar det förorenade materialet. Värmetillförsel kan också ske genom att det förorenade materialet under rotation bringas i kontakt med elektriskt uppvärmda metallplattor.

Uppvärmningen av materialet medför att de organiska föroreningsämnena förångas och avdrivs från materialet. Vanligtvis sker avdrivningen i temperaturintervallet 100-800 °C. Avdrivna kolväten kan antingen "koncentreras upp" i ett filter (t ex filter av aktivt kol eller zeolit) eller destrueras i en sk efterbrännkammare. I det senare fallet är termisk desorption snarare att betrakta som en "destruktionsmetod" än en "koncentrationsmetod" och skillnaden mellan konventionell förbränning och termisk desorption nästintill obefintlig.

Flertalet kolväten destrueras vid en förbränningstemperatur av 900 °C. Uppehållstiden i en efterbrännkammare skall enligt gällande EU-direktiv om förbränning av avfall vara minst 2 sekunder. Vidare föreligger vissa minimikrav på syrgashalt m m. För att destruera högklorerade dioxiner erfordras i allmänhet en förbränningstemperatur överstigande 1000 °C. Förbränning beskrivs närmare i separat kapitel.

Vid behandling av flyktiga metaller (t ex kvicksilver) används inte efterbrännkammare, stället omhändertags den avdrivna gasen i ett filter.

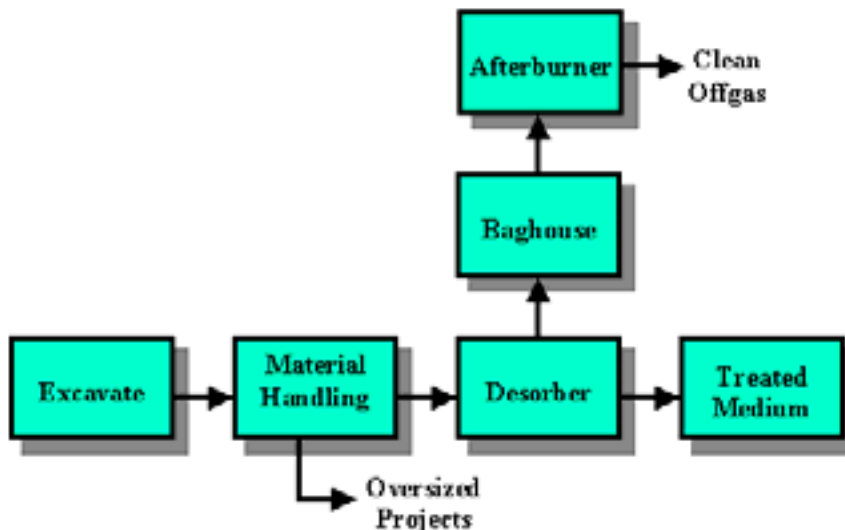
Anläggningar för termisk desorption kan vara mobila eller fasta. Metoden kan således tillämpas både on site och ex situ vid fasta behandlingsanläggningar. Förbehandlingen omfattar i allmänhet torrsiktning och avskiljning av grova partiklar, stenar/block, avfallsrester m.m.

Styrande faktorer

De faktorer som styr resultatet vid termisk desorption är bl a:

- Det förorenade materialets kornstorleksfördelning, vattenkvot och föroreningsinnehåll.
- Det förorenade materialets innehåll av klorider och klorerade kolväten.

Behandlingsmetodens ”tolerans” för olika jordartstyper, föroreningsammansättning m m varierar mellan olika anläggningstyper. Det är således svårt att redovisa några generella uppgifter på vad som kan behandlas respektive inte behandlas. Termisk avdrivning bedöms som metod vara tillämpbar på i stort sett alla jordartstyper. För vissa anläggningar gäller dock att det behandlade materialets innehåll av kohesionsjord (lera och silt) ej bör överstiga 20-30 %. Vidare bör storleken hos enskilda partiklar ej överstiga 25-50 mm.



Figur 3-4: Exempel på anläggning för termisk desorption med efterbrännkammare (Källa: US EPA)

Projektering och systemdesign

För att kunna projektera en behandlingskampanj baserad på termisk avdrivning kan bänk- och pilotskaleförsök behöva genomföras på representativt material från det förorenade området. Det förorenade materialet bör vidare karaktäriseras med avseende på:

- pH-värde
- Kornstorleksfördelning med särskilt fokus på ler- och siltinnehåll samt innehåll av grövre partiklar.
- Förorenings sammansättning med särskilt fokus på innehåll av klorider eller klorerade kolväten samt flyktiga metallelement.

Utöver ovanstående bör en riskbedömning göras avseende uppkomsten av högklorerade dioxiner/furaner. Dioxinbildning sker främst i temperaturintervallet 550-650 °C. Enklare dioxiner förbränns vid ”normala” förbränningstemperaturer kring 900 °C. Föreligger risk för uppkomst av högklorerade dioxiner måste efterbrännkammarens temperatur justeras till ett högre intervall, t ex 1000-1100 °C, vilket medför väsentlig högre energiåtgång och stigande behandlingskostnader. Föreligger kvicksilver eller arsenik i höga halter i det förorenade materialet måste behandlingsprocessen anpassas till detta genom t ex applicering av filterutrustning för rening av utgående gas/ånga.

Den behandlade jorden är i allmänhet uppvärmd och bör efter genomförd behandling transporteras till en upplagsplats för avsvälning.

Rökgaser från efterbrännkammare kan i allmänhet inte omgående släppas ut till atmosfären utan måste dessförinnan ledas via en värmeväxlare till en rökgaskylare och vidare via ett kombinerat stoft- och reaktorfilter till en våtskrubber innan det via en skorsten släpps ut till atmosfären.

Avdrivningsanläggningen bör vara instrumenterad för kontinuerlig registrering av:

- CO, SO₂, HCl, CO₂, H₂O, NO, och TOC i utgående rökgaser från anläggningens efterbrännkammare.
- Temperatur i rotationsugn och efterbrännkammare
- O₂ i efterbrännkammare

Ovanstående utgör ”standardparametrar” som erfordras för processövervakning. För den enskilda anläggningen kan ytterligare parametrar tillkomma på grund av gällande skydds-föreskrifter, villkor i miljötillstånd m m.

Tillämpning

Metoden tillämpas on site eller i fasta behandlingsanläggningar på uppgrävda förorenade jord- eller sedimentmassor. Föroreningar som bedöms kunna behandlas framgångsrikt och där dokumenterat goda resultat föreligger från ett stort antal anläggningar är bl a:

- Halogenerade och icke-halogenerade VOC och semi-VOC
- PCB
- Pesticider
- Dioxiner/furaner
- Flyktiga metaller (t ex arsenik och kvicksilver)

Även cyanider och organiska metallföreningar bedöms vara behandlingsbara med termisk desorption.

I Sverige har metoden än så länge haft en relativt begränsad användning.

Kontroll av behandlingsresultat

Behandlingsresultatet kontrolleras genom provtagning/analys före respektive efter genomförd behandling. I det fall klorerade kolväten eller kloridhaltiga kolväteförorenade jordar behandlas provtas utgående rökgaser och eventuellt också det behandlade materialet m a p dioxiner/furaner. Detta för att säkerställa att de dioxiner/furaner som eventuellt uppkommit i samband med uppvärmningsprocessen har destruerats i anläggningens efterbrännkammare.

Begränsningar och kända negativa effekter

Metoden är enbart tillämpbar på organiska föroreningsämnen och flyktiga metaller. Metoden är ej tillämpbar på icke-flyktiga metallföreningar. Vid behandling av jordar/material som förorenats av klorerade kolväten (eller som innehåller klorider i kombination med kolväteförening) föreligger risk för uppkomst av dioxiner/furaner. Dioxiner/furaner bildas vid avdrivningstemperaturer överstigande 300 °C. Dioxinbildningen kulminerar i allmänhet inom temperaturintervallet 550-650 °C. Enklare dioxiner/furaner kan destrueras redan vid en förbränningstemperatur av 900 °C, medan destruktion av högklorerade dioxiner/furaner erfordrar en förbränningstemperatur överstigande 1000 °C.

Närbesläktade metoder

Med termisk desorption närbesläktade behandlingsmetoder är bl a en rad in situ-metoder som också är baserade på uppvärmning och avdrivning/insamling av i huvudsak flyktiga eller halvflyktiga organiska föreningar, med eller utan efterföljande förbränning/destruktion:

- Elektrisk markuppvärmning (t ex six-phase soil heating)
- Radio frequency heating
- Ångdestillation

Status och referensprojekt

I Sverige har termisk desorption tillämpats som behandlingsmetod vid bl a efterbehandlingen av PAH-förorenade jordmassor vid kvarteret Lyftkranen samt den f d gasverkstomten Husarviken i Stockholm(2004/2005) liksom för att åtgärda dioxin- och kvicksilvreförorenade jordar vid Eka Chemicals (f d Eka Nobels) industrianläggning i Bohus Eka. I det senare fallet tillämpas pyrolys med roterugn. Kvicksilvret koncentreras efter avdrivning i ett filter medan dioxiner/furaner destrueras i en efterbrännkammare. Efterbehandlingen vid Bohus Eka omfattar en total jordvolym av 18 000 kubikmeter uppschaktade massor förorenade av grafitlam.

I demonstrationsprojektet Lyftkranen jämfördes termisk desorption som behandlingsmetod för PAH- och oljeförorenade jordar med bl a bioslurrybehandling (bioreaktor), jordtvättning, ångdestillation och kemisk extraktion. Jämförelsen visade att lägre resthalter uppnåddes med termisk behandling i jämförelse med de övriga utprovade behandlingsmetoderna.

Ett flertal avfallsbolag har erhållit tillstånd för etablering av behandlingsanläggningar baserade på termisk desorption. Men i motsats till t ex biologiska behandlingsmetoder (statisk kompostering m m) har termisk behandling ännu inte fått något större kommersiellt genomslag på den svenska marknaden.

Internationellt kan termisk desorption betraktas som en etablerad efterbehandlingsmetod. I Tyskland och Nederländerna finns ett flertal anläggningar för termisk behandling av förorenade jordar. I USA tillämpas termisk desorption bl a inom ramen för det s k Superfund-projektet. Metoden har tillämpats vid sammanlagt ca 70 av de totalt 1 800 genomförda eller pågående Superfund-projekten. Av sammanlagt 500 registrerade behandlingsmetoder/ åtgärdsteknologier i det amerikanska Naturvårdsverkets databas Reach It - som sponsras av Superfund-projektet och som utgör en "katalog" över tillgängliga åtgärdsteknologier för efterbehandling av förorenade områden i USA - utgörs ca 25 st av olika termiska desorptionsmetoder.

Även i Kanada tillämpas termisk desorption som behandlingsmetod för förorenade jordar. I Kanada finns fasta anläggningar för termisk desorption etablerade i flera provinser.

Källor och referenser

Andersson, Göran (2003): Muntligt meddelande. Göran Andersson, Eka Chemicals.

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Naturvårdsverket (1999): "Lyftkranen-teknikdemonstration för efterbehandling. Ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment." Rapport upprättad av Bedömningsgruppen för projekt Lyftkranen. Miljöteknikdelegationen, Naturvårdsverket & Stockholms Stad. ISBN 91-620-5020-6.

Nilsson, Benny (2005). Muntligt meddelande. Benny Nilsson, Miljöbolaget i Svealand AB.

Pilon, A (2005): "Muntligt meddelande". Adrian Pilon, Montreal Centre of Excellence in Brownfield Rehabilitation. Montreal, Kanada.

U.S Environmental Protection Agency (maj 2003): SITE Demonstration Program. Completed projects may 2003.

3.2.5 Filtertechnik och reaktiv barriär

Översiktlig metodbeskrivning

Filtertechnik för förorenat grund- och ytvatten innebär i allmänhet att vattenburna och/eller vattenlösta föroreningsämnen koncentreras i ett filtermaterial. Filtret byggs upp av en grovkornig matris, en sorbent och i allmänhet också ett förfilter med i huvudsak partikelavskiljande funktion.

Matrisen är det material som upprätthåller filtrets permeabilitet och struktur/ stabilitet. Sorbenten är den aktiva substansen som medverkar i de sorptionsmekanismer som förekommer i ett filter. Exempel på möjliga sorptionsmaterial i filteranläggningar är aktiverat kol/granulat, bentonit, kalciumkarbonat, kalciumhydroxid, höghumifierad torv och rostjord/järn.

Filteranläggningar som har till uppgift att avskilja främst metallhaltiga föroreningar i yt-, lak- eller grundvatten relaterat till ett förorenat markområde brukar i allmänhet benämnas sorptionsfilter. Detta behöver inte innebära att kemisk-fysikaliskt betingad sorption utgör den dominerande "avskiljningsprocessen". I flera fall har det visat sig att mekanisk avskiljning av partikelbundna föroreningar dominerar över kemisk-fysikalisk adsorption. Inte minst har

mekanisk avskiljning av partiklar stor betydelse vid rening/behandling av metallförorenat vatten.

Exempel på sorptionsmekanismer i ett markfilter är:

- Fysikalisk adsorption (bindning till partikelytor m m)
- Elektrostatisk adsorption (växelverkan mellan joner och laddade partikelytor)
- Kemisk adsorption (kemisk bindning mellan lösta ämnen och sorbentfas)
- Kemisk substitution (utbytesprocesser mellan fasta och lösta faser)



Figur 3-5: Exempel på markfilter med aktiv pumpning. Behandling av lakvatten från arsenikförorenat markområde vid Gunnita f d impregneringsplats, Kils kommun. (Källa: Johan Helldén AB)

Ovan redovisade processer är i huvudsak tillämpbara för oorganiska föroreningsämnen även om t ex fysikalisk adsorption kan bidra till fastläggning/fördröjning också av en lång rad organiska föroreningsämnen. Fysikalisk adsorption är bl a den dominerande fastläggningsprocessen i filter med aktiverat kol som huvudsaklig sorbent.

Ett sorptionsfilter kan t ex anläggas i ett utvidgat/breddat dikessystem nedströms ett förorenat markområde så att ytvatten eller ytligt grundvatten med ”självfäll” passerar via filtret. Ett utjämningsmagasin omedelbart ”uppströms” filtret kan erfordras för att utjämna flödestoppar i samband med t ex snösmältning och/eller kraftig nederbörd. Ett sorptionsfilter som anläggs enligt denna strategi brukar benämnas som ”passivt sorptionsfilter”, d v s någon pumpning erfordras inte. Sorptionsfiltret kan också anläggas med aktiv pumpning i de fall en naturlig gradient inte föreligger och får då mer karaktären av en markbädd/ infiltrationsbädd.

Med *reaktiv barriär* eller *reaktiv zon* avses här ett filter som anläggs i grundvattenzonen omedelbart nedströms föroreningsplymen. Den reaktiva barriären kan t ex utgöras av kassetter med aktiverat kol för fastläggning/sorption av organiska föroreningsämnen eller av olika jonbytarmaterial (oxiderande järn, kalciumkarbonat/kalciumhydroxider) för fastläggning av främst metallföroreningar.

En reaktiv barriär kan även konstrueras för att behandla klorerade kolväten med s k reaktiv dehalogenering, varvid de klorerade kolvätena i föroreningsplymen på kemisk väg

”sönderfaller” i klorider och etener. Reduktiv dehalogenering (i allmänhet deklorering) kan t ex åstadkommas genom att föroreningsplymen får passera en reaktiv barriär/zon med nollvärt-järn.

Styrande faktorer

De faktorer som styr resultatet vid tillämpning av filterteknik och reaktiv barriär är bl a:

- Förorenings fördelning mellan vattenlöslig och adsorberad fas (gäller i första hand filterkonstruktioner för lakvatten/förorenat ytvatten).
- Omgivande jordlagars permeabilitet/genomsläpplighet
- Förekomsten av naturliga gradienter och dimensionerande flöde
- Redox och pH-förhållanden i filtersorbenten
- Det förorenade vattnets uppehållstid i filtret

En stor andel partikelbunden förorening kan leda till att föroreningen på ett enkelt sätt kan avskiljas redan i ett förfilter. Samtidigt innebär högt suspensionsinnehåll också en relativt stor risk för igensättning/clogging.

Vid mycket genomsläppliga jordlagerförhållanden runt omkring filtret är risken stor att merparten av det förorenade vattnet passerar ”vid sidan” av sorptionsfiltret eftersom filterkonstruktionen nästan alltid leder till en viss nedsättning av den hydrauliska konduktiviteten.

Förutsättningarna för att anlägga ett filter/reaktiv barriär styrs i stor utsträckning av dimensionerande flöde och förekomsten av naturliga gradienter, se även *Systemdesign* nedan.

Det förorenade vattnets kontakttid med den aktiva substansen bör som en ”tumregel” inte understiga ett dygn. Exempel finns dock på att god reningseffekt erhålls även vid kortare uppehållstider än ett dygn.

Projektering och systemdesign

Ett sorptionsfilter/reaktiv barriär dimensioneras utifrån flera parametrar, bl a:

- Yt- eller grundvattenflöde
- Naturligt förekommande yt- eller grundvattengradient
- Föroreningskoncentrationen i det förorenade yt- eller grundvattnet
- Föroreningsplymens utbredning i djup- och ytled
- Permeabilitet hos omgivande jordlager
- Förorenings sammansättning
- Erforderlig uppehållstid i filtersubstansen
- Förväntad eller önskad ”livstid” hos filterkonstruktionen

Av ovanstående framgår att god kännedom erfordras om gradient- och strömningsförhållandena samt att förorenings sammansättning måste vara dokumenterad.

Filtrets/barriärens längd- och tvärsnittsarea kan i allmänhet beräknas med hjälp av Darcys lag: $Q = k \times i \times A$. Där k är den hydrauliska konduktiviteten, i är den hydrauliska gradienten och A är filtrets/barriärens tvärsnittsarea.

Filtrets hydrauliska konduktivitet samt gradient bör anpassas så att uppehållstiden för det förorenade vattnet vid passage via filtret/barriären uppgår till minst ett dygn. Detta är en

”tumregel” men knappast vetenskapligt belagt eftersom de processer som äger rum i ett filter till viss del är okända eller bristfälligt kartlagda.

Partikelavskiljning sker t ex mer eller mindre omedelbart redan i ett förfilter medan kemisk och fysikalisk adsorption kan kräva en relativt lång ”kontakttid” mellan förorening och sorbent. Samtidigt innebär en alltför lång kontakttid också ökad risk för fastläggning samt att ”reversibla processer” sätts igång som t ex utlakning av förorening från själva filtersorbenten.

Innan ett filter anläggs i pilot- eller fullskala bör ett antal dimensionerande filterförsök i laboratorie- eller bänkskala genomföras. Vid filterförsöken utprovas i allmänhet olika tänkbara sorptionsmaterial för den aktuella föroreningen. Försöken bör utföras på förorenat vatten från det aktuella efterbehandlingsobjektet.

Filtermaterialets sorptionskapacitet undersöks enklast genom provtagning av det testade vattnet före respektive efter passage via filtret. Desorption av föroreningar till följd av reversibla fastläggningsprocesser kan t ex undersökas genom att kontrollerade kolonn- eller skakförsök utförs på det mättade filtermaterialet efter avslutat filterförsök.

Generellt kan sägas att filter- och desorptionsförsök i laboratorieskala på förorenat vatten från det aktuella efterbehandlingsobjektet ger ett väsentligt bättre underlag för val av filtermaterial, dimensionering av filter och för prognostisering av filtrets reningsgrad och livslängd än olika teoretiska beräkningsmodeller avseende förväntade sorptionsprocesser. Orsaken är bl a att filterprocesserna till viss del är okända och att filtrets egenskaper därför är svåra att förutsäga.

Tillämpning

Filter/reaktiv barriär anläggs med syfte att hindra föroreningsutbredning via yt- eller grundvatten. Filter/reaktiv barriär kan antingen anläggas som en permanent installation för att hindra föroreningen från att spridas till ”känsliga objekt” (recipienter, brunnar/dricks-vattentäcker, skyddsområden m m) eller som en tillfällig installation under eller omedelbart efter en efterbehandlingsentreprenad. Erfarenheter från en lång rad gräv- och schakt-saneringar, bl a vid f d impregneringsplatser, indikerar att marksaneringsarbeten i flera fall leder till ett forcerat utläckage av föroreningar från ett förorenat markområde. Det kan således vara en god investering att i samband med en efterbehandlingsentreprenad anlägga ett sorptionsfilter som under efterbehandlingsfasen och några år därefter ”behandlar” det förorenade vattnet från markområdet.

Filtertechnik är i första hand tillämpligt för föroreningsämnen med en relativt hög sorptionsbenägenhet. Klorider, fenoler, kväveföreningar och andra vattenlösliga ämnen fastläggs eller fördröjs knappast alls i ett filtermaterial. Erfarenheter från filterkonstruktioner i Sverige visar bl a att metaller, PAH, dioxiner och PCB kan fastläggas/fördröjas relativt effektivt med hjälp av sorptionsfilter. PCB och dioxiner är praktiskt taget olösliga i vatten och förekommer därför nästan uteslutande i sorberad fas. De kan därigenom avskiljas från vattnet redan med hjälp av partikelfilter/förfilter.

Reaktiv barriär baserad på reduktiv dehalogenering är en teknik som nästan uteslutande har tillämpats på klorerade lösningsmedel i grundvattenzonen. Exempel på förorenade markområden där filtertechnik/reaktiv barriär utprovats i pilot- och/eller fullskala är:

- Impregneringsplatser (PAH, arsenik, krom, koppar)
- Kloralkaliindustri (dioxin, kvicksilver m m)

- Avslutade avfallsupplag/deponier (kommunalt avfall, industriavfall m m)
- Områden som förorenats av klorerade kolväten (kemtvättar m m)

Kontroll av behandlingsresultat

Provtagningsmöjligheter skall finnas för såväl utgående som inkommande vatten. Det är viktigt att provtagningspunkterna lokaliseras i omedelbar anslutning till sorptionsfiltret. Markfilter för förorenade yt- och lakvatten brukar i allmänhet anläggas med någon form av utjämningsmagasin uppströms filterkonstruktionen. Eftersom viss partikelavskiljning genom sedimentation kan äga rum i ett utjämningsmagasin bör en provtagningspunkt även vara lokaliserad uppströms utjämningsmagasinet.

Vad beträffar reaktiva barriärer så utförs provtagningen via grundvattenrör vilka skall installeras med filter/slits i nivå med den reaktiva barriären. Provtagning kan också utföras av själva filtermaterialet (i första hand av den aktiva sorptionsdelen) med syfte att klarlägga filtrets mätnadsgrad och framtida kapacitet för fastläggning/sorption. Lakförsök kan utföras på filtermaterialet för att undersöka i vilken utsträckning sorptionsprocesserna är reversibla respektive irreversibla.

Begränsningar och kända negativa effekter

Igensättning kan nedbringa sorptionskapaciteten redan på ett relativt tidigt stadium. Ett förfiler av grovt material brukar i allmänhet minska, men inte helt eliminera, risken för igensättning.

Ett sorptionsfilter förmår inte fördröja eller fastlägga helt vattenlösliga föroreningsämnen som t ex fenoler, klorider och olika typer av kväveföreningar. Den aktiva delen av filtret kan behöva bytas ut med periodvisa intervall till följd av mätnad eller igensättning. Även passiva sorptionsfilter erfordrar således visst underhåll under driftperioden.

Närbesläktade metoder

I internationell efterbehandlingslitteratur brukar begreppet reaktiv barriär/zon i allmänhet utvidgas till att utöver olika former av filterkonstruktioner även innefatta biologisk in situ-behandling av föroreningsplymer i grundvattenzonen. Reaktiva barriärer/zoner baserade på biologisk in situ-behandling behandlas närmare i separat avsnitt/kapitel.

Status och referensprojekt

Olika exempel på filterkonstruktioner i Sverige och deras huvudsakliga tillämpning är:

- Passivt sorptionsfilter bestående av sand med blandning av kalciumkarbonat/kalciumhydroxid (3-5 vikt-%) som aktiv substans för behandling av blyförorenat ytvatten från t ex ett skjutfältsområde (f d I4/A1 övnings- och skjutfältsområde, Linköpings kommun)
- Aktivt/pumpat rostjordsfilter för behandling av arsenikförorenat ytvatten från en f d impregneringsplats (Gunnita f d impregneringsplats, Kils kommun)

Erfarenheterna från Linköpings övningsfält och Gunnita f d impregneringsplats är att filtrens reningseffekter varit goda med cirka 70 % respektive cirka 90 % avskiljningsgrad för bly

respektive arsenik. De båda filteranläggningarna har varit i drift sedan slutet av 1990-talet och har en förväntad livslängd på 10-50 år.

Erfarenheterna visar också att visst underhåll och ombyggnad av filteranläggningarna kan erfordras redan inom period av 5-10 år från det att filtren anlades. Påpekas bör dock att de två ovan refererade projekten kan betraktas som ”fullskaleförsök”, dvs någon standardiserad modell för hur filtren skall projekteras och anläggas finns ännu inte. Läs mer om Gunnita f d impregneringsplats i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 33.

Sorptionsfilter har även anlagts för passiv behandling av lakvatten från avslutade avfallsupplag. I laboratorieskala har filter bestående av en blandning av sand, aktiverat kol (i granulatform) och höghumifierad torv visat sig ge god reningseffekt för COD, metaller och m fl ”avfallsrelaterade” föroreningar.

Reaktiv barriär/zon kan internationellt sett betraktas som en innovativ efterbehandlings-teknik. Merparten av metodutvecklingen har skett i Kanada vid Waterloo Centre for Groundwater Research där reaktiva barriärer började utprovas i början av 1990-talet. Även i USA har en viss försiktig användning av reaktiva barriärer påbörjats. Metoden har dock hittills bara tillämpats vid 17 st av USAs sammanlagt 1 800 avslutade eller pågående Superfund-projekt.

Av sammanlagt 500 registrerade behandlingsmetoder i det amerikanska Naturvårdsverkets databas Reach It - som sponsras av Superfund-projektet och som utgör en ”katalog” över tillgängliga åtgärdsteknologier för förorenade områden- utgörs cirka 11 st av olika typer av reaktiva barriärer.

Internationellt finns ett antal försök med reaktiv barriär rapporterade, främst för behandling av klorerade lösningsmedel i grundvattenzonen. Vid en industritomt i Tübingen, Tyskland, installerades 1998 ett ”funnel-and-gate” system för behandling av grundvatten som förorenats av klorerade kolväten (TCE, DCE, VC m fl). Behandlingen sker genom reduktiv dehalogenering med hjälp av nollvärt järn som grundvattenplymen via ”funnel-and-gate” systemet ”tvingas” att passera. Hittills genomförda provtagningar indikerar att ”ingående” halter av klorerade kolväten kring 250 µg/l efter passage via den reaktiva barriären reducerats till halter understigande 10 µg/l, vilket motsvarar gränsvärdet för klorerade kolväten i grundvatten inom det aktuella området.

I Sverige finansierade Miljöteknikdelegationen (1998-2001) ett fullskaleförsök med reaktiv barriär för behandling av tetra- och trikloretylen vid en kemtvättanläggning i Linköping. Den reaktiva barriären byggdes upp med nollvärt järn och installerades med hjälp av stålspons. Jordlagren på platsen utgörs av siltigt material som underlagras av en relativt genomsläpplig sandig morän. På ett relativt tidigt stadium efter installationen visades det sig att grundvattnet inte passerade via den reaktiva barriären på naturlig väg. Istället konstaterades en uppåtriktad gradient från den mer genomsläppliga sandiga moränen, dvs grundvatten trängde in i barriären ”underifrån”. Problemet kunde ej bemästras och fullskaleförsöket har därför inte gått att utvärdera.

Inom den danska Miljöstyrelsens Teknologikutvecklingsprogram har minst ett par fullskaleförsök med reaktiv barriär (i Danmark benämnd ”permeabel vägg”) genomförts. Försöken har innefattat behandling av klorerade kolväten med reduktiv dehalogenering samt fastläggning av sexvärt krom. Enligt uppgift skulle försöken vara avslutade under 2002/2003 men någon slutlig utvärdering har inte kunnat erhållas.

Källor och referenser

Allard B, Tema Vatten i natur och samhälle, Linköpings Universitet (1992): "Filterförsök SÖRAB, litteraturstudie" . Rapport upprättad på uppdrag av Terratema AB.

Envipro Miljöteknik, 2001: "Slutrapport från Miljöteknikdelegationens forsknings- och utvecklingsprojekt av mark och grundvatten förorenade med klorerade lösningsmedel."

Johan Helldén AB, 2001: "Kalkning och dikesfilterefterbehandling vid skjutfält." Johan Helldén AB uppdragsnr 01/012. Rapport upprättad på uppdrag av Försvarmakten Högkvarteret GRO Miljö.

Johan Helldén AB, 2005: "Gunnita f d impregneringsplats. Utvärdering av kontrollprogram 2003-2004." Johan Helldén AB uppdragsnr. 04/009. Rapport upprättad på uppdrag av Banverket, västra banregionen.

Klein, R & Schad, H (2000): "Results from a full scale funnel-and-gate system at the BEKA site in Tübingen (Germany) using zero-valent iron." Conference proceedings ConSoil 2000, Volume 2, pp 917-923.

Miljöstyrelsen/miljöministeriet (2003): "Evaluering af teknologiprogram för jord- och grundvandsförorening." Miljöprojekt nr. 751 2003. Teknologiuvecklingsprogrammet för jord- og grundvandsförorening.

3.2.6 Pumpning och behandling

Översiktlig metodbeskrivning

Pumpning och behandling (pump & treatment) har sedan flera decennier tillbaka varit den vanligaste behandlingsmetoden för att sanera förorenat grundvatten. På senare år har metoden alltmer kommit att kombineras och viss utsträckning också ersättas av behandlingsmetoder baserade på biologisk eller kemisk nedbrytning, koncentrationsmetoder (air sparging m fl) samt olika typer av reaktiva barriärer. Även s k naturlig självrening har i viss utsträckning kommit att tillämpas som ett alternativ till pumpning och behandling.

Pumpning och behandling innebär att grundvatten pumpas upp till markytan för någon form av behandling. Ett flertal olika behandlingsmöjligheter föreligger varav de vanligaste utgörs av filtrering via aktiv kol eller andra typer av filtermaterial. På senare år har även olika strippingmetoder, d v s metoder baserade på luftinjektering för avskiljande av VOC, samt olika biologiska behandlingsmetoder (bioreaktorer m fl) kommit att tillämpas för behandling av det uppumpade grundvattnet.

Det behandlade grundvattnet kan antingen återinjekteras i grundvattenzonen eller avledas till en närliggande ytvattenrecipient. Det kan också finnas motiv för att behandla grundvattnet ytterligare t ex genom att avleda det till ett kommunalt reningsverk.

Generellt anses möjligheterna vara goda att behandla det pumpade grundvattnet till halt-nivåer som medger en multifunktionell användning av det behandlade vattnet. Problemet ligger snarare i de restföroreningar som finns kvar i grundvattenakviferen och som inte kan avlägsnas med hjälp av grundvattenpumpning.

Grundvattenpumpning kan också tillämpas i syfte att hindra eller reducera spridningen av föroreningar från en identifierad föroreningskälla. Pumpningen sker då i allmänhet på en

djupare nivå eller utanför det förorenade området med målsättningen att påverka grundvattengradienten så att grundvattenströmningen från föroreningskällan begränsas.

Styrande faktorer

Möjligheten att framgångsrikt genomföra pumpning och behandling av en grundvattenförorening styrs av en lång rad faktorer vilka kan delas upp enligt följande:

- Akviferens hydrogeologiska och hydrauliska egenskaper
- Grundvattnets kemiska egenskaper
- Föroreningens egenskaper

Exempel på akviferrelaterade egenskaper som styr behandlingsmöjligheterna är bl a: hydraulisk konduktivitet, hydraulisk gradient, transmissivitet, porositet/ effektiv porositet och magasinsegenskaper (magasinskoefficient m m).

Grundvattnets kemiska egenskaper såsom pH, konduktivitet, temperatur, alkalinitet, kalciuminnehåll, magnesium- och järninnehåll (löst och totalt), koncentrationen av löst syre, suspensionshalt m m är egenskaper som styr möjligheterna att utforma ett långtidsbeständigt pump- och behandlingssystem.

Igensättning till följd av utfällning av kalk, metaller och partiklar är en vanlig orsak till att behandlingssystem baserade på grundvattenpumpning inte fungerar tillfredsställande. Pumparnas elektriska och mekaniska funktion påverkas också i stor utsträckning av grundvattnets kemiska egenskaper.

Exempel på föroreningsrelaterade egenskaper som påverkar behandlingsmöjligheterna är bl a i vilken utsträckning föroreningen utgörs av organiska eller oorganiska komponenter, andelen vattenlöslig förorening, förekomsten av fri produktfas i form av NAPL, förekomsten av klorerade kolväten m m.

Projektering och systemdesign

För att projektera ett behandlingssystem baserat på grundvattenpumpning med efterföljande behandling krävs dels att akviferegenskaperna är noggrant kartlagda, dels att föroreningens utbredning och sammansättning är känd. Projekteringen av ett behandlingssystem i full skala måste således vara baserad på såväl en hydrogeologisk som en miljögeoteknisk undersökning av det aktuella området. I den hydrogeologiska undersökningen fastställs akviferens egenskaper med avseende på de styrande faktorer som redovisas ovan. En miniminivå är att grundvattenakviferens egenskaper med avseende på hydraulisk konduktivitet, hydraulisk gradient och strömningshastighet/flöde fastställs. Dessa egenskaper kan i allmänhet beräknas eller åtminstone uppskattas utan omfattande och i allmänhet relativt kostsamma provpumpningsinsatser.

För att fastställa de magasinsegenskaper (transmissivitet, magasinskoefficient, specifikt utbyte m m) erfordras i allmänhet att provpumpningsinsatser genomförs. I samband med större efterbehandlingsinsatser, där syftet t ex kan vara att hindra fortsatt förorenings-spridning eller att återställa delar av en förorenad vattentäkt är provpumpningsinsatser nödvändiga som en del i projekteringsarbetet. Vid mindre efterbehandlingsinsatser där grundvattenpumpningen mer utgör ett komplement till andra efterbehandlingsmetoder och där syftet kanske enbart är att avlägsna fri produktfas bedöms provpumpningsinsatser vara av mindre värde.

Den miljötekniska grundvattenundersökningen inriktas på att kartlägga grundvattenföroreningens utbredning i yt- och djupled, föroreningens kemiska sammansättning, föroreningskoncentrationen samt förekomsten av fri produktfas både i form av LNAPLs och av DNAPLs. Inom ramen för den miljötekniska grundvattenundersökningen bör också grundvattnets naturliga status vad avser pH/alkalinitet, konduktivitet, löst syre m m fastställas.

Utifrån resultaten av den hydrogeologiska och den miljötekniska grundvattenundersökningen kan pumpsystemet designas med avseende på:

- Antalet pumpbrunnar samt nivå för brunnfilter/slitsar
- Placering av pumpar samt erforderliga pumpflöden för grundvattenavsänkning
- Strategi för pumpning (Behöver separationspumpning tillämpas? Erfordras borttagande av fri produktfas med hjälp av skimmer eller motsvarande? Skall pumpning ske intermittent eller kontinuerligt?)
- Behov av hydraulisk uppspräckning eller andra metoder för att öka föroreningens tillgänglighet.

Nästa steg är att välja behandlingsmetod för det förorenade vattnet. Ett stort urval av behandlingsmetoder föreligger och valet av behandlingsmetod styrs nästan uteslutande av föroreningens sammansättning.

För en grundvattenförorening med i huvudsak organiska föroreningskomponenter föreligger följande behandlingsalternativ:

- Stripping (luftinblåsning för avlägsnande av VOC och s-VOC)
- Filtrering via aktiverat kol
- Kemisk oxidation (oxidation/destruktion genom tillsats av t ex väteperoxid, ozon, UV-ljus m m)
- Membranfiltrering (t ex ultrafiltrering/nanofiltrering, omvänd osmos)
- Biologisk nedbrytning (bioreaktorer m m)

För en grundvattenförorening med i huvudsak oorganiska föroreningskomponenter (tungmetaller m m) föreligger följande behandlingsalternativ:

- Kemisk fällning genom tillsats av pH-justerande additiv (tillämpas främst på metallföroreningar varvid metallerna ”fälls ut” som hydroxider).
- Medfällning (tillsats av järn kan t ex tillämpas för att medfälla arsenik)
- Jonbytesprocesser
- Adsorption med hjälp av aktiverat kol eller andra filtermaterial
- Omvänd osmos
- Kemisk oxidation (bl a cyanider kan transformeras genom oxidation)

Några av de ovan redovisade behandlingsmetoderna för det uppumpade grundvattnet kan medföra ett behov av sekundära reningsprocesser. T ex innebär metallutfällning ett behov av att avvattna och deponera metallhaltigt slam. Samtliga stripping-processer för avskiljande av VOC och s-VOC innebär ett behov av rening av utgående luft.

I ett avslutande steg måste en strategi för hur det behandlade grundvattnet skall omhändertas upprättas. Det är i allmänhet möjligt att med ovan redovisade behandlings-metoder uppnå erforderlig reningsgrad för det behandlade grundvattnet i sig. Det är därför i flertalet tillämpningar möjligt att återinjektera det behandlade grundvattnet.

Om syftet med grundvattenpumpningen istället är att påverka grundvattenströmningsbilden och därigenom hindra fortsatt förorenings-spridning via grundvattenzonen är återinjektering i allmänhet ett sämre alternativ. Dels kan återinjektering leda till att en tidigare oförorenad del av grundvattenmagasinet förorenas av det helt eller delvis förorenade injektionsvattnet, dels kan återinjektionen innebära att strömningsbilden endast marginellt ändras. Skall strömningsmönstret ändras i en grundvattenakvifer med hög hydraulisk konduktivitet måste en relativt kraftig grundvattenavsänkning uppnås. Det pumpade grundvattnet kan t ex avledas till en ytvattenrecipient eller till ett kommunalt reningsverk. I allmänhet är utspädningen i ytvattenrecipienten så pass stor att de restföroreningar som eventuellt föreligger i det pumpade grundvattnet ”späds ut” till nivåer som inte innebär någon påverkan på akvatiskt liv. En ekotoxikologisk riskbedömning avseende recipientpåverkan är naturligtvis nödvändig innan en dylik åtgärd kan vidtas.

Tillämpning

Pumpning och behandling av grundvatten tillämpas i första hand på grundvattenföroreningar med dominerande innehåll av organiska föroreningsämnen. Den kanske allra vanligaste tillämpningen är att åtgärda grundvattenmagasin som förorenats av oljeprodukter (bensin, diesel, eldningsolja m m). I dylika tillämpningar har avskiljande av fri produktfas ingått som en väsentlig del. Metoden tillämpas i första hand i porakviferer med relativt hög hydraulisk konduktivitet även om tillämpning i sprickakviferer (kristallin berggrund m m) förekommer.

Kontroll av behandlingsresultat

Kontrollfunktionen kan delas upp i två delar:

1. Kontroll av behandlingsresultatet avseende uppumpat grundvatten.
2. Kontroll av behandlingsresultatet i den förorenade grundvattenakviferen.

Behandlingsresultaten enligt punkt 1 ovan är relativt enkla att kontrollera genom analys av ingående respektive utgående grundvatten. Behandlingsresultaten enligt punkt 2 erfordrar installation av grundvattenrör för fortlöpande provtagning i grundvattenakviferen. Olika nivåer bör provtas liksom olika delar av akviferen. Det är i allmänhet svårt att klarlägga behandlingsresultatet på akviferen i sin helhet. Även om det pumpade grundvattnet efter en tid uppvisar reducerade haltnivåer kan inneslutningar av fri produktfas (NAPLs) finnas kvar i grundvattenakviferen och utgöra sekundära källor till grundvattenförorening. Behandlingsresultatet måste således följas upp under en längre tid även efter avslutad pumpning.

Begränsningar och kända negativa effekter

En känd begränsning vid pumpning och behandling av grundvatten är svårigheten att framgångsrikt behandla grundvattenföroreningar med en stor andel fri produktfas, särskilt då denna föreligger i form av DNAPLs. Fri produktfas med huvudsakligt innehåll av LNAPLs (t ex oljeföroreningar) kan i viss utsträckning bemästras genom sk separationspumpning, d v s

genom en kombination av djup-brunnspumpning och skimming/sugpumpning. Den samlade erfarenheten avseende pumpning och behandling av DNAPLs (t ex klorerade lösningsmedel) är att restföroreningar kommer att kvarstå för lång tid framöver såvida inte grundvattenpumpningen kombineras med kemiska och/eller biologiska nedbrytningsmetoder.

En negativ effekt som ibland framhålls beträffande pumpning och behandling är att grundvattenavsänkningen kring pumpbrunnarna kan leda till föroreningstransport i djupled. Föroreningsspridning i vertikalled till följd av grundvattenavsänkning kan i allmänhet motverkas genom omhändertagande av fri produktfas innan grundvattenpumpning i större skala påbörjas.

Närbesläktade metoder

En med konventionell pumpning och behandling närbesläktad efterbehandlingsmetod är skv bioslurping som innebär att den fria produktfasen (i allmänhet en petroleumförorening) avlägsnas med hjälp av ett kraftigt vakuum. Därigenom behöver någon ”sänktratt” inte tillskapas och risken för att petroleumföroreningen ska spridas i vertikalled till följd av grundvattenavsänkning kan i stort sett elimineras. Den olje- och vattenblandning som med hjälp av vakuum extraheras från den installerade saneringsbrunnen får passera en skv vätskeavskiljare där luft och vätska separeras. Luften leds därefter via ett kolfilter medan den oljehaltiga vätskan får passera en oljeavskiljare. En sekundär effekt av metoden är att relativt stora mängder luft sugas via porsystemet. Luftomsättningen kan i gynnsamma fall medverka till en ökning av biologisk aktivitet i den omättade zonen strax ovanför grundvattenytan, därav benämningen bioslurping.

Status och referensprojekt

Pumpning och behandling av grundvatten måste internationellt sett betraktas som den vanligaste efterbehandlingsmetoden för förorenat grundvatten. Pumpning och behandling har t ex tillämpats vid fler än 700 av de sammanlagt 1800 amerikanska Superfund-projekten. Från början av 1980-talet till mitten av 1990-talet tillämpades pumpning och behandling som efterbehandlingsmetod vid ca 75 % av de Superfund-objekt där förorenat grundvatten påträffats. Den övergripande slutsatsen från det stora antalet grundvattenpumpningsprojekt som genomförts inom Superfund är att åtgärds mål – som i flertalet av de genomförda projekten varit att uppnå dricksvattenkriterier - inte varit möjliga att uppnå enbart med pumpning och behandling.

Generellt kan sägas att pumpning och behandling i första hand är en metod som tillämpas på grundvattenföroreningar dominerade av vattenlösliga föroreningsämnen eller av LNAPLs, främst petroleumkolväten. Det har dock genomförts ett stort antal efterbehandlingar även med avseende på DNAPLs, främst klorerade lösningsmedel. Genom särskild pumpteknik, t ex nivå- och frekvensstyrd pumpning har bl a tyska fullskaleförsök visat på möjligheter att väsentligt reducera föroreningshalterna av klorerade kolväten. Att med säkerhetsmarginal uppnå dricksvattenkriterier för klorerade kolväten enbart genom pumpning och behandling har dock även i de fullskaleförsök som kan betraktas som framgångsrika visat sig vara svårt.

I ett demonstrationsprojekt finansierat av Miljöteknikdelegationen 1999-2000 genomförde företaget Anox AB i samarbete med VBB Viak AB ett pilotskaleförsök med pumpning och efterföljande biologisk behandling av grundvatten som förorenats av främst klorerade kolväten vid en f d garverifabrik (Glacéläder-fabriken) i Kävlinge. Grundvattnet i anslutning till fabriksområdet uppvisade höga halter av främst tri- och dikloretan (>1000 mg/l). Det

pumpade grundvattnet fick efter inledande spädning med renvatten först passera en anaerob bioreaktor där reduktiv dehalogenering av de klorerade kolvätena tillämpades. I ett andra behandlingssteg passerade det förorenade vattnet en aerob bioreaktor varefter det avleddes till en ytvattenrecipient. Beräkningar utifrån pilotskaleförsöket visade att pumpning och efterföljande bioreaktorbehandling skulle behöva pågå i storleksordningen 10 år för att avlägsna önskad mängd (i detta fall 4 ton) lösningsmedel från det primärt förorenade området i grundvattenakviferen. Vidare indikerade pilotskaleförsöken att en fullständig deklorering ej erhöles vid bioreaktorbehandlingen varför relativt stora mängder av dikloreten och trikloreten skulle behöva återinfiltreras, alternativt avledas till ytvattenrecipient efter genomförd behandling. Mot bakgrund av resultaten av pilotskaleförsöket valde man att ej gå vidare med pumpning och behandling i full skala.

Ett grundvattenpumpningsprojekt genomfördes år 2004 i Tranemo kommun. Grundvatten som förorenats av xylen behandlades genom pumpning och luftning/stripping. Projektet beskrivs närmare i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 86.

Källor och referenser

Breh, W & Frank, K (2000): "Hydraulic remediation of a DNAPL contamination by frequency controlled pumps." Conference proceedings ConSoil 2000, Volume 2, pp 1103-1104.

Broms, S (2006): Muntlig information angående SPIMFAB:s erfarenheter av "pumpning och behandling". SPI Miljösaneringsfond AB.

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Däldehög AB (2001): Produktinformationsblad "Bio slurping".

Englöv, Peter (2006). Muntligt meddelande. Peter Englöv, Sweco Viak AB.

Evangelos, G & Laser, U (2000): "Bioslurping for remediation – a cost-effective cleanup option". Conference proceedings ConSoil 2000, Volume 2, pp 1105-1106.

Suthersan, S.S (1997): "Remediation Engineering. Design Concepts." Lewis Publishers. ISBN 1-56670-137-6.

Welander, T., Welander, P., Englöv, P & Vanek, V (2000): "Biologisk reduktion av klorerade kolväten i grundvatten". Rapport för Miljöteknikdelegationen.

3.2.7 Övriga koncentrationsmetoder

Andra exempel på koncentrationsmetoder är:

- Elektrokinetik
- Fytosanering

Båda metoderna betraktas som innovativa, d v s tillämpning i fullskala förekommer än så länge sparsamt och i den internationella litteraturen rapporteras i huvudsak bänk- och pilotskaleförsök.

Med *elektrokinetik* avses i allmänhet en metod baserad på tillskapande av elektriska spänningsfält med hjälp av elektrodinstallationer (katoder och anoder) i den förorenade jorden.

Metoden tillämpas i första hand på metallförorening varvid positivt laddade metalljoner insamlas på den negativt laddade katoden medan negativt laddade metalljoner insamlas på anoden. Efter genomförd behandling tas elektroderna upp ur marken och omhändertas som koncentrerat farligt avfall, alternativt återvinns metallerna. Metoden rapporteras fungera oberoende av jordens permeabilitet även om vissa restriktioner beträffande förekomst av organisk halt föreligger. I ex situ-format tillämpas elektrokinetik kommersiellt vid Soilrems anläggning i Kalundborg, Danmark (ref. www.renaremark.se). I anläggningen behandlas metallförorenad jord omgångsvis i stora kar.

Fytosanering *indelas i tre skilda tillämpningar*, 1. Fytoextraktion, avses i första hand metallupptagning via planterade växter/träd, 2. fytostimulerad nedbrytning, samt 3. fytostabilisering. Det är sedan länge känt att olika senapsarter (åkersenap m fl) har en benägenhet att extrahera bly och andra metaller från förorenad jord. Bänkskaleförsök utförda i klimatkammare med simulerade skandinaviska klimatförhållanden indikerar emellertid att behandlingen måste pågå i ”orimligt lång tid”, ofta hundratals år innan metallföroreningen med hjälp av växter extraherats ur det förorenade markområdet i sådan omfattning att uppställda åtgärds mål uppnåtts. Försök utförda med bl a genmodifierade växter indikerar att ett snabbare extraktionsförlopp kan erhållas. I varmare klimatzoner kan i allmänhet flera skördar genomföras varje år och därigenom kan också extraktionsgraden ökas. Fytoextraktion för sanering av Pb, Cd, Ni och Cu med *Salix* demonstreras sedan några år vid två platser i Sverige, Fliseryd och Sunnersta. Projektet leds av Maria Greger, Stockholms Universitet (ref. www.eugris.info). Fytostimulering för nedbrytning av olja med *Salix*, genomförs bland annat vid en oljedepå i Karlstad, under ledning av Sonja Blom, FBEngineering (ref. www.renaremark.se).

3.3 Destruktionsmetoder

3.3.1 Förbränning

Översiktlig metodbeskrivning

Förbränning har under flera decennier tillämpats som metod för destruktion av såväl blandat icke-farligt avfall som farligt avfall. Behandling av förorenade jordar med förbränning utgör i allmänhet inget ”förstahandsalternativ” eftersom kostnaden är förhållandevis hög. Däremot har förbränning i flera fall tillämpats för att destruera koncentrerade föroreningsextrakt som erhålls vid tillämpning av olika koncentrationsmetoder som t ex jordtvättning, termisk desorption och vakuumenträkning.

Vid förbränning omvandlas de organiska föroreningarna till oorganiska restprodukter. Avfallet eller den förorenade jorden hettas upp i närvaro av syre. Förbränning sker vid väsentligt högre temperatur än termisk desorption som uteslutande syftar till att ”driva av” föroreningar från det förorenade materialet. I huvudsak tillämpas två olika typer av förbränningsanläggningar vid förbränning av förorenade jordar och farligt avfall:

- Roterande ugn
- Fluidiserande bädd

Den roterande ugnen utgörs av en svagt lutande cylinder som roterar kring sin horisontella axel. Förbränning sker i temperaturintervallet 1200-1400 °C. I den fluidiserande bädden sker

förbränningen under samtidig inblåsning av luft/syre via en bädd som förutom förorenad jord/avfall även innehåller icke-brännbart material (kalk, sand m m). Till följd av luftinblåsningen kommer bädden att uppträda som ett svävande stoft, d v s den fluidiserar. Fluidiserande bädd benämns också ibland ”virvelbäddspanna”. Förbränningstemperaturen i en fluidiserande bädd är väsentlig lägre än i en roterande ugn, ca 800-900 °C.

Styrande faktorer

Förbränningens behandlingsresultat styrs i första hand av avfallets eller den förorenade jordens innehåll av organiskt brännbart material. Oorganiskt och därmed icke-brännbart material hamnar i askor eller slaggprodukter och kan således inte destrueras.

Behandlingsresultatet styrs också av i vilken utsträckning processen förmår att destruera eller omhänderta oförbrända gaser som på ett tidigt stadium i förbränningsprocessen avgår från materialet. Om erforderliga reningsfilter och/eller efterbrännkammare saknas kommer dessa gaser att okontrollerat avgå till atmosfären.

För destruktion av högmolekylära dioxiner/furaner erfordras att en hög temperatur upprätthålls i ugnszonen under hela förbränningsprocessen. Enklare dioxiner/furaner kan destrueras redan vid en förbränningstemperatur av 900 °C, medan destruktion av högklorerade dioxiner/furaner erfordrar en förbränningstemperatur överstigande 1000 °C.

Projektering och systemdesign

I Skandinavien och övriga Europa utförs förbränning av förorenade jordar eller koncentrerade extrakt från olika efterbehandlingsprocesser så gott som uteslutande i fasta och noggrant kontrollerade förbränningsanläggningar. Dessa är i allmänhet konstruerade med syfte att förbränna farligt avfall i fast eller flytande form. Någon justering/ombyggnad av anläggningarna för att behandla/destruera organiska föroreningsämnen i förorenade jordar och sediment brukar i allmänhet inte erfordras. Inte heller genomförs laboratorie- och bänkskaleförsök med syfte att klarlägga förbränningsmetodernas tillämpbarhet.

Däremot är det viktigt att föroreningsinnehållet är noggrant kartlagt och dokumenterat. Högklorerade organiska föreningar (dioxiner, furaner och plana-PCB) destrueras först vid relativt höga temperaturintervall. Förekomsten och sammansättningen av dessa ämnen måste därför vara dokumenterad för att erforderlig förbränningstemperatur, syrgashalt, uppehållstid m m skall kunna förutsägas.

Vidare innebär förekomst av lågklorerade flyktiga och halvflyktiga kolväten risk för uppkomst/bildning av dioxiner, särskilt då lägre förbränningstemperaturer tillämpas vilket fallet är vid tillämpning av fluidiserande bädd. Fluidiserande bädd kan därför behöva kompletteras med efterbrännkammare för behandling av dioxiner i utgående rökgaser.

Omhändertagandet av restprodukterna (slagg, askor m m) är till stor del beroende av det ursprungliga materialets metallinnehåll vilket således måste vara kartlagt.

Tillämpning

Förbränning kan tillämpas för att destruera i stort sett alla former av organiska föroreningsämnen. Metoden är dock i första hand avsedd för att destruera sådana föroreningsämnen som inte kan behandlas med enklare och billigare metoder som t ex biologiska och kemiska nedbrytningsmetoder. Exempel på dylika föroreningsämnen är högmolekylära dioxiner/furaner och vissa PCB-föreningar. Förbränning är i första hand en ”komplementmetod”, d v s den

föregås i allmänhet av en annan efterbehandlingsmetod vars syfte är att ”koncentrera upp” den aktuella föroreningen. T ex kan förbränning tillämpas för att destruera organiska extrakt från olika typer av jordtvättprocesser eller andra extraktionsprocesser (air sparging, vakuumenträktion m fl).

I Sverige liksom i övriga Europa förekommer i stort sett enbart fasta förbränningsanläggningar. I USA och även i Kanada finns i större utsträckning mobila förbränningsanläggningar för behandling av förorenade material on site. Förbränning kan även tillämpas som metod för att vitrifiera jord med mycket höga metallhalter. Detta har i Sverige tillämpats för att behandla ”hot spots” med extremhöga arsenikhalter (>50 000 mg arsenik/kg TS) från en f d impregneringsplats. Vid förbränning av den metallhaltiga jorden erhålls en vitrifierad, glasartad slaggprodukt som i stort sett kan betraktas som inert, d v s icke-läkningssbar. Av kostnadsskäl kan metoden endast tillämpas på mindre mängder metallförorenade jordar.

Kontroll av behandlingsresultat

Behandlingsresultaten kontrolleras genom provtagning/analys av det förorenade materialet före respektive efter genomförd förbränning. Restprodukterna i form av askor och slagg undersöks i allmänhet med avseende på metallinnehåll men kan i fall där klorerade kolväten behandlats även behöva provas med avseende på dioxiner/furaner som kan bildas vid ofullständig förbränning. Standardiserade lakförsök av främst förbränningsaskor erfordras i allmänhet för avfallskaraktärisering och för bedömning av om restprodukterna kan återanvändas som t ex konstruktionsmaterial.

Begränsningar och kända negativa effekter

Metoden är på grund av sin höga kostnad i allmänhet begränsad till mindre mängder högkoncentrerade föroreningsextrakt och/eller hot spots med organiska föroreningsämnen. Metodens främsta nackdel bedöms utöver kostnaden vara att en i stort sett steril och icke odlingsbar restprodukt erhålls. I de fall klorerade kolväten eller klorider i kombination med organiska föroreningsämnen ingår föreligger risk för dioxinbildning om inte tillräckligt hög och jämn temperatur kan upprätthållas i förbränningszonen. Emission av dioxiner har också konstaterats vid ofullständig förbränning av emitterade rökgaser.

Närbesläktade metoder

En med förbränning närbesläktad metod är termisk desorption som närmare beskrivs i separat avsnitt. Termisk desorption skiljer sig från förbränning bl a genom att metoden tillämpas vid ett väsentligt lägre temperaturintervall. Vidare är termisk desorption en koncentrationsmetod där syftet är att avdriva och insamla de flyktiga och halvflyktiga organiska föreningar som föreligger i ett förorenat jordmaterial.

Status och referensprojekt

I Sverige tillämpas förbränning huvudsakligen som komplement till en lång rad andra efterbehandlingsmetoder. Destruktion av organiska föroreningar genom förbränning begränsas i allmänhet till föroreningsextrakt från t ex jordtvätt och vakuumenträktion eller till ”hot spots” med mycket höga halter av biologisk och kemiskt svårnedbrytbara organiska föreningar som t ex dioxiner och PCB.

Även i övriga Europa utgör förbränning i första hand ett komplement till andra efterbehandlingsmetoder. I USA däremot har förbränning i flera projekt tillämpats som huvudsaklig efterbehandlingsmetod. I USA används mobila förbränningsanläggningar för destruktion av bl a markföroreningar härrörande från militär verksamhet (explosivämnen m m). Av sammanlagt 1800 Superfund-projekt har förbränning i mobila anläggningar on site ingått som efterbehandlingsmetod i ca 40 st projekt. Förbränning i fasta anläggningar (of site) har tillämpats som behandlingsmetod för sammanlagt 104 Superfund-projekt. Totalt har således destruktion genom förbränning tillämpats vid ca 8 % av Superfund-projekten. I Kanada finns idag (2005) två fasta förbränningsanläggningar certifierade för förbränning/destruktion av PCB-förorenade jordar och avfall.

Källor och referenser

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Helldén, J (1993): "Åtgärdsteknik. Metoder för efterbehandling och sanering av förorenad mark". Naturvårdsverket rapport 4232.

Pilon, A (2005): "Muntligt meddelande". Adrian Pilon, Montreal Centre of Excellence in Brownfield Rehabilitation. Montreal, Kanada.

3.3.2 Biologiska nedbrytningsmetoder

Översiktlig metodbeskrivning

Biologisk nedbrytning är en samlande beteckning för metoder som innebär att organiska föroreningar på mikrobiologisk väg omvandlas till enklare och i allmänhet mindre toxiska organiska föreningar. Vid fullständig biologisk nedbrytning bildas oorganiska slutprodukter (koldioxid och vatten).

Bakterier behöver för sin överlevnad tillgång till kol, väte, kväve, fosfor och syre. Kolväten i t ex olja och kreosot kan därför utgöra en näringskälla för markens bakterier. Genom att tillsätta kväve, fosfor och syre stimuleras markens naturliga innehåll av mikroorganismer att tillväxa. Därmed kommer också de organiska föreningarna att konsumeras och brytas ned.

Biologisk nedbrytning handlar främst om att utnyttja markens naturliga innehåll av mikroorganismer (bakterier och svampar) för att bryta ned de organiska föroreningarna. Det förekommer också att i laboratorieskala framodlade bakterie- eller svampkulturer tillsätts.

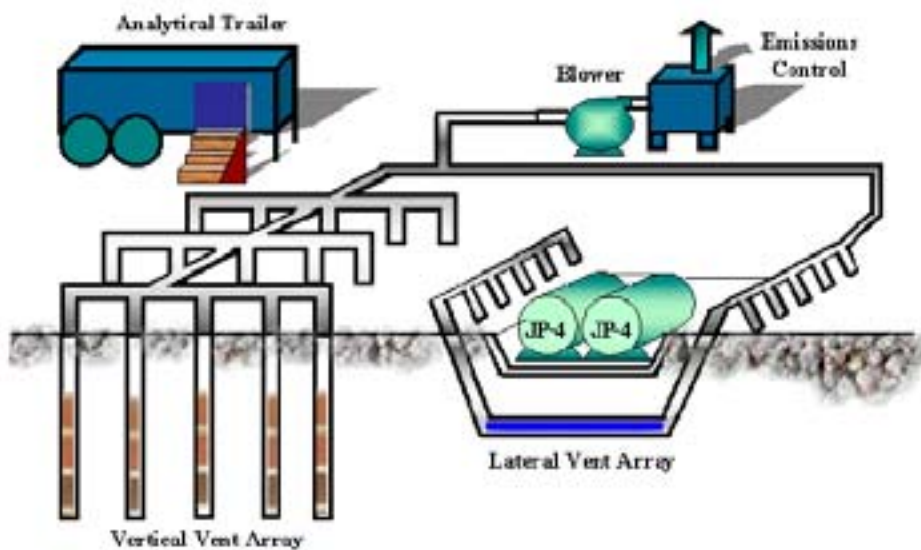
Biologiska efterbehandlingsmetoder kan delas upp i tre huvudgrupper:

- In situ-behandling
- Komposteringsmetoder
- Reaktorbaserade behandlingsmetoder

In situ-behandling innebär att syre och näringsämnen tillförs marken in situ utan föregående uppgrävning. In situ-behandling kan utföras både ovanför och under grundvattenytan. Vid in situ-behandling av grundvattenzonen behandlas i första hand de föroreningar som är lösta i vattnet. Föroreningar som är bundna till jordpartiklar kan i allmänhet behandlas på biologisk väg först sedan de frigjorts från partiklarna med hjälp av t ex tensider.

Näringsämnen kan tillföras direkt via injektionsbrunnar eller via vatten som långsamt får infiltrera ned genom det förorenade markområdet. Syre tillförs i allmänhet på något av följande sätt:

- Direkt tillförel av syrgas
- Tillförel av syremättat vatten
- Väteperoxid
- Vakuumentilation



Figur 3-6: Exempel på anläggning för biologisk ventilation/in situ-behandling (källa: US EPA).

Direkt tillförel av syrgas är det mest kostsamma alternativet medan syre/lufttillförel via vakuumentilation ("biologisk ventilering") sannolikt är den billigaste och enklaste metoden. Väteperoxid har en vattenlöslighet på 100 % och sönderfaller i grundvattenzonen till vatten och syrgas. Väteperoxiden tillsätts vanligtvis via injektionsbrunnar. Syremättat vatten kan t ex tillsättas i form av "artificiell nederbörd" som får infiltrera ned via den omättade zonen. Vid biologisk ventilation skapas med hjälp av pumpar ett undertryck i den omättade zonen. Därvid kommer atmosfärsluft att passivt strömma till och ersätta den porluft som sugits ut ur marken.

Kompostering innebär att näring, luft/syre, vatten och i vissa fall bakterier under kontrollerade former tillförs uppgrävda förorenade jordmassor. Vid flera tillämpningar blandas dessutom ett fyllnadsmaterial/strukturförbättrare in i jordmaterialet för att öka jordens genomsläpplighet för luft och vatten. Exempel på material som kan användas är bark, träflis och halm. Bakterier kan tillsättas genom att t ex hästgödsel eller hönskötsel blandas in i den förorenade jorden. Vid *land treatment* (även benämnt landfarming) som egentligen är en form av kompostering läggs de förorenade jordmassorna ut i ett tunt lager och tillförs näring, luft, vatten med i stort sett traditionella markbearbetningsmetoder.

I en *bioreaktor* blandas förorenad jord och vatten så att en pumpbar/omrörningsbar slurry erhålls (därför benämningen slurryreaktor). Fukthalt, näringstillförel, pH-värde samt syrgashalt justeras så att maximalt gynnsamma förhållanden för biologisk nedbrytning erhålls.

Bioreaktorer för behandling av jord kan principiellt vara av två huvudtyper, sluten container (tank) eller en damm med tätskikt i botten (lagun). Mikroorganismer kan tillföras innan behandlingen påbörjas eller kontinuerligt under behandlingens gång. Storleken hos kommersiella bioreaktorer av containertyp ligger vanligtvis i intervallet 100-1000 m³. Anläggningarna är transportabla och erfordrar i uppmonterat skick en uppställningsyta mellan 200-900 m². De kräver dessutom tillgång till elektrisk ström samt vatten. Bioreaktorer kan också användas för att behandla uppumpat grundvatten. I bioreaktorn kan pH, näringstillförsel och syretillgång regleras så att goda betingelser för mikrobiell aktivitet i det förorenade grundvattnet uppkommer.

Styrande faktorer

Styrande miljöfaktorer vid biologisk behandling är bl a:

- Temperatur
- pH-värde
- Fuktighetsförhållanden och syretillgänglighet
- Förekomst av toxiska ämnen/föreningar

En lång rad studier har visat att såväl anaeroba som aeroba biologiska nedbrytningsprocesser fungerar optimalt inom temperaturintervallet 20-35 °C. Studier visar också att biologiska nedbrytningsprocesser kan förekomma vid så låga temperaturer som +4 °C. Vid stigande temperatur forceras såväl kemiska som enzymatiska reaktioner. För flertalet mikroorganismer avstannar emellertid tillväxten vid temperaturer överstigande 40 °C. Vid biologisk efterbehandling används i allmänhet sk mesofila bakteriestammar med optimal tillväxt inom intervallet 25-35 °C.

Optimalt pH-värde för biologisk nedbrytning bedöms ligga inom pH-intervallet 6,5-7,5. Nedbrytningsprocesser har emellertid observerats inom pH-intervallet 4,5-8,5.

Bakterieceller innehåller mer än 75 % vatten. Vid uttorkning upphör respirationen och bakteriecellerna inaktiveras. Den behandlade jordens vatteninnehåll bör emellertid inte överstiga 45 % vattenmättnadsgrad. Vid högre vattenmättnadsgrad minskar syretillgängligheten.

En lång rad ämnen/föreningar kan störa den biologiska nedbrytningsprocessen i förorenade jordar. Det gäller bl a tungmetaller och ett flertal organiska föreningar. Det är i regel inte ”totalinnehållet” i den fasta fasen som inverkar hämmande på den biologiska behandlingsprocessen. Istället är det den lösta koncentrationen i porvattnet som bör beaktas. För ämnen som reducerar/inhiberar biologisk nedbrytning föreligger tröskelkoncentrationer över vilka en reduktion av den biologiska aktiviteten i jordmaterialet observeras.

Projektering och systemdesign

Utprovning och tester av biologiska nedbrytningsprocesser i laboratorie- och bänkskala blir alltmer ovanliga i takt med att erfarenheterna av fullskalebehandlingar har vuxit. Idag föreligger färdiga koncept för såväl olika komposteringsmetoder som för biologisk in situ-behandling.

För att kunna projektera ett system för in situ-behandling i fullskala krävs kännedom om såväl den aktuella föroreningens egenskaper som markområdets/matrisens egenskaper.

Exempel på förorenings- och platsrelaterade egenskaper som måste vara kända för att ett system för biologisk in situ-behandling ska kunna designas är bl a:

- Föroreningskoncentration och utbredning samt fördelning i den stratigrafiska profilen.
- Föroreningsfasfördelning (vatten-fastfas-porluft-fri produktfas)
- Jordmatrisens luftpermeabilitet och porositet
- Jordmatrisens vatteninnehåll/vattenkvot och organiska halt
- Djupet till grundvattenytan/omättade zonens mäktighet

Installationernas omfattning vid in situ-behandling varierar från fall till fall och beror av bl a föroreningstyp och jordart. I regel omfattar installationerna både rör för injektering av näring och syre/luft till grundvattenzonen samt ytligt nedgrävda bevattningssystem för tillförsel av näring och syremättat vatten till markzonen ovanför grundvattenytan.

För kompostering tillämpas i regel två olika typer av tekniska lösningar: öppen och sluten kompostering. Vid så kallad *öppen kompostering* (landtreatment) läggs den förorenade jorden upp i tjocka strängar/vallar. Vanligtvis tillförs näring genom att den förorenade jorden före utläggningen blandas med gödsel (hästgödsel, hönskötsgödsel eller motsvarande) eller genom att NPK tillförs i form av näringslösning. Luftningen sker ofta mekaniskt genom inblandning med hjälp av grävmaskiner.

Vid *statisk eller sluten kompostering* läggs jordmaterialet upp i flera lager med särskilda luftningsskikt emellan där luften tillförs via perforerade rör. Ofta tillförs strukturförbättrare i form av bark, flis m m innan jordmaterialet läggs in i komposten. Materialet innesluts i tätdukar/liners och luft tillförs passivt efter vakuumenträkning. Extraherade kolväten omhändertas i kolfilter eller förbränns på katalytisk väg.

Någon projektering erfordras i regel ej vid uppbyggnad av öppna och statiska komposter som uteslutande tillämpas på uppgrävda massor. Ett laborieförsök i en mindre bioreaktor tar från ca en vecka till flera månader att genomföra beroende på föroreningstyp och jordart. Laborieförsöket ger i bästa fall indikationer på att den aktuella föroreningen går att bryta ned. Resultaten av laborieförsöket kan också användas för att bedöma om uppsatta saneringskriterier kan uppnås med hjälp av nedbrytning i bioreaktor.

Tillämpning

Med in situ-behandling åtgärdas i första hand lättnedbrytbara kolväten som t ex föreligger i spill av bensen, flygplansbränsle och andra så kallade "lätta bränslen". Dieselföroreningar betraktas som lätt till måttligt nedbrytbara medan t ex föroreningar av eldningsolja betraktas som måttligt till svårt nedbrytbara. Till de lättnedbrytbara klorerade kolvätena räknas bl a trikloretylen, tetrakloretylen och metylenklorid. Dessa skiljer sig dock från petroleumkolvätena genom att de lättare bryts ned under anaeroba (syrefria) förhållanden än under aeroba förhållanden.

Biologiska in situ-metoder är särskilt lämpliga att användas på platser där uppgrävning av de förorenade jordmassorna inte kan utföras, t ex under befintlig bebyggelse. In situ-metoder kan också komma ifråga i de fall mängden förorenad jord är så pass stor att uppgrävning och borttransport av de förorenade massorna inte är ekonomiskt försvarbart.

Även komposteringsmetoder tillämpas i första hand på lättnedbrytbara kolväten, d v s föroreningar relaterade till lättare petroleumprodukter. Även diesel och eldningsolja har visat sig vara behandlingsbara med t ex kontrollerad statisk kompostering. För tyngre oljeprodukter, t ex basoljor bestående av alifater C20-C35 (smörjoljeprodukter m m), bedöms komposteringsmetoderna vara tillämpbara men knappast kostnadseffektiva.

Bioreaktorbehandling har i första hand tillämpats på mer svårnedbrytbara kolväten. Till de svårnedbrytbara kolvätena hör t ex PCB och dioxin. Dioxin bedöms inte kunna behandlas på biologisk väg överhuvudtaget. För PCB, däremot, har relativt hög nedbrytningsgrad erhållits i laboratorieskala, medan dokumenterade tillämpningar i full skala fortfarande saknas. När det gäller PAH, som bl.a. utgör huvudbeståndsdelen i kresot, så bedöms 2- och 3-ringade PAH vara relativt lättnedbrytbara och möjliga att behandla med bioslurryreaktor medan sk cancerogena-PAH betraktas som relativt persistenta, även om motstridiga uppgifter föreligger.

Kontroll av behandlingsresultat

Provtagning med avseende på föroreningsinnehåll före och efter påbörjad behandling är grundläggande för uppföljning av behandlingsresultatet. Övriga parametrar som bör kontrolleras vid biologisk behandling är:

- Bakterieinnehåll (angiven som CFU=Colony Forming Units)
- Koldioxidbildning
- Uppkomst av metaboliter/nedbrytningsprodukter
- Avgång av VOC från behandlat material

Begränsningar och kända negativa effekter

Biologisk nedbrytning kan inte användas för att behandla oorganiska föroreningar eller tungmetaller. Dioxin har ännu inte visat sig vara behandlingsbart med biologiska nedbrytningsmetoder. Detsamma gäller även vissa PCB-föreningar. PAH med fyra eller fler aromatringar (pyren, bens(a)pyren m fl) har i viss utsträckning visat sig behandlingsbara i bioreaktorer men påverkas föga vid traditionell kompostering eller vid landfarming.

"Färska" föroreningar av t ex petroleumprodukter, drivmedel mm kan vara svåra att behandla eftersom den naturliga bakteriefloran oftast är utslagen eller inte hunnit anpassa sig till de höga föroreningshalterna.

Biologisk behandling in situ har begränsad användbarhet i jordar med dålig genomsläpplighet för vatten och luft (t ex lerjordar och leriga moräner). I vårt klimat är behandlingen huvudsakligen begränsad till sommarhalvåret då någon biologisk aktivitet av betydelse knappast kan förväntas under vinterhalvåret.

Negativa effekter som diskuterats i samband med biologisk behandling är främst:

- Risk för att sjukdomsframkallande (patogena) bakterier introduceras eller kraftigt tillväxer i grundvattenzonen och påverkar dricksvattenkvaliteten
- Risk för förorenings spridning utanför det kontaminerade markområdet genom okontrollerad avgång av VOC till atmosfären (särskilt vid biologisk ventilation och vid öppen kompostering/landfarming)

Närbesläktade metoder

Med biologisk behandling närbesläktade efterbehandlingsmetoder är främst vakuumenträktion och air sparging vilka beskrivs i separata kapitel.

Status och referensprojekt

Biologisk efterbehandling kan generellt betraktas som etablerad efterbehandlingsteknik, såväl i USA som i Europa. Av sammanlagt 1800 Superfund-projekt har biologisk behandling i någon form tillämpats vid i storleksordningen 150-200 objekt. Sammantaget bedöms biologiska behandlingsmetoder ha tillämpats vid fler än 10 % av Superfund-objekten.

De vanligast förekommande biologiska behandlingsmetoderna vid Superfund-objekten har hittills varit:

- Landfarming och kompostering (ca 45 objekt)
- Bioventilation och biosparging (ca 65 objekt)
- Biologisk behandling in situ av grundvatten (ca 35 objekt)

I Sverige tillämpas biologisk behandling dels vid fasta behandlingsanläggningar, främst i form av olika komposteringsmetoder (öppen eller sluten statisk kompostering), dels in situ i kombination med bioventilation och/eller air sparging/ markventilation. En större efterbehandlingsentreprenad i Västerviks kommun baserad på biologisk nedbrytning in situ beskrivs i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 217.

Fram till Miljöbalkens tillkomst 1999 förekom också behandling i sluten eller öppen komposteringsanläggning on site. I samband med Miljöbalkens tillkomst blev denna verksamhet tillståndspliktig och har på grund därav nästan helt upphört, vilket bl a innebär att förorenade massor i allmänhet transporteras till regionala deponeringsanläggningar där biologisk behandling tillämpas. Det finns idag ett 50-tal behandlingsanläggningar baserade på biologiska nedbrytningsmetoder i Sverige. Överslagsmässigt bedöms dessa anläggningar behandla en total jordmängd av ca 250 000 ton per år med huvudsakligen öppen eller sluten kompostering, se kapitel 4. Merparten av de behandlade massorna utgörs av petroleumförorenade jordar och fyllnadsmassor. Ett större efterbehandlingsprojekt baserat på öppen kompostering av petroleumförorenad jord utfört i Vad/Smedjebackens kommun (Statens Oljelager, 1999) redovisas i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 20.

Biologisk efterbehandling är också vanligt förekommande i Danmark, Nederländerna och Kanada och måste internationellt sett betraktas som en av de vanligaste åtgärdslösningarna för petroleumförorenade områden. Metoderna har däremot inte haft samma kommersiella genomslag vid behandling av halogenerade kolväten som i större utsträckning kommit att behandlas med termiska behandlingsmetoder.

Källor och referenser

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Johnsen, R (2004): "Bakteriell stimuleret nedbrytning av olieförbindelser i jord og grundvand." Vintermøde om jord- og grundvandsforurening, Vingstedcentret 9.-10 marts 2004.

Larsson, L och Lind, B (2004): "Naturlig självrening av petroleumförorenade markområden. Vägledning." Statens geotekniska institut Varia 541:1.

Ledskog, Lisa (2005): Muntligt meddelande. Lisa Ledskog, Soilrem-Envirotech AB.

Lindwall, Carolina (1998): Examensarbete biologisk nedbrytning-”farliga lämningar”. Slutrapport för Försvarmakten. Ultuna/SLU mark-växtprogrammet.

Naturvårdsverket (1999): ”Lyftkranen-teknikdemonstration för efterbehandling. Ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment.” Rapport upprättad av *Bedömningsgruppen för projekt Lyftkranen*. Miljöteknikdelegationen, Naturvårdsverket & Stockholms Stad. ISBN 91-620-5020-6.

Nordlinder, Peter (2005): Muntligt meddelande. Peter Nordlinder, EkoTec AB.

Norris, R. D., (1994): In situ bioremediation of soils and groundwater contaminated with petroleum hydrocarbons, in *Handbook of Bioremediation*, Norris, R.D., et al., Eds., Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 1994.

Porter, C (1995): Bioremediation. Seminarium. Medina Agriculture Products Co. Inc.

Salanitro, J.P (1993): “An industry’s perspective on intrinsic bioremediation. “ National Research Council. National Academy Press ISBN 0-309-04896-6

Suthersan, S.S (1997): ”Remediation Engineering. Design Concepts.” Lewis Publishers. ISBN 1-56670-137-6.

3.3.3 Övriga destruktionsmetoder

Exempel på destruktionsmetoder som inte närmare redovisats ovan men som rapporteras i internationell efterbehandlingslitteratur och som i några fall också utprovats i Sverige är:

- Naturlig självrening (natural attenuation)
- Kemisk oxidation

Med *naturlig självrening* avses normalt en under naturliga betingelser pågående biologisk nedbrytningsprocess som utifrån en noggrann platsspecifik undersökning/kontroll bedöms vara tillräckligt varaktig och tillräckligt effektiv för att den påvisade föroreningen skall brytas ned till ”mindre farliga” nedbrytningsprodukter.

Vid naturlig självrening sker inga tillsatser av bakterier/mikroorganismer eller näringssubstrat. Inte heller tillsätts syre/luft till den förorenade zonen. Istället följs den naturliga nedbrytningsprocessen i markområdet upp med frekvent jord- och grundvattenprovtagning, koldioxidmätning, mätning av aerob och/eller anaerob respiration, registrering av eventuella explosiva gaser (metan, etan m fl) och registrering/detektering av övriga VOC. Naturlig självrening har i Sverige tillämpats för bl a petroleumförorenad jord/grundvatten. För närmare studier av metoden rekommenderas Statens Geotekniska Institutets rapport: ”*Naturlig självrening av petroleumförorenade markområden-Vägledning*” (SGI Varia nr 541:1/Bo Lind och Lennart Larsson).

Med *kemisk oxidation* avses oxidation som åstadkoms genom att ett oxidationsmedel tillsätts föroreningen. Exempel på oxidationsmedel som använts vid behandling av förorenade massor och förorenat grundvatten är ozon, väteperoxid, klordioxid, syrgas och

kaliumpermanganat. Vid fullständig oxidation omvandlas de organiska föreningarna till koldioxid och vatten. Vid ozonbehandling oxideras de organiska föroreningsämnen till alkoholer, aldehyder, ketoner och karboxylsyror som i sin tur bryts ned biologiskt till koldioxid och vatten.

Det kemiska oxidationsmedlet kan tillföras in situ eller blandas in i uppgrävda massor. Oxidationsmedlet kan via injektionsbrunnar tillföras grundvattenzonen. Vid kemisk oxidation av organiska föreningar i den omättade zonen används i allmänhet väteperoxid.

Goda behandlingsresultat har rapporterats från ett efterbehandlingsprojekt i Jönköpings kommun (Statoil, Bredaryd) där bensin- och dieselförorenad jord behandlades genom tillsats av ett oxidationsmedel innehållande väteperoxid. Projektet beskrivs närmare i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 111. I USA tillämpas den så kallade "Landtreat-metoden" varvid uppgrävda förorenade massor läggs ut i ett tunt lager på en tätduk. Ett adsorptionsmedel i form av polysilikat blandas in i jordmaterialet varefter väteperoxid blandat med vatten sprejas ut över jordmassorna. Polysilikatets funktion är att adsorbere väteperoxid samt organiska föreningar. Med Landtreat-metoden kan mellan 200-1200 kubikmeter förorenad jord behandlas i varje behandlingskampanj.

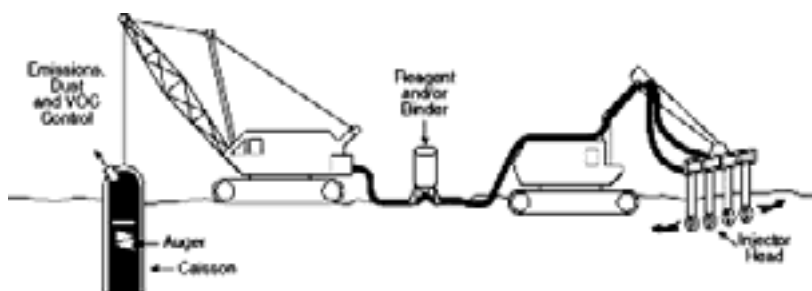
3.4 Immobiliseringsmetoder

3.4.1 Stabilisering och solidifiering

Översiktlig metodbeskrivning

Med *stabilisering* avses i allmänhet en kemisk process vid vilken ett additiv (eller en blandning av additiv) reagerar med den förorenade jorden/avfallet. Vid reaktionen övergår föroreningsämnen i en mindre mobil/läckningsbar form än vad som ursprungligen var fallet. I en del fall kan även föroreningarnas toxicitet reduceras till följd av att nya kemiska bindningar uppstår i det förorenade materialet.

Med *solidifiering* avses en process varvid materialet antingen inkapslas eller omvandlas till en monolitisk struktur med låg läckningsbenägenhet. Gränsdragningen mot deponering/inneslutning är således inte självklar.



4-7 94P-2110 8/22/94

Figur 3-7: In situ-stabilisering med hjälp av roterande augerborrtrusning (källa: US EPA)

I flera fall görs ingen större skillnad mellan solidifiering och stabilisering eftersom tillsatser av olika kemiska additiv ofta leder till såväl minskad läckningsbenägenhet som reducerad permeabilitet.

Exempel på oorganiska additiv/bindemedel som tillsätts vid stabilisering/solidifiering är bentonit, cement, kalk, silikater och svavel. Exempel på organiska additiv/bindemedel är olika asfaltprodukter/bitumen, formaldehyd, polystrar och urea.

Det mest använda additivet vid stabilisering av förorenade jordar är cement. Cementstabilisering leder i allmänhet både till minskad kemisk lakningsbenägenhet och till en reducerad hydraulisk permeabilitet. Cementstabilisering kan således även betraktas som en solidifieringsprocess. Den reducerade kemiska lakningsbenägenheten beror främst på cementtillsatsens pH-höjande effekt och på olika kemiska substitutionsprocesser, t ex bildning av blykarbonater m m.

Förbudet mot att deponera organiskt avfall (som introducerats via EUs miljölagstiftning) och den ökade konkurrensen från olika biologiska och termiska behandlingsmetoder när det gäller kolväteförorenade jordar innebär att stabilisering/solidifiering numera är en process som nästan uteslutande används för oorganiskt förorenade jordar/avfall.

I stort sett samtliga stabiliserings- och solidifieringsmetoder innebär att ett eller flera additiv ”blandas in” i det förorenade materialet. Inblandningen kan både ske in situ eller på uppgrävda massor.

Styrande faktorer

Faktorer som styr möjligheten att framgångsrikt behandla förorenade jordar/ material med hjälp av stabilisering/solidifiering är bl a:

- Föroreningsens kemiska sammansättning. Stabilisering/solidifiering är numera i första hand en efterbehandlingsmetod avsedd för oorganiska föroreningar. Tidigare har metoden även tillämpats för persistenta organiska föreningar.
- Klimatfaktorer. I framförallt kalla klimat kan frostbeständigheten vara en kritisk faktor.
- Kornstorleksfördelning. Hög andel av kohesionsjord (lera och silt) kan väsentligt försämra stabilisatets beständighet. Bäst lämpade för stabilisering/solidifiering är relativt homogena/ensgraderade sandjordar.
- Organisk halt. Stabilisat tillverkade av förorenade jordar med hög organisk halt (humus, torv mm) uppvisar i regel lägre hållfasthet och sämre beständighet än stabilisat tillverkade av minerogena jordmaterial.
- Komplexbildning. Metallkomplex är i regel mycket stabila och kan endast i begränsad utsträckning reagera med olika additiv. I allmänhet måste därför metallkomplexen ”brytas upp” innan stabilisering kan ske.
- Oxidationsförhållanden. Metalljoner kan i allmänhet förekomma i två eller flera olika oxidationsstadier. T ex kan krom förekomma i sexvärd eller trevärd form. Cr(III) reagerar i allmänhet med enkla additiv såsom cement och kalk varvid i stort sett olösliga hydroxider bildas medan den Cr(VI) är i stort sett persistent. Det innebär att materialet måste förbehandlas, t ex genom tillsatser av järnsulfat för omvandling av sexvärd krom till trevärd krom. Motsvarande former av förbehandling kan erfordras också vid förekomst av andra metallföreningar som t ex arsenik.

Vid in situ stabilisering är även jordlager- och permeabilitetsförhållanden och grundvattenyttnivå av betydelse för stabilisatets beständighet.

Projektering och systemdesign

En lång rad testmetoder har utvecklats för att på ett tidigt stadium undersöka möjligheten att behandla ett förorenat material (avfall, jord, sediment m m) genom stabilisering/solidifiering. Testmetoderna som tillämpas kan vanligen delas upp i fysikaliska/mekaniska testmetoder och i kemiska testmetoder. Testmetoderna inleds med att ett försöksstabilisat tillverkas genom blandning av additiv och förorenat material. Det är således väsentligt att inblandningen utförs med material som är representativt både vad avser det förorenade materialet och det additiv som avses tillsättas. Testerna utförs i allmänhet på färdighärdat stabilisat.

De vanligaste fysikaliska/mekaniska testmetoderna som tillämpas är:

- Permeabilitetstest
- Hållfasthetstest
- Beständighetstest (t ex genom att utsätta stabilisatet för upprepade frys- och töcykler, vätning/uttorkning m m)

Exempel på kemiska testmetoder som tillämpas på färdighärdat stabilisat är bl a lakförsök (såväl ytutlakning som genomströmningslakning tillämpas) och olika typer av beständighetstest avseende syralakning m m.

Kemiska tester utförs dessutom i stor utsträckning på det förorenade materialet i syfte att välja lämpliga additiv. Av betydelse för val av additiv är bl a:

- Förorenings kemiska sammansättning
- Metalljonernas förekomstformer/oxidationsformer
- pH och buffringkapacitet
- Koncentrationen av olika biologiskt och kemiskt nedbrytbara organiska föroreningsämnen

För att framgångsrikt kunna designa en efterbehandlingsåtgärd baserad på stabilisering/solidifiering förutsätts vidare att det förorenade jordmaterialets kornstorleksfördelning, organiska halt och vattenkvot är noggrant undersökt.

Vid tillämpning av stabilisering/solidifiering på uppgrävda massor föregås inblandningen av additiv i allmänhet med att grövre fraktioner (sten, block, avfallsrester/fragment m m) avskiljs. Därigenom erhålls ett mer homogent material, vilket underlättar den fortsatta behandlingsprocessen. Följande utrustning brukar användas vid stabilisering/solidifiering on site eller ex situ:

- Olika typer av matarband/transportband för förorenade massor
- Homogeniseringsutrustning
- Cementblandare eller motsvarande blandningsutrustning (Inblandning av additiv kan även ske med grävmaskin i en öppen bassäng)

Vidare krävs ytor för härdning av stabilisat före borttransport till deponi eller motsvarande.

Stabilisering in situ utförs i allmänhet med hjälp av specialanpassad borrarutrustning som både svarar för håltagning och injektion av bindemedlet i de förorenade jordlagren. I USA, där

in situ stabilisering/solidifiering varit en relativt vanlig behandlingsmetod har injektion av additiv utförts ned till mer än 30 meters djup under markytanivån.

Speciella inblandningsmetoder har också tillskapats för förorenade materialet med högt vatteninnehåll (slam, sediment m m) där tillsatsen av additiv antingen föregås eller efterföljs av att materialet avvattnas i en kammarfilter- eller silbandspress. Stabilisering/solidifiering kan således med fördel tillämpas som en kompletteringsmetod till jordtvättning där ett metallhaltigt slam utgör den huvudsakliga restprodukten.

Stabilisering av kvicksilverförorenade jordar utförs oftast batchvis (i behållare) genom tillsatser av elementärt svavel varvid kvicksilversulfid bildas. Ofta tillsätts även cement som strukturförbättrare. Stabilisatet innesluts därefter på en deponi för farligt avfall.

Tillämpning

Metoden är möjlig att tillämpa både on site/ex situ och in situ. När tillämpningar in situ är relativt vanligt förekommande i USA har man i Europa i huvudsak kommit att tillämpa metoden ex situ, d v s vid fasta behandlingsanläggningar dit de förorenade massorna transporteras. Stabilisering/solidifiering tillämpas främst på oorganiska föroreningar som t ex metallförorenade jordar/ sediment, metallhaltiga hydroxidslam och förbränningsaskor. I USA har man i större utsträckning än i Europa även tillämpat stabilisering av jordar förorenade av persistenta organiska föroreningsämnen som t ex PAH, PCB och pesticider.

Kontroll av behandlingsresultat

Uppföljning och kontroll brukar i allmänhet vara inriktad på stabilisatets lakningsegenskaper. Vid in situ-behandling kan t ex grundvattenprovtagning nedströms den stabiliserade markföroreningen vara en kontrollmöjlighet. Deponerade stabilisat brukar i allmänhet följas upp dels med avseende på fysikalisk beständighet (sprickbildning, hållfasthet m m) och dels med avseende på lakvattenkvalitet. Separat lakvattenuppsamling från det område inom deponeringsanläggningen där stabilisaten placerats är nödvändig om stabilisatens påverkan på lakvattnets kvalitet ska kunna kvantifieras/bedömas.

Begränsningar och kända negativa effekter

Metoden är i huvudsak begränsad till minerogena jordar med dominerande innehåll av friktionsjord. Ler- och siltjordar är i regel svåra att behandla med stabilisering/solidifiering. Vid stabilisering av förorenade material åtgår i regel stora mängder additiv/bindemedel vilket leder till en volymökning på mellan 20-50 % . Stabilisatet tar således väsentligt mycket större plats än den ursprungliga föroreningen. Vid tillämpningar in situ ”reser sig” ofta markytan ovanför den stabiliserade jordvolymen. Stabiliseringens pH-höjande effekt kan för vissa metaller, t ex arsenik, leda till ökad utlakning vilket måste beaktas vid behandling av t ex jordar som förorenats av CCA-medel eller andra arsenikhaltiga impregneringsvätskor.

Närbesläktade metoder

I en del sammanhang inkluderas även vitrifiering i begreppet stabilisering/solidifiering. Vitrifiering innebär att det förorenade materialet upphettas till en så pass hög temperatur att en plasmaliknande smälta uppstår. När materialet sedan svalnar av uppkommer en glasartad icke-lakningsbar slaggprodukt. Metoden har tillämpats i ett fåtal efterbehandlingsprojekt i USA där

föreningen utgjorts av s k ”mixed waste”, en kombination av radioaktivt material (i allmänhet från militär verksamhet) och organiska/oorganiska föroreningsämnen med hög toxicitet.

Status och referensprojekt

Stabilisering/solidifiering är en efterbehandlingsmetod som förekommit sedan 1970-talets början. Inom det amerikanska Superfund-projektet har metoden i någon form tillämpats vid sammanlagt 200 av totalt 1800 efterbehandlingsobjekt. I USA finns sammanlagt ett 40-tal entreprenadföretag som uteslutande arbetar med stabilisering/solidifiering av förorenade jordar och avfall.

I Sverige har stabilisering/solidifiering bl a tillämpats för behandling av askor från avfallsförbränning. Metoden har också tillämpats vid efterbehandling av kvicksilverförorenade jordar. Sydkraft SAKAB har bl a tillämpat stabilisering av kvicksilverförorenade jordar genom tillsats av elementärt svavel i pulverform. Vid metoden, där även cement och vatten tillsätts, bildas kvicksilversulfider som kan betraktas som en mycket stabil och närmast inert slutprodukt. Sydkraft SAKAB har bl a behandlat 600 ton kvicksilverförorenat material från Akzo Nobel i Örnsköldsvik och ca 500 ton kvicksilverförorenade massor från SCA i Timrå med hjälp av svavel- och cementstabilisering. Efter genomförd behandling har stabilisaten deponerats. Läs mer om immobilisering genom stabilisering av nickelförorenad jord i Bilaga 2/Fallstudier in situ, on site och ex situ, nr 115.

Källor och referenser

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Kumpiene, J. 2005. Assessment of Trace Element Stabilisation in Soil. Doctoral Thesis. Luleå University of Technology. Division of Waste Science and Technology. 2005:38.

Suthersan, S.S (1997): ”Remediation Engineering. Design Concepts.” Lewis Publishers. ISBN 1-56670-137-6.

Svensson, M. (2005): Muntlig information angående Sydkraft SAKABs behandlingsmetoder för kvicksilverförorenade material. (Margareta Svensson/ Sydkraft SAKAB AB)

Sydkraft SAKAB AB: ”Våra metoder för att sanera förorenad jord”. Produktinformation.

3.4.2 Inneslutning och barriärteknik

Översiktlig metodbeskrivning

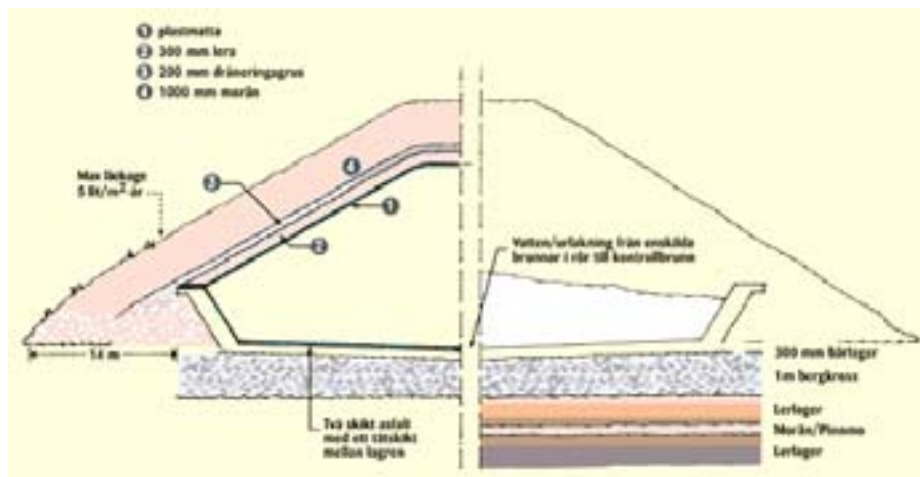
Inneslutning innebär att föroeningen innesluts i barriärmaterial som hindrar eller väsentligt reducerar både tillförsel av vatten och syre till det förorenade materialet. För att ett barriärmaterial ska kunna verka som en effektiv vatten- och syrebarriär kring ett avfall/föroening bör barriärmaterialalets hydrauliska konduktivitet (=vattengenomsläpplighet) inte överstiga 5×10^{-10} m/s.

Vid inneslutning av förorenad jord/avfall placeras det förorenade materialet på en botten-tätning. Bottentätningen kan utgöras av en liner av polymermaterial (HDPE, EPDM m fl) eller av naturmaterial (t ex packad lera eller bentonit). Över bottentätningen läggs ett dränerande

lager (grus, sand m m) med kontrollerad avrinning mot en uppsamlings- eller kontrollbrunn. Utgörs bottenläggningslagret av polymermaterial placeras i allmänhet en materialseparerande geotextil mellan tätskiktet och dräneringslagret. Därigenom skyddas tätskiktet mot vassa sten- och gruspartiklar som kan förekomma i dräneringslagret. Även mellan dräneringslagret och den inneslutna förorenade jorden placeras en materialseparerande geotextil med uppgift att motverka eventuell igensättning av dräneringslagret.

Användningen av materialseparerande geotextil är ett väsentligt inslag i deponi- och barriärtekniken och motverkar materialvandring och därmed relaterad funktionsnedsättning i de olika skikt/lager som bygger upp en inneslutning/deponi. Flera deponier/inneslutningar har upphört att fungera just till följd av avsaknaden av materialseparerande skikt. Ett alternativt till geotextiler är s k ”graded bedding”, d v s en gradvis ökning eller minskning av kornstorleksfraktionen i ingående material.

Ovanför det inneslutna avfallet/föroreningen läggs i allmänhet ytterligare ett dräneringslager. Om det inneslutna avfallet även innehåller organiska föroreningsämnen eller om metylisering av ”lätmetaller” som t ex kvicksilver och arsenik kan förväntas bör dräneringslagret även utformas så att avledning av gas/ånga kan förekomma. Inneslutningen avslutas med ett tätskikt som skydd mot infiltrerande nederbörd och syreinträngning samt ett skyddsskikt som skall förhindra frostpenetration, rotpenetration och erosion. Dessutom bör ett grävskydd av t ex grov makadam anläggas för att hindra att tätskiktet förstörs på grund av framtida markgrepp.



Figur 3-8: Exempel på deponikonstruktion för farligt avfall (klass 1-deponi) med dubbla tätskikt. Deponin används för långtidsförvaring av metallhaltiga avfall/avvattnad hydroxidslam och metallförorenade jordar (Källa: Miljöbolaget i Svealand AB)

Styrande faktorer

Styrande faktorer vid val av metod för inneslutning/deponering av förorenade jordar är främst materialets avfallskaraktäristik. I Sverige indelas avfall i tre olika kategorier: Inert avfall, icke-farligt avfall och farligt avfall. Vid klassificeringen tas bl a hänsyn till:

- Det förorenade materialets totalinnehåll av olika föroreningsämnen
- Det förorenade materialets lakningsegenskaper
- Det förorenade materialets lukt, färg och fysikaliska egenskaper

I Sverige har under senare år laktester utförda i enlighet med gällande EU-normer blivit ett allt vanligare tillvägagångssätt vid klassificering/karaktärisering av förorenade material.

Projektering och systemdesign

Avfall och förorenad jord kan inkapslas med såväl naturliga som syntetiska barriärmaterial. Exempel på naturliga barriärmaterial är lera, bentonit och bentonitblandad jord. Syntetiska barriärmaterial kallas också för geomembran och är i allmänhet tillverkade av plast eller gummi. Exempel på plaster som används i geomembran är PVC, HDPE (polyetylen med hög densitet), polypropen och polyester. Exempel på gummimaterial som används i tätskikt är EPDM och butylgummi.

Ett mellanting mellan syntetiska och naturliga barriärer är bentonitmattan där ett lager bentonit lags in i form av granulat mellan två fiberdukar.

Geomembran av polymermaterial och bentonitmattor levereras som segment som sammanfogas på platsen. Tätskikt av EPDM och butylgummi sammanfogas genom vulkning. Tätskikt av lera eller andra jordmaterial läggs ut och packas direkt på platsen, som botten-tätning innan de förorenade massorna deponeras eller som topptätning på ett redan befintligt upplag. Geomembran är sällan mer än några millimeter i tjocklek, bentonitmattan ca 1 centimeter. Tätskikt av lera eller andra jordmaterial bör däremot vara minst 0,5 meter mäktiga och byggas upp genom att jordmaterialet läggs ut och packas i flera delskikt. Dränlager rekommenderas såväl ovanpå tätskikt av jordmaterial som syntetiska material om inte särskilda syrebarriärer krävs.

Tätskikt kan också tillverkas av restprodukter som t ex rötslam, fiberslam och flygaska från koleldning. Kompakterat rötslam och fiberslam har i laboratorieförsök uppvisat tillräckligt hög täthet för att kunna komma ifråga som tätskiktmaterial. Rötslam som tätskiktsmaterial har dessutom utprovats i fullskaleförsök. Permeabilitetsbestämningar utförda in situ indikerar att rötslammet efter belastning med ca en meter morän uppvisar en permeabilitet av 10^{-9} m/s eller lägre.

Flygaska från koleldning bedöms inte i sig tillräckligt tät för att kunna verka som en effektiv vatten- och syrebarriär. I blandning med vatten och cement erhålls emellertid ett tätt material, Cefyll, som i Sverige bl a använts som tätskiktmaterial ovanpå upplag av gruvavfall och metallförorenad jord. Cementinblandningen ligger i allmänhet mellan 3-15 %.

Förorenad jord kan också inneslutas in situ genom att en topptätning vid markytan kombineras med en slitsmur/barriär som anläggs runt föroreningen.

Tillämpning

Inneslutning/deponering av avfall bör i första hand tillämpas i de fall behandlingsmöjligheter saknas. Inneslutning/deponering kan också tillämpas för koncentrat från t ex jordtvättbehandling (hydroxidslam/metallhaltigt slam) eller för mindre volymer metallförorenad jord med mycket höga föroreningskoncentrationer. Även deponering/inneslutning av jordar med dominerande innehåll av högmolekylära och persistenta organiska föroreningsämnen, t ex dioxiner/furaner och PCB, förekommer.

Kontroll av behandlingsresultat

Utförandekontrollen vid inneslutning och deponering av förorenade jordar innefattar i allmänhet följande moment:

- Kontroll av deponins uppbyggnad, d v s att uppbyggnaden sker i enlighet med godkänt projekteringsunderlag.
- Kontroll av täthets- och hållfastegenskaper hos ingående tätskiktsmaterial (kontrollen bör både omfatta fältkontroll av utlagt material och kontroll i laboratoriemiljö av materialprover)
- Kontroll av utläggning/sammanfogning av syntetiska och halvsyntetiska tätskiktsmaterial.
- Kontroll av packning av naturliga tätskiktsmaterial (t ex packning av lera eller moränjord).

Funktionskontrollen av en inneslutning/deponering bör vara inriktad på att kontrollera lakvattenbildningen och vad beträffar metallhaltiga avfall även syreinträngningen. I samband med att inneslutningen/deponin anläggs bör således instrumentering ske som möjliggör såväl kvantifiering av lakvattenbildning som mätning av syre- och koldioxidhalt i det inneslutna avfallet/materialet. Föreligger organiska och anaerobt nedbrytbara föroreningsämnen bör även bildningen av metan, svavelväte och andra indikatorer på anaeroba nedbrytningsprocesser kvantifieras. Förekommer kvicksilver och arsenik i det inneslutna avfallet/ föroreningen bör möjligheter att via porluftsonder eller motsvarande indikera eventuell avgång av metylkviksilver och arsingas/arsenikväte föreligga.

För ingående syntetiska och halvsyntetiska tätskiktsmaterial gäller att dessa före användning skall vara testade och verifierade med avseende på hållfasthet, elasticitetsmodul, hårdhet, punkteringsmotstånd och fogstyrka. Syntetiska material bör också vara utprovade med avseende på motståndskraft mot olika miljöfaktorer som t ex ozon, lösningsmedel, UV-strålning, syror och baser.

Begränsningar och kända negativa effekter

För tätskikt av naturliga material är det förutom rena konstruktionsfel rotpenetration, erosion och direkta fysiska ingrepp i deponin som kan påverka beständigheten. För tätskikt av syntetiska material är det framförallt materialets livslängd i sig som utgör den främsta begränsningen. Vid inneslutning/deponering av förorenade material med högt innehåll av flyktiga ämnen kan VOC-avgången på sikt leda till att ett gstryck byggs upp i deponin. Problemet har i vissa konstruktioner kunnat lösas med hjälp av ett gasventilationslager eller "skorsten".

Den negativa effekt som i allmänhet diskuteras i samband med inneslutning är att avfallet på sikt riskerar att "glömmas bort" och att det i framtiden av misstag kan komma att grävas upp. Mot bakgrund därav är det viktigt att någon form av grävskydd anläggs ovanpå tätskiktet.

Närbesläktade metoder

Med deponering och inneslutning närbesläktade metoder är främst solidifiering och stabilisering.

Status och referensprojekt

Inneslutning av avfall och förorenade jordar med hjälp av geomembran och bentonitmattor har varit vanligt förekommande i länder som USA och Tyskland sedan 1970-talet. I Sverige har användning av syntetiska tätskiktmaterial inte varit speciellt vanlig. I stället har naturmaterial, som t ex lera och restproduktmaterial, främst cementstabiliserad flygaska, utprovats i ett antal projekt som fortfarande är under uppföljning och utvärdering.

I Sverige pågår i delvis i Naturvårdsverkets regi ett uppföljningsprojekt av det s k Bersboområdet (Åtvidabergs kommun) där gruvavfall i två olika upplag inkapslats med Cefyll (cementstabiliserad flygaska) respektive lera. Uppföljningarna omfattar vattenbalansmätningar, syrgas- och koldioxidmätningar samt vattenkvalitetsanalyser. Hittills genomförda provtagningar indikerar bl a att uttransporten av metaller reducerats med ca 50 % jämfört med före åtgärdernas genomförande samt att den sammanlagda lakvattenproduktionen från upplagen minskat till ca 5 % av den ursprungliga.

I Sverige finns också ett antal inneslutningar/deponier av bl a arsenikförorenad jord som efter genomförd entreprenad inte följts upp i någon större utsträckning. Vid Miljöbolaget i Svealand har metallhaltiga jordar och metallhaltiga slam sedan lång tid tillbaka inneslutits i barriärmaterial bestående av lera och polymermaterial. Uppföljningen av dessa s k ”Klass 1-deponier” visar på låg eller i stort sett försumbar lakvattenbildning ett tiotal år efter avslutad deponering och påförande av topptäckning.

I efterbehandlingsprojektet ”Högsby-Ruda” (Högsby kommun) har sammanlagt 35 000 kubikmeter arsenikförorenade jordmassor inneslutits i en ca 12 meter hög specialdeponi där tätskiktet utgörs av bentonitmatta och bentonitblandat stenmjöl. Deponin är konstruerad så att den skall uppfylla Deponiförordningens krav för en deponi för farligt avfall. Den volym lakvatten som trots allt uppkommer insamlas och behandlas i ett lokalt reningsverk på platsen för att därefter släppas ut till dagvattensystemet. Specialdeponin färdigställdes våren 2006 och uppföljning av lakvattenmängder och lakvattenkvalitet har påbörjats.

Efter genomförd avfallskaraktärisering/klassificering kan förorenade jordar i Sverige ofta deponeras på vanliga kommunala avfallsdeponier, alternativt användas som avjämningsmaterial i en sluttäckning. Deponering på vanligt kommunalt avfallsupplag som ”icke-farligt-avfall” förutsätter bl a att det förorenade materialets lakningsegenskaper är undersökta och dokumenterade. I praktiken innebär deponiförfarandet att den förorenade jorden på sikt kommer att inneslutas eftersom ett av kraven på en avslutad s k ”klass 2-deponi” (eller deponi för ”icke-farligt-avfall”) är att det framtida lakvattenläckaget begränsas (för närvarande <50 l/m² och år). Det kan dock ifrågasättas om svenska kommunala avfallsupplag ska ”belastas” med förorenade jordar vars sammansättning/innehåll och lakningsegenskaper på längre sikt ofta inte är fullständigt klarlagda. Naturliga nedbrytningsprocesser liksom kemiska reaktioner katalyserade av omgivande avfall kan sannolikt leda till uppkomst av metaboliter och kemiska föreningar med helt andra miljöegenskaper än det deponerade förorenade materialet.

Källor och referenser

Carlsson, B (1993): ”Principer för deponering. Miljöfarligt avfall.” Naturvårdsverket rapport 4230.

Cleanup Information Bulletin Board System/CLU-IN (2005): <http://www.clu-in.org>

Högsby kommun (2006): "Projekt Högsby-Ruda". Informationsblad.

Lundgren, T (1995): "Sluttäckning av avfallsupplag. Krav, material, utförande och kontroll"
Naturvårdsverket rapport 4474.

Naturvårdsverket, 2004: "Deponering av avfall. Handbok 2004:2 med allmänna råd till
förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34§ miljöbalken (1998:808).

Naturvårdsverket, 2004: "Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och
förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall."
Naturvårdsverkets föfattningssamling NFS 2004:10.

Svenska Geotekniska Föreningen (1999): "Tätskikt i mark. Vägledning för beställare,
projektörer och entreprenörer." SGF Rapport 1:99.

Svensson, M. (2005): Muntlig information angående Sydkraft SAKABs behandlingsmetoder
för kvicksilverförorenade material. (Margareta Svensson/ Sydkraft SAKAB AB)

U.S Environmental Protection Agency (maj 2003): SITE Demonstration Program. Completed
projects may 2003.

4 Åtgärdsteknik på behandlingsanläggningar – erfarenheter

4.1 Syfte och metod

Delprojektet har haft avsikten att genom en enkätstudie skaffa en översiktlig bild av i vilken omfattning olika saneringsmetoder används på behandlingsanläggningar, hur de fungerar och vilka eventuella begränsningar som finns.

I Rapporten ”Kartläggning av behandlingsverksamheter för farligt avfall i Sverige - metoder och mängder”, RVF Utveckling 2005:20, ingår en inventering av tillgängliga behandlingsanläggningar, deras tillstånd för olika metoder, samt en sammanställning av vilka behandlingsmetoder som använts. Inventeringen som genomförts av Kemakta Konsult gäller för år 2004, och är huvudsakligen baserad på länstyrelsernas databaser.

För att underlätta för de svarande och för att få aktuella data har enkätstudien i detta projekt avgränsats till att gälla enbart år 2005.

Enkäten sändes under december 2005 med post till 41 företag eller kommuner med anläggningar med tillstånd för behandling av förorenade massor enligt ovan nämnda rapporten, se lista i bilaga 3a. Enkäten finns bifogad som bilaga 3b.

För att underlätta svar på frågor som kunde vara av konkurrenskänslig art gjordes svarshanteringen anonym, förfarandet dokumenterat enligt bilaga 3c.

Efter komplettering per telefon och e-post, har totalt 19 behandlingsföretag svarat. Dessa företag driver 29 st behandlingsanläggningar. Även om en stor andel svar fortfarande saknas, finns bland de svarande de företag som anses dominerande på marknaden, varför det sammantagna intrycket antas ge en någorlunda rättvisande bild av situationen. Bland svaren finns även en del tvetydigheter, vilka på grund av anonymiteten inte kunnat utredas vidare. Hit hör ett av svaren där man anger att 50 000 ton massor deponerats utan annan behandling än sortering, samtidigt som svaranden i en annan ruta anger att man bedrivit biologisk behandling. De 50 000 tonnen har placerats i kategorin deponerat utan behandling, men möjligheten kvarstår att massorna faktiskt behandlats genom biologisk nedbrytning. En kategori massor som av någon anledning saknas helt i enkätsvaren är PAH och blandförorenade massor från expolateringsprojekt. Expolateringsstakten har under året varit hög och det bör ha levererats stora volymer av denna typ av massor till anläggningarna. En bedömning är att minst 50 000 ton av denna typ av massor bör ha levererats under 2005. Eftersom denna typ av föroreningar räknas till de svårbehandlade och att massorna ofta har halter under riktvärde för MKM men mer än riktvärde för KM enligt NV:s generella riktvärden, kan vi anta att de skulle hamna i kategorin deponerat utan långtgående behandling (pers. komm. Anders Friström JM AB). Sammanställningen av inkomna enkätsvar bifogas som bilaga 3d. Det bör här noteras att det även finns anläggningar utanför landet som tar emot förorenade massor från Sverige men ej deltagit i enkäten, exv Noahs anläggning Langöya i Oslofjorden samt Stignäs i Danmark.

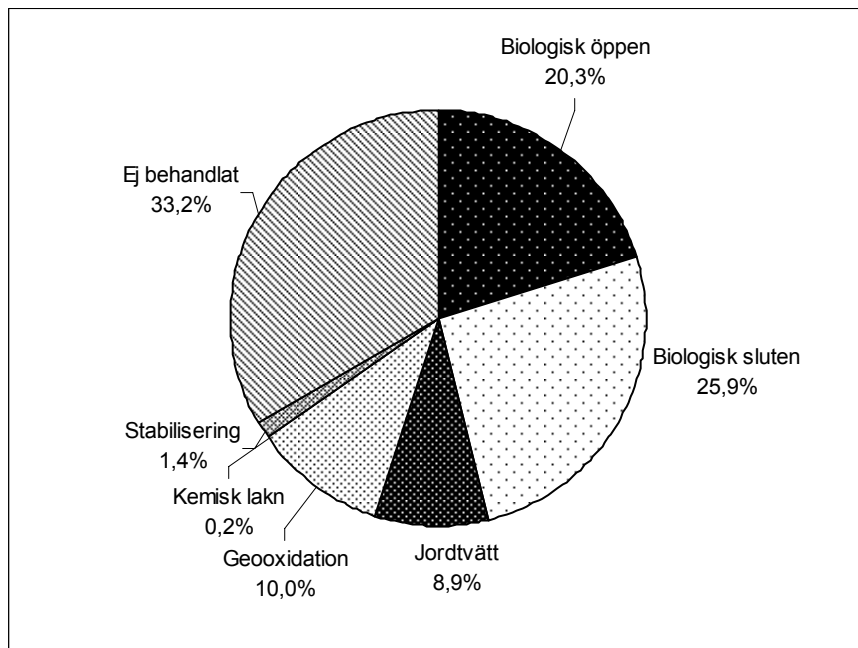
4.2 Resultat

Tillstånd

I svaren beskrivs totalt 29 anläggningar med tillstånd för biologisk behandling av oljeförorenade massor om sammantaget 865 000 ton per år. Av tillstånden är de flesta på 10 000 eller 20 000 ton per år samt uppåt till max 275 000 ton per år. I tre av anläggningarna finns dessutom tillstånd för behandling med jordtvätt, i två behandling med stabiliserande medel, i tre termisk avdrivning, i två förbränning, i en kemisk behandling, och i en behandling med geooxidation och geokinetik.

Behandling

Anläggningarna som svarat har under 2005 tagit emot 280 000 ton och behandlat totalt 187 000 ton jord, varav 129 000 med biologisk nedbrytning, 25 000 ton med geooxidation, 28 000 ton med jordtvätt och 4 000 ton med stabilisering, samt 500 ton genom kemisk utlakning. Biologisk nedbrytning gjordes genom sluten kompostering för 72 400 ton och i övrigt genom öppen kompostering, utom i ett fall där landfarmingteknik med öppna strängar använts.



Figur 4-1. Fördelning av använda behandlingsmetoder efter andel behandlat tonnage enligt enkätsvaren. Totala mängden som togs emot var 280.000 ton.

Tekniska svårigheter

Ingen av de svarande uppger sig ha svårigheter att nå målet med sin behandling. Två uppger dock att ett vanligt bekymmer är att den biologiska nedbrytningen tar längre tid än väntat. Detta kan bero på hög andel oljeförorening med långa kolkedjor enligt ett av svaren. När behandlingen med landfarming tar längre tid än väntat sägs detta bero på för liten syresättning. Vad gäller behandling med jordtvätt och siktning har ett problem varit att man fått en högre andel restprodukt (koncentrat) än väntat.

Enligt ett svar är det nödvändigt att analysera och pilotköra varje jord först om man vill få en förutsägbar behandling.

Saneringsmål

Målet för behandlingen har utom i ett fall, varit riktvärden för mindre känslig mark, MKM. Vid en anläggning användes målet 2xMKM, för massor som lades under tätskiktet i deponi (8 000 ton). I de flesta fall (14 svar) används de renade massorna till konstruktion eller täckning av deponier. Fyra svarande anger att massorna även avyttrats till andra ändamål såsom anläggnings-, och vägbyggen, totalt uppskattas denna mängd till 40 000 ton. Massorna sägs dock inte användas som fyllnad vid känslig mark (KM.)

Ej behandlade massor

Vid en av anläggningarna har en mindre andel av mottagna massor bedömts tekniskt ej behandlingsbara och deponerats utan behandling. Det gäller metallförorenade massor med hög finjordhalt, massor med innehåll av blyspån, eller med hög organisk halt. Massor som vid leverans redan ligger under anläggningens behandlingsmål, utsorteras och behandlas ej enligt flera av svaren. Andelen uppgår enligt ett av svaren till normalt mellan 5-10 %. En av de svarande uppgav dock att man hade tagit emot hela 50 000 ton med halter under MKM, vilka därmed deponerades utan annan behandling än sortering.

Transportsätt

Enligt fördelning efter tonnage, transporterades de mottagna massorna till behandlingsanläggningen till 87 % med lastbil, 12 % med pråm och 2 % med järnväg.

Slutsatser

En stor andel, ca 70 %, av de mottagna massorna behandlas på något sätt efter mottagning på anläggningarna. Den vanligaste behandlingsmetoden är sluten biologisk kompostering, följt av öppen kompostering. Behandlingarna anses överlag fungera efter förväntan. Massor som behandlats till halter motsvarande MKM, 2MKM eller 3MKM är efterfrågade och används i mycket stor omfattning som konstruktions- eller täckningsmaterial på deponier vilka håller på att avslutas. I storleksordningen 20 % av massorna avyttras till användning i olika former av anläggningsarbeten utanför deponiområdet.

Svarsfrekvensen och svarens omfattning i den anonyma enkät blev dessvärre relativt svagt. Detta gäller särskilt försöken att få ut information om hur väl olika behandlingsmetoder fungerar. Majoriten har svarat mycket kortfattat och oftast ej angivit några särskilda tekniska svårigheter. Sannolikt har de anonyma enkäterna ej haft önskad effekt, och gett tillräcklig trygghet att komma ut med svårigheter och detaljer om metodanvändning vilket i stor utsträckning betraktas som affärshemligheter. För framtida studier kan därför rekommenderas annan form av informationsinhämtning, som telefonintervjuer eller platsbesök.

5 Fördjupade erfarenheter från fallstudier

5.1 Studiernas syfte och omfattning

Fallstudierna är i huvudsak valda ur *Översikt av genomförda marksaneringar 1994-2005*, som är redovisade i bilaga 1 och har valts för att representera olika åtgärdstekniker som är tillämpade i fullskaliga saneringar. Ett pilotförsök, *frysmuddring*, finns även med då tekniken är nära att börja tillämpas i större skala. Syftet med studierna har varit att beskriva hur respektive teknik har använts på de olika objekten och att identifiera framgångs- och problemfaktorer för respektive teknik. Det underlagsmaterial som insamlas för nämnda översikt har studerats, kompletterande underlag har insamlats och samtal med berörda personer för respektive fallstudieobjekt har genomförts.

Generella antaganden om studerade tekniker låter sig inte göras av denna undersökning eftersom underlaget är litet och marksanering i allra högsta grad är en ”platspecifik verksamhet” där även till synes små skillnader i markförhållanden mellan objekt avgör om en teknik är lämplig. Resultatet är istället ett sätt att tillvarata erfarenheter från saneringsobjekt där en viss teknik har använts. De framgångskritiska faktorerna för tekniken lyfts fram och kan tillsammans med beskrivningen av teknikanvändande på objekten appliceras i planeringsstadiet av nya objekt.

5.2 Resultat

5.2.1 Nyckelfaktorer för respektive teknik

Fallstudierna omfattar 16 st fullskaliga saneringar och ett pilotförsök. Tillsammans omfattar de tekniker för upptagning, sanering och slutligt omhändertagande av förorenade massor. De fallstudier som ingått följer i nedanstående tabell med exempel på nyckelfaktorer för respektive teknik och platspecifika förutsättningar vid användningen av tekniken.

Tabell 5-1 Sammanfattande tabell för fallstudier och framgångskritiska faktorer för använd teknik					
Fallstudieobjekt	Över-siktsnr	Åtgärds teknik/ (förorening)/utförande	Platsförhållanden	Måluppfyllelse	Nyckelfaktorer för teknikframgång
Odensvi Prästgård, Västervik	207	In situ Bakterietillsats (bensin) - Injicering med skruvborr av först näringsämnen och sedan specialodlade bakteriekulturer. Injicering av bakterier utfördes 3 ggr. - Behandlingen utfördes i omättad zon. - Tekniken levererades av danskt företag.e	- Inga installationer var kvar under jord. - Gvy låg på > 5 m. Området låg på en vattendelare. - Förorening av främst alifater >C ₅ -C ₁₆ , BTEX, aromater >C ₈ -C ₁₀ , gv påverkat av BTEX. - Föroreningsutbredning 1-5 m djup, volym 100-150 m ³ . - Goda markförhållanden för biologisk nedbrytning.	- Målet var 80 % av KM. Efter 1 år var halten alifater >C ₅ -C ₁₆ fortfarande förhöjd. 3-4 månader efter ny injicering hade målet uppfyllts.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Goda markförhållanden innebär för aerob nedbrytning; god tillgång av syre, näringsämnen och lämplig vattenmättnadsgrad. <i>Platsspecifika faktorer:</i> - Behandlingen utfördes på mellan 1,5-5 m djup och lyckades bra men tog längre tid än planerat. I kontakt med berörda personer har föreslagits att orsaken skulle vara att denna danske leverantör baserat prognosen på danska förhållanden och att det kallare klimatet i Sverige kunna vara orsaken. P g a markdjupet kan andra faktorer som exv geokemi vara av större betydelse för nedbrytningens hastighet.
F d Shellstation	79	In situ Vakuumextraktion/ Bioventilering (bensin) - Behandling genom 9 st. vent.brunnar där luft injicerades och porgas extraherades samt renades genom aktivt kol. Gv uppumpades och renades i biofilter innan det återfördes till marken. I behandlingens slutskede stimulerades biologisk nedbrytningen genom tillsatser av näringslösning. - Behandlingen genomfördes inom 6 mån.	- Varierande jordlagerföljd med tätare lerlager mellan mer genomsläppliga lager. - Gv-ytan 3,5 m under markytan. - Gv-strömning svårbedömd. - Installationer kvar under jord. - Utbredningen mellan 3-3,5 m djup. Låg mellan det tätare lerskiktet och gvy.	- Målet var MKM Gv, vilket uppfylldes. Behandlingen utfördes mellan mars-juli och i augusti utfördes slutkontroll som verifierade resultatet.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Föroreningen ska vara relativt lättflyktig. - Homogena jordlager är mer lättbehandlade. - Jorden ska vara högpermeabel, d v s genomsläpplig. - Vakuumextraktion är tillämplig ovanför gv-ytan. - Marktemperaturen påverkar både föroreningarnas flyktighet och den biologiska nedbrytningen. - Kringliggande föroreningskällor bör vara väl utredda. <i>Platsspecifika faktorer:</i> - Kontrollen av förutsättningarna var viktig. - Kombination med stimulerad biologisk nedbrytning var fördelaktig.
Statoil Bottnaryd	111	In situ Kemisk oxidation (bensin) - Förorenade massorna frilades och omblandades med granulat av natriumperkarbonat och väteperoxid. Behandlingen genomfördes inom 5 v. - Oxidationsmedlet ska reagera successivt med föroreningen vilken bryts ned till CO ₂ och vatten under avgivande av syrgas, vilket syresätter nedbrytningen.	- Förutsättningarna hade prövats i både bänkskale- och pilotförsök. Pilotstudiens syfte var att optimera dosering av granulatet.	- Målet var MKM vilket uppfylldes förutom för aromater >C ₈ -C ₁₀ . - Utgångshalter var 231-1561 mg/kg TS för alifater, aromater och TEX. Gv var kraftigt förorenat av alifater och aromater.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Oxidationsmedlets effekt styrs av hur väl medlet når ut till föroreningen. Styrande faktorer för biologisk nedbrytning är temperatur, pH-värde, fuktighetsförhållanden och syretillgänglighet, samt förekomst av toxiska ämnen. <i>Platsspecifika faktorer:</i> - Noggrant utprovad teknik, friläggandet av de förorenade massorna och omblandning i dessa av oxidationsmedlet i stället för injektion ökade förutsättningen för ett lyckat resultat.

Tabell 5-1 forts. Sammanfattande tabell för fallstudier och framgångskritiska faktorer för använd teknik					
Fallstudieobjekt	Över-siktsnr	Åtgärdsteknik/ (förorening)/utförande	Platsförhållanden	Målpuppfyllelse	Nyckelfaktorer för teknikframgång
Bensinstation 65, Haninge	201	In situ Air sparging/ bakterietillsats/gv-sanering med biologisk nedbrytning (bensin) - Air sparging där luft pumpades till gv- ytans pendlingszon varvid förorening trycks upp till omättad zon. Från omättad zon kan förorenad porluft extraheras ur marken. 7 vent.brunnar och 5 gv-brunnar användes. - Gv-sanering utfördes genom tillsatser av näringslösning till vattnet och rundpumpning av vattnet.	- Föroreningsplymen ansågs vara avgränsad. - Förorenad volym var ca 3 000 m ³ . - Föroreningens utbredning var större än förväntat och 2 700 m ³ urgrävdes i samband med gv-saneringen. - Vid schaktning i anslutning till gv-sanering påträffades även installationer i marken med förorenat material.	- Målet var PSR motsvarande 2 ggr MKM. Efter 1 år avslutades ventileringen med en mindre grävsanering. Gv-sanering kontrollerades efter 6 månader utan att reducering skett. Omfattande schaktning i det tidigare in situ-sanerade området vidtog. Gv-sanering fortsatte sedan under 6 månader innan målen hade uppfyllts.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Föroreningen ska vara relativt lättflyktig. - Homogena jordlager är mer lättbehandlade. - Jorden ska vara högpermeabel, d v s genomsläpplig - En alltför snabb tryckupbyggnad kan skapa oönskad spridning av föroreningen genom s k <i>hydraulisk uppspräckning</i> . <i>Platsspecifika faktorer</i> - Kartläggningen av föroreningens utbredning var inte tillräcklig. - Den hydrauliska konduktiviteten var på gränsen till för låg för att air sparging skulle vara tillämplig. - In situ-saneringar kräver grundligare markundersökning än schakt och sortering/transport.
Ytman, Värnamo	115	In situ Immobilisering/ stabilisering (nickel) - Stabilisering av nickelförorening under en byggnad genom att pH-värdet höjdes i marken. - Tillsats av släckt kalk till gv som sedan pumpades genom det förorenade området.	- Ca 500 kg nickel fanns under byggnaden. - Bänkskaleförsök hade utförts för att utprova tekniken.	- Målet var att minska spridningsrisken. Utgångshalten var ca 35 mg Ni/l, och nickelhalten i gv minskade efter åtgärd till 1 mg/l. - Kontrollen sträckte sig över 5 år med goda resultat. Nya prover utfördes 2006 som uppföljning av åtgärden.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Högre pH-värde i marken fastlägger nickel i högre grad, men andra metaller kan bli mer rörliga som exv arsenik. - Vid all stabilisering är det viktigt att ge en prognos för behandlingens långsiktighet över tid <i>Platsspecifika faktorer:</i> - In situ-stabilisering är beroende av att markförhållanden inte förändras. Exv kan en förändrad gvy förorsaka en försämring i den stabiliserande förmågan i marken. Det förorenade området hade låg genomströmning av gv och redox-förhållanden var därför stabila.
Statens oljelager Vad, Smedjebacken	20	On site Öppen kompostering (flygdrivmedel) - Förorenad jord schaktades upp, blandades med grönmassor, gödsel och bark och komposterades i strängar.	- Platsen var mycket lämplig med stora ytor och tillgänglig personal på platsen. - Väderleken var mycket gynnsam med hög värme och lite regn.	- Målet var ≤100 mg/kg TS. - Målet uppfylldes och massorna kunde återanvändas inom området.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Styrande faktorer för biologisk nedbrytning är temperatur, pH-värde, fukt- och syrehalt. - Öppen kompostering medför gasavgång som kan vara en olägenhet för omgivningen. <i>Platsspecifika faktorer:</i> se platsförhållanden.

Tabell 5-1 forts. Sammanfattande tabell för fallstudier och framgångskritiska faktorer för använd teknik					
Fallstudieobjekt	Över-siktsnr	Åtgärdsteknik/ (förorening)/utförande	Platsförhållanden	Måluppfyllelse	Nyckelfaktorer för teknikframgång
Örserumsviken, Västervik	96	On site Sugmuddring & deponi på plats (kvicksilver, PCB) – Sugmuddring av förorenade sediment där mudderverket hade horisontell skruv med skyddsskärmar mot spill. Muddermassorna fördes till land med flytande rörledning. På land avvattnades massorna och deponerades på plats.	– Skyddsskärm i vikens mynning mot Östersjön skulle förhindra spridning. – Ev grumling övervakades noggrant med grumlingslarm. – Rejektvattnet från avvattningen renades och provtogs innan det släpptes.	– Målet var att minska transport av PCB och Hg till luft och recipienten Östersjön. – De mätbara åtgärdsmålen för sediment uppnåddes.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Minimering av spridning av förorenade sediment genom grumlig är en viktig faktor – Sediment innehåller minst 75 % vatten och en fungerande avvattning efter muddring är viktig, vid sugmuddring tillförs dessutom extra vatten till sedimentmassorna <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Förundersökningen är viktig och låg till grund för en initial felplanering av projektet. – Skyddsåtgärderna vid muddringsarbetet var många och fungerade bra. – De tekniska problemen var många och modifiering/utbyte och innovationer av maskinell utrustning krävdes under projektarbetet – Kontrollen av ”nyanlagda” deponier är omfattande. – Kontrollen vid vattenverksamhet är omfattande.
Vassijaure – pilotförsök, Gällivare	(-)	On site Frysmuddring (olja) – Frysmuddring där plattor lades ovanpå sedimenten vilka fryser fast. Plattorna lyfts därefter försiktigt upp, sedimenten tinas av och plattorna används på nytt. De förorenade sedimenten transporterades till behandlingsanläggning.	– Saneringsområdet låg avsidet och transporter av redskap och personal blev därför kostsamt.	– Målet var ≤900 mg totalolja/kg TS. – Åtgärds målet uppfylldes med medelhalt på 250 mg/kg TS.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Minimering av spridning av förorenade sediment genom grumlig är en väldigt viktig faktor. Grumlingsrisken är dock liten vid frysmuddring – Sediment innehåller minst 75 % vatten och en fungerande avvattning efter muddring är viktig. Vid frysmuddring tillförs inget extra vatten till sedimentmassorna <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Efter en vecka blev det för kallt för att låta vatten och sediment självseparera vid upptiningen. Det hade annars varit en kostnadseffektiv metod för avvattning.
Teknos Tranemo, Tranemo	86	Gv-pumpning (xylen) – Gv i det förorenade området under byggnad pumpas upp och luftas i dammar och cistern för att sedan återföras uppströms byggnaden. Saneringen pågår fortfarande. – Urtvättning av förorenade jordlagren eftersträvas, <i>in situ soil flushing</i>	– Föroreningen finns i ett begränsat område under byggnaden.	- Mål att minska halterna. – De högsta uppmätta halterna innan åtgärder var 44 ng xylen/l. – Saneringen pågår fortfarande och halterna ligger runt 4 ng/l.	<i>Allmänna faktorer:</i> - Föroreningens flyktighet, markens permeabilitet, och föroreningens vattenlöslighet. <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Haltminskningen kan avstanna p g a restföroreningar som kvarstår i marken och ”återförorenar” vattnet och teknikens effektivitet är därför tveksam. Gv-pumpning kan med fördel kombineras med annan teknik som exv biologisk nedbrytning. Utsläpp till luften är kontroversiellt.

Tabell 5-1 forts. Sammanfattande tabell för fallstudier och framgångskritiska faktorer för använd teknik					
Fallstudieobjekt	Över-siktsnr	Åtgärds teknik/ (förorening)/utförande	Platsförhållanden	Måluppfyllelse	Nyckelfaktorer för teknikframgång
Gunnita f d impregnering, Kil	33	Filter/barriär av rostjord (arsenik) – Ytvattnet var arsenikförorenat. – Filter installerades i form av en markbädd med två fraktioner filtersand av rostjord. – Tekniken bygger på att arsenik ska binda till rostjordens järn.	– Filtret är ett aktivt/pumpat rostjordsfilter, d v s vattnet pumpas till filtret. Åtgärden pågår fortfarande.	Målet var att minska utläckaget av arsenik. Filtret anlades 1998 och hade i 6 år fungerat bra, >80 % reduktion. 2004 var filtret igensatt. Efter renspolning av rör och ledningar kunde filtret åter användas.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Föroreningens fördelning mellan vattenlöslig och adsorberad fas. – Omgivande jordlagars permeabilitet. – Redox och pH-förhållanden i filtersorbenten. – Det förorenade vattnets uppehållstid i filtret. <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Den hydrauliska gradienten mellan det förorenade området och filtret var liten och vattnet pumpades därför till filtret. – Kontinuerlig kontroll är viktig vid filterteknik p g a igensättningsrisk.
EK 2 Transformatorstation Stenkullen Lerum	70	Filter/barriär av mulljord (PCB) – Mark, yt- och grundvatten var PCB-förorenade. – Minskad gv-strömning genom det föror. omr., förorenat vatten passerade ett adsorptivt filter av mulljord för att fördröja uttransporten. Den ökade uppehållstiden i området skulle förbättra den biologiska nedbrytningen.	– Tidigare utgående diken tätades och det förorenade yt- och grundvattnet omleds till filtret. – Som filtermaterial användes mulljord med uppmätt hög adsorptionsfaktor.	Yt- och gv-halt innan åtgärd var 3-136 ng (PCB)/l resp 5-44 ng/l. Målet var att minska PCB-halten i utströmmande vatten till 1-3 ng/l. Uppmätt halt i dagsläget är ca 4 ng/l och saneringen är inte avslutad.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Det förorenade vattnets uppehållstid i filtret. – Föroreningens fördelning mellan vattenlöslig och adsorberad fas. – Omgivande jordlagars permeabilitet. – Redox och pH-förhållanden i filtersorbenten. <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Saneringen är inte avslutad än och provtagning har genomförts sedan anläggandet av filtret fyra gånger per år.
Hjo telestation	72	Filter/barriär av värmebehandlad torv (olja) – Mark och gv var kolväteförorenat och spridning till recipienten fanns. – Schaktning var huvudåtgärden men kompletterades med filter/barriär där schaktsvärigheter fanns. Inblandning av värmebehandlad torv i förorenat område samt filter i provtagningsbrunn.	– Huvudåtgärden var urgrävning med filter/barriär som komplement. – Till filter användes värmebehandlad torv. – Dräneringsvattnet från området provtogs med goda resultat. Precis innan provpunkten fanns också ett filter.	- Mål var att läckaget till Hjoån understeg 0,1 mg/l. Initialt visade saneringen goda resultat. Ett nytt läckage till Hjoån inträffade dock och massor schaktades då ur i garage år 2004. Ny provtagning sker 2006 och förhoppningen är att saneringsåtgärden då ska kunna avslutas.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Föroreningens fördelning mellan vattenlöslig och adsorberad fas. – Omgivande jordlagars permeabilitet. – Redox och pH-förhållanden i filtersorbenten. – Det förorenade vattnets uppehållstid i filtret. <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Vid användning av filterteknik ska omgivande jordlager vara täta så att vattnet inte går runt filtret. – Vissa tekniska problem med användandet av filtret i provtagningsbrunnen fanns. Brunnen var belägen vid utloppet och filtertekniken blev därför känslig för höga gv-flöden.

Tabell 5-1 forts. Sammanfattande tabell för fallstudier och framgångskritiska faktorer för använd teknik					
Fallstudieobjekt	Över-siktsnr	Åtgärdsteknik/ (förorening)/utförande	Platsförhållanden	Måluppfyllelse	Nyckelfaktorer för teknikframgång
P10, Stängnäs	64	Jordtvätt & deponi på anläggning (bly) – Blyförorenade kulfångsmassor behandlades med en mobil jordtvättsanläggning vid Försvarsmaktens anl P10 i Strängnäs. – Behandlingssteg innefattade torrsiktning, magnetseparering, sköljning, cyklonering, flotation och avvattning. Det avvattnade slammet omhändertogs sedan som farligt avfall på behandlingsanläggning.	– Tvätthanläggningen etablerades på tät asfaltyta och omgavs av en kant. Dag- och ev spillvatten ledades till anlagd damm varifrån vatten recirkulerades i processen. – Mellanlagringen genomfördes på markytor som inte höll för lastbilar och andra maskiner.	– Åtgärds mål var att massorna fick innehålla högst 300 mg Pb/kg TS. – Massorna tvättades till det att målen var uppfyllda.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Jordtvätt är lämplig för massor med i huvudsak grövre kornstorlekar. – Jordtvätt förutsätter att en större del av föroreningen sitter bunden till finare kornstorlekar. <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Massorna bestod av kulfångssand (sand och grus) och kornstorleken var därför mycket passande.
Bolmen, Ljungby	122	Jordtvätt/solidifiering/deponi på plats (koppar) – Saneringen genomfördes genom urgrävning av förorenade massor på land och av strandnära sediment. Behandling av dessa genom avvattning av sedimenten, sortering och jordtvätt av jordmassor, samt efterföljande <i>solidifiering</i> av massorna samt deponering på plats. Organiskt material (bark) avskiljades innan jordtvätten och förbrändes. Resterande aska blandades i stabilisatet och deponerades.	– Det förorenade materialet bestod till stor del av organiskt material (bark) som avskiljades från det oorganiska materialet. Den övriga massan jordtvättades.	– Åtgärds mål för urgrävning av förorenade massor var 100 mg Cu/kg TS vilket uppfylldes. – De massor som deponerades innehöll halter på 3 000- 4 000 mg Cu/kg TS.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Jordtvättens effektivitet är beroende av föroreningens fördelning mellan olika kornstorlekar. <i>Platsspecifika faktorer:</i> – Föroreningen var koppar som är en "örörlig" metall, d v s den binder hårt till jordpartiklar. Metallens örörlighet är en fördel när åtgärds lösningen består av deponering. Jordtvätt kan inte utföras på material med hög organisk halt. Om den organiska delen är lätt att avskilja kan den fraktionen behandlas med annan teknik. – Jordtvätt kan kraftigt minska andelen förorenad jord till deponering eller annan behandling. I det här fallet minskades massorna till deponering från ca 8 000 ton till 4 000 ton.
Syraslamgropen, Jönköping	106	Deponi på plats/inneslutning (syraslam- olja) – Den gamla deponiytan tätades för att minska lakvattenbildningen i deponin och därigenom minska spridning av föroreningen.	– Geohydrologin var komplicerad när nya deponimassor skulle läggas på gamla och stabiliteten var osäker och testas noggrant.	– Målet var att minska gv-bildning genom deponin med 90 %. Efter viss reparation av tätning har målet nåtts. Dock har föroreningshalterna i gv inte minskat som förväntat efter åtgärd.	<i>Allmänna faktorer:</i> – Inneslutning syftar till att minska gv-strömning genom deponiytan och därmed minska spridningen av förorening med gv. En avgörande faktor är därför att ytan är tät. <i>Platsspecifika faktorer:</i> Deponimassor av olika slag är ofta svåra att behandla på annat sätt än genom fortsatt deponering. – Föroreningshalten i gv har inte minskat efter åtgärden. Kontrollprogrammet har därför utökats t o m 2007.

5.2.2 Sammanfattande erfarenheter från fallstudierna

Biologiska nedbrytningsmetoder

I de fall som studerats har noggrann utredning av tekniken exv genom jordprov där näringshalter och bakterieinnehåll analyserats varit en nyckelfaktor. Detta tillsammans med att jordarterna varit genomsläppliga har varit framgångsgivande.

Kemisk oxidation

I fallstudien frilades de förorenade massorna varefter oxidationsmedel innehållande väteperoxid tillsattes vilket är en nyckelfaktor för att kunna fördela oxidationsmedlet där det behövs. Doseringen av oxidationsmedlet var även noggrant utredd innan saneringen med både bänk- och pilotskaleförsök. Eftersom tekniken var applicerbar i omättad zon sänktes gv.

Vakuumextraktion och air sparging

I det lyckade fallet kombinerades vakuumextraktion med biologisk nedbrytning vilket ökar angreppet på föroreningen. Förutsättningarna för både vakuumextraktion och biologisk nedbrytning utreddes även noggrant och tillsatser av kväverik näringslösning gjordes.

I det misslyckade fallet var föroreningens utbredning inte tillräckligt känd och saneringen kunde därför inte lyckas eftersom behandlingen inte utfördes i rätt omfattning. Den hydrauliska konduktiviteten var även på gränsen till för låg.

Immobilisering/stabilisering

I fallstudien var markförhållandena stabila eftersom det förorenade området låg på en vattendelare. Gv-strömningen genom marklagren var därför liten vilket gör redox-förhållandena stabila vilket är en nyckelfaktor vid immobilisering. Tekniken var även noga utprovad i bänkskaleförsök innan åtgärd.

Filter/barriärteknik

Tekniken har fungerat bra i de fall som studerats. Vissa tekniska problem med filterinstallationen av filtortorven i en provbrunn har dock funnits. Tekniken har i flera av fallen visat sig vara beroende av kontinuerlig kontroll av filtrets funktion.

Muddringsteknik

I det sugmuddringsfall som studerats har utredning av grumlingsrisken varit mycket noggrann. Arbetet med sugmuddring utfördes även bakom skyddsskärm och med ”grumlingslarm” och dessa skydd fungerade tillfredsställande. De problem som uppkom i sugmuddringsfallet var framförallt av teknisk karaktär med för låg maskkapacitet.

För frysmuddringsfallet kan konstateras att det är en energikrävande muddringsteknik ”på plats” p g a den kyleffekt som ska etableras. Tekniken medger dock en fördel vid den efterföljande avvattningen av sedimenten eftersom inget extra vatten tillförs vid muddringen. I det studerade fallet uppkom vid upptiningen en självsepareringseffekt av vatten från sedimenten. Denna spontana avvattning kunde

dock inte utnyttjas mer än under en liten del av muddringsarbetet då det blev för kallt och cirkulation av det upptinade sedimentet var nödvändig.

Deponering på plats/övertäckningsåtgärder

I det ena fallet inneslöts en gammal deponi utan att bottentätning utfördes eller att lakvattnet omhändertogs. Detta p g a att det inte var rimligt att gräva ur de gamla deponimassorna för tätningen och eftersom gv i området låg i anslutning till mottagande recipient och lakvattenuppsamling var svår att etablera. Åtgärderna har hittills inte minskat föroreningshalterna i gv som förväntat och i nuläget finns därför ingen möjlighet att ta hand om den förhöjda föroreningshalten. Orsaken till att föroreningshalterna inte reducerats är fortfarande inte känd, men det kan bero på att föroreningens utbredning i deponimaterialet inte varit tillräckligt känd.

Jordtvättning

I det ena fallet bestod materialet nästan uteslutande av sand och grus vilket gjorde jordtvättning till en fördelaktig metod. Tvättningen återupprepades även tills att materialet var rent. I den fallstudie där ganska stora andelar finkornigt material förekom minskade den mängd som måste deponeras med 30 %. I den fallstudie där materialet till största delen bestod av grövre kornstorlekar minskade mängden till deponi med 70 %.

Schakt och sortering/transport

I fallstudien över nedlagda bensinstationer var de problem som uppkom en konflikt över äganderätten över bensin i en cistern och att en schaktgrop fylldes av regnvatten över natten varefter tömning med slambil var nödvändig. I den stora schaktsaneringen för bostadsändamål blev en stor del av massorna som ev skulle ha kunnat återanvändas inom området överflödiga och måste transporteras ut från området vilket väsentligt ökade transporterna inom projektet. En annan problemfaktor var att utspädning av förorenade massor skedde under urgrävningen vilket medförde att massorna när de väl var uppgrävda skulle ha kunnat återanvändas inom området. Utspädningen ger generellt större mängd massor att omhänderta samtidigt som effektiviteten i schaktsaneringarna minskar.

5.3 Miljöpåverkan av efterbehandling

5.3.1 Syfte och metod

Studien vill visa hur en *analys av åtgärdslösningar/-tekniker miljöpåverkan* kan användas som stöd vid vägval i marksaneringsprojekt. Med utgångspunkt från fallstudierna visas hur enkla beräkningar kan användas för att åskådliggöra miljövinster/-förluster i samband med åtgärdslösningar.

5.3.2 Litteraturgenomgång

Eko-effektivitet är ett verktyg för att ”illustrera och värdera hållbar utveckling och kan definieras som förhållandet mellan värdet av en åtgärd och dess

miljöpåverkan”, enligt Müller et al, 2005. Översatt till marksanering kan då ekoeffektiviteten av en saneringsåtgärd mätas i värdet av saneringen i förhållande till saneringens miljöpåverkan.

För fallstudiernas del är det svårt att värdera de positiva miljöeffekterna av saneringsåtgärderna. Nämns gör *reducering av hälsorisker och miljörisker* och *förbättring av objektets tillstånd*, eller *möjliggörandet av ny markanvändning*. Saneringarnas värde kan i flera fallstudier sammanfattas med en förbättring av tillståndet på den specifika fastigheten eller området. I en del fall kan värdet sammanfattas med en förbättring av omgivningens tillstånd eftersom spridning med grundvattnet eller ytvattnet är den/en av utlösande faktorer till att åtgärden genomförts.

Flera europeiska länder har utvecklat verktyg för beslutsstöd vid val av åtgärdsteknik vid sanering av förorenade områden, som exv nederländska *REC*, och *The ABC tool*, danska Banestyrelsen och DBS *Miljørigtig oprensning af forurennet jord og grundvand*. Ingen metod för miljövärdering av saneringsåtgärder/-tekniker har dock ännu blivit allmänt använd. Miljöpåverkan i saneringsprojekt kan indelas i inputs (= positiva följder); areal sanerad mark, mängd sanerad förorening och mängd eller volym sanerad jord och outputs (= negativa följder); total energiförbrukning, avfallsgenerering, CO₂-utsläpp och trafik [Ref: Müller et al, 2005]. Till dessa indikatorer bör kanske tilläggas; möjlighet att använda marken, efterfrågan att använda marken samt riskminskning. Enligt IVL:s rapport ”Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment”, Ribbenhed et al, 2002 härrör ”den största miljöpåverkan från de pilotförsök som analyserades i studien från *energi- och eller elanvändningen* samt i de fall försöken utfördes på annan plats, från *transport av massorna till anläggningarna*” [Ref: Ribbenhed et al, 2002].

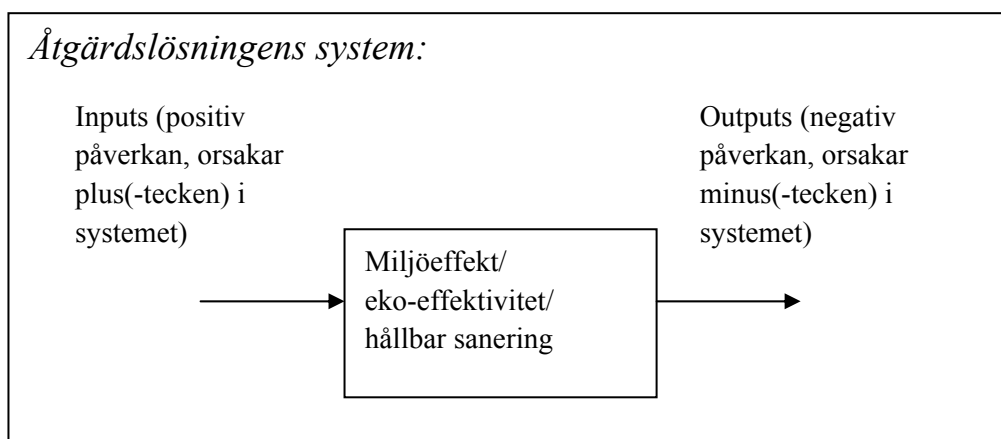
Enligt Suèr et al, 2004 kan följande sammanfattas från studerade LCA-analyser:

- För ex situ-sanering innebar transporter av massor störst miljöpåverkan och drivmedelskvaliteten är därför en viktig faktor.
- Användandet av rena ersättningsmassor innebar stor miljöpåverkan av naturresursskäl och om den behandlade jorden kan återanvändas på plats eller inte är därför en viktig faktor.
- Störst miljöpåverkan av deponering av jord var användandet av mark.
- Störst miljöpåverkan av termisk behandling exv förbränning var dess energiförbrukning. Transporten av massorna till behandlingsanläggningen stod för den största energiförbrukningen men även behandlingens bidrag var viktigt.
- Störst miljöpåverkan av biologisk behandling ex situ var produktionen av betong där den biologiska behandlingen utfördes på betonggolv. Även emissionerna från komposteringshögen var viktiga. Behandling med bioslurrys innebar att energiförbrukningen var viktig. För elförbrukningen generellt påverkade elektricitetens ursprung hur stor miljöpåverkan en behandling ger.

- Jordtvättsbehandling uppvisade liten miljöpåverkan, men också lägre reningseffektivitet. Den miljöpåverkan som fanns låg i deponering av slam och omhändertagande av lakvatten.
- För in situ-sanering var den största miljöpåverkan restriktioner i framtida markanvändning p g a risken för kvarvarande föroreningar i marken.
- För in situ-sanering var näst största miljöpåverkan energiförbrukning i en analys av biologisk nedbrytning och vakuumenträkning. Osäkerheten i hur lång tid in situ-saneringsprojekten tog i anspråk gjorde även uppskattningen av energiförbrukning osäker.
- Vid in situ-sanering hade ev tillsatser till marken stor betydelse. Kvävetillsatser hade låg miljöpåverkan medan tillsatser av väteperoxid hade stor miljöpåverkan [Ref: Suèr et al, 2004].

5.3.3 Förenklad miljöpåverkansbedömning baserad på fallstudierna

Åtgärdslösningens system för fallstudierna kan åskådliggöras enligt figuren nedan:



Figur 5- 1. Åtgärdslösningens system för miljöpåverkan av fallstudierna.

I denna förenklade betraktelse används enbart de största faktorerna för negativ miljöpåverkan enligt Suèr och Ribbenhed, d v s transport och energianvändning. Även Banestyrelsen 2000, framhåller dessa faktorer som de mest betydande, men det bör noteras att de även inkluderar förbrukning av fyllnadsmassor vid gräv-saneringar som en väsentlig negativ miljöeffekt. Faktorer som kan beaktas för positiv miljöpåverkan enligt Müller et al, 2005, är areal sanerad mark och mängd eller volym sanerad jord. Används dessa negativa och positiva faktorer kan fallstudierna sammanfattas enligt tabell 5.3. I denna tabell används omräkning av energiförbrukning till kg utsläppt koldioxid. För omräkning till kg utsläppt koldioxid har tabell 5-2 använts som är ett utdrag från ”Naturvårdsverkets modell för beräkning av koldioxidutsläpp” på Naturvårdsverkets hemsida.

Tabell 5-2 Utdrag från Naturvårdsverkets "modell för beräkning av koldioxidutsläpp" på Naturvårdsverkets hemsida

Emissionsfaktorer		
Utsläpp av koldioxid (kg) vid förbränning av bränsle (ton, m3 respektive MWh)		
	Enhet	Koldioxid
Stenkol	kg/ton	2 404
Koks	kg/ton	2 889
Träbränsle*	kg/ton	0
Torv**	kg/ton	1 180
Sopor**	kg/ton	327
Avlutar, tall och beckolja*	kg/m3	0
Bensin	kg/m3	2 360
Diesel MK1	kg/m3	2 540
Eldningsolja 1/Diesel Mk2/3	kg/m3	2 680
Eldningsolja 2 – 5	kg/m3	2 940
Gasol	kg/ton	2 996
Naturgas	kg/m3	2
EI***	kg/MWh	100

Emissionsvärdena används för beräkning av utsläpp. Dessa kan ändras vid behov. Emissionsfaktorerna beror på bl a bränslenas kvalitet, sammansättning och fukthalt och kan variera med ca 5 % (för torv upp till 20 %).

* Betecknas som bibränsle och ger inget nettoutsläpp av koldioxid.

** Förbrukning inom el-, gas- och värmeverk.

*** Värdet baserat på nordisk elmix.

(Källa: Naturvårdsverkets hemsida 2006-05-24).

- För omräkning av liter till m³ används: 1000 liter diesel eller bensin = 1 m³
- Energiförbrukning av transport beror bl a på hur stor mängd lastbilen tar, om släp används och hur stort avståndet är. Transport av 15 ton massor beräknas dra ca 0,35 liter diesel/km och transport av 30 ton ca 0,45 liter/km. Eftersom vi saknar uppgifter från fall till fall om vilket alternativ som använts har vi beräknat utsläppen med hjälp av ett medelvärde av de två. Diesel antas i alla fall vara av Miljöklass 1 (MK1). Omräkning enligt tabell 5-2 resulterar i emission av 59 gram CO₂ för lastbil utan släp och 48 gram CO₂ med släp per transporterat ton och km. Ett snittutsläpp på 50 gram CO₂ per ton och km har använts i beräkningarna nedan.
- Energiförbrukning av grävning beror bl a på grävarens storlek och om grävningen sker utan avbrott. För beräkningen har en bandburen grävare på 23-26 ton antagits och att grävningen sker utan avbrott 8 h/dag, d v s de uppgrävda massorna läggs på upplag och lastas inte på transportfordon. Med en genomsnittsdensitet på 1,75 ton/m³ beräknas grävningen vara ca 350 ton/h. Dieselförbrukningen har då antagits vara 20 l/h.

- Energiförbrukningen vid skruvborrning har antagits vara ca 20 l bensin vid en heldags skruvborrning. På en dag beräknas 10-12 borrhål hinnas med på ca 3-4 m djup.
- Uppskattad energiförbrukning av jordtvätt är 100 kWh och en behandlingskapacitet på 20 ton jord/h.
- Energiåtgången av frysmuddring beror på det specifika kylaggregatets prestanda. I det studerade pilotförsöket var dock åtgången 42 kWh/ton hanterade massor.

Tabell 5-3 In puts och out puts i fallstudier. Representerar exempel på faktorer som kan tas hänsyn till i ett förenklat LCA-perspektiv vid val av åtgärdslösningar.

Teknik/föroreningstyp/fallstudieobjekt:	Inputs	Outputs	Drivmedelsförbrukning (m ³)/elförbrukning (MWh) och kg utsläppt koldioxid	Utsläpp av CO ₂ (kg) /sanerad mängd
In situ Bakterietillsats - Odensvi Prästgård, Västervik, Översiktsnr 207	- 100-150 m ³ förorenad jord sanerades	- Energiförbrukning av skrubborring 30 injektionspunkter, 1:a injekt. injicerades genom skrubborring <i>var för sig i omgångar</i> kväve + fosfor, bakterier för tyngre kolväten och bakterier för lättare kolväten. 2:a injekt. injicerades kväve och bakterier för lättare kolväten i ung hälften av injektionspunkterna. 3:e injektionen utfördes likadant som den 2:a. Sammanlagt 90 + 30 + 30 = 150 skrubborringar. Skrubborringen har beräknats ta 15 heldagar i anspråk med ca 10 borrhål/dag ned till 4-5 m djup. Beräknad bensinförbrukning är 20 l/dag*15 dagar=300 liter eller 0,3 m ³ bensen.	- 150 skrubborringar motsvarar ca 0,3 m ³ bensen och 708 kg utsläppt koldioxid.	708/ 100-150 m ³ jord
In situ Vakuumextraktion/ bioventilering i oljeförorenad jord - F d Shellstation, Översiktsnr 79	- 300 kg förorening destruerades	- Energiförbrukning av vakuumextraktion Anläggningen användes from slutet av mars till juli månad, d v s 3 månaders drift * 7200 kWh/månad	- 3 månaders drift av vakuumextraktionsanläggning motsvarar ca 21,6 MWh och 2160 kg utsläppt koldioxid.	2160/ 300 kg förorening
In situ Kemisk oxidation av oljeförorenad jord - Statoil Bottnaryd, Översiktsnr 111	- 700 kg förorening destruerades	- Energiförbrukning av grävning Saneringstiden var 5 veckor varav ca 2 veckor upptogs av arbete med gv-sänkning. Saneringen genomfördes genom friläggande av massor och omblandning av dessa med granulat, varefter schaktroparna lades igen. Uppskattad grävinsats är halva saneringsperioden exkl gv-sänkningen, d v s 1,5 vecka * 8 timmars grävning = 60 timmar. Dieselförbrukning beräknas till 60 h*20 l/h=1200 liter diesel.	- 60 timmar grävning motsvarar ca 1,2 m ³ diesel och 3048 kg utsläppt koldioxid.	3048/ 700 kg förorening
In situ Air sparging/ bakterietillsats/gv-sanering med biologisk nedbrytning i oljeförorenad jord - Bensinstation 65, Haninge, Översiktsnr 201	- 10 ton förorening destruerades eller avlägsnades	- Energiförbrukning av vakuumextraktion + air sparging. Anläggningen drevs under ca 1 år, d v s 12 månader*7200 kWh/månad - Energiförbrukning av grävning för transport, d v s 5313 ton. 5313 ton beräknas ta 15,2 timmar att gräva ur*20 l/h=304 liter diesel. - Energiförbrukning av transport 5313 ton t * 66 km avstånd.	- 12 månaders drift av vakuumextraktion-/air sparginganläggning motsvarar 86,4 MWh och 8640 kg utsläppt koldioxid. - 15 timmar grävning motsvarar ca 0,3 m ³ diesel och 762 kg utsläppt koldioxid. - Transporter av förorenade massor motsvarar utsläpp av 17533kg koldioxid	26935/ 10 ton förorening
In situ Immobilisering genom stabilisering av nickelförorenad jord - Ytman, Värnamo, Översiktsnr 115	- 300 kg förorening avlägsnades, 300-350 kg förorening stabiliserades	- Energiförbrukning av grävning för transport, d v s 28 ton. Komplicerad urgrävning under 1 dag har antagits. 8h*20 l/h =160 l. - Energiförbrukning av transport 28 ton * 265 km.	- 8 timmar grävning motsvarar ca 0,16 m ³ dieselförbrukning och 406 kg utsläppt koldioxid. - Transporterna motsvarar utsläpp av 371 kg koldioxid.	577/ 600-650 kg förorening

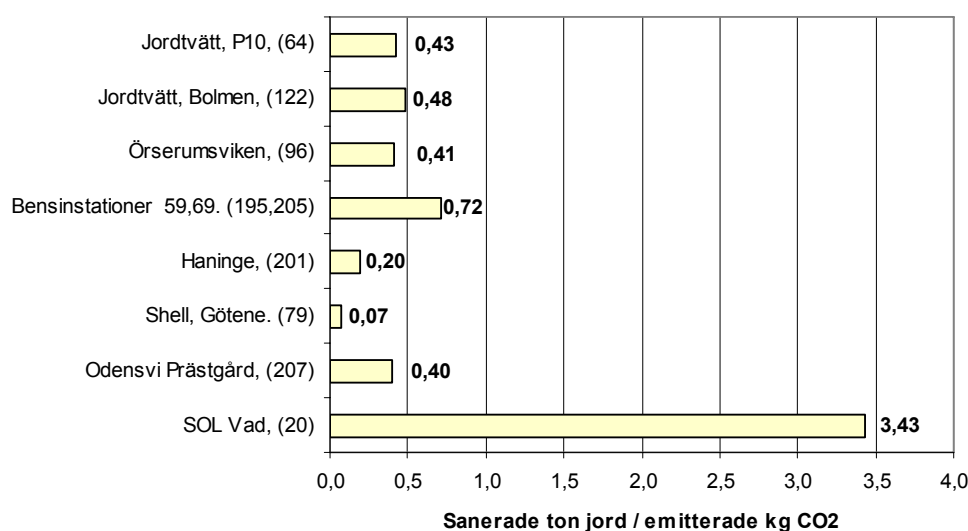
Tabell 5-3 forts. Inputs och outputs i fallstudier. Representerar exempel på faktorer som kan tas hänsyn till i ett förenklat LCA-perspektiv vid val av åtgärdslösningar.				
Teknik/föroreningsstyp/fallstudieobjekt:	Inputs	Outputs	Drivmedelsförbrukning (m³)/elförbrukning (MWh) och kg utsläppt koldioxid	Utsläpp av CO₂ (kg) /sanerad mängd
On site Sugmuddring av kvicksilver- och PCB-förorenade sediment och deponi på plats - Örserumsviken, Västervik, Översiktsnr 96.	- 224 000 ton förorenade sediment avlägsnades	- Energiförbrukning av el för entreprenadarbeten inkl muddring, avvattning m m var för åren 2001-2004 sammanlagt 1678,8 MWh - Energiförbrukning av diesel för entreprenadarbeten var för åren 2001-2004 sammanlagt 148,1 m ³	- Entreprenadarbetets energiförbrukning motsvarade 1678,8 MWh och 167880 kg utsläppt koldioxid. - Bränsleförbrukningen av entreprenadarbeten motsvarade 148,1 m ³ och 376174 kg utsläppt koldioxid.	544054/ 224000 ton sediment
On site Frysmuddring av oljeförorenade sediment - Vassijaure –pilotförsök, Gällivare, (-)	- 28 ton förorenade sediment avlägsnades	- Energiförbrukning av frysmuddring - Energiförbrukning av transport 28 ton * 244 km.	- Energiförbrukning av frysmuddring motsvarade 1,2 MWh och 120 kg utsläppt koldioxid. - Energiförbrukning av transporter motsvarade utsläpp av 342 kg koldioxid.	462 kg/ 28 ton
On site Öppen kompostering av oljeförorenade massor - Statens oljelager Vad, Smedjebacken, Översiktsnr 20	- 2 000 m ³ förorenad jord sanerades	- Energiförbrukning av grävning 2000 m ³ beräknas väga 2800 ton. Urgrävning och tillbakaläggning efter behandling av 2800 ton beräknas ta 16 h. 16 h/*20 l= 320 l diesel.	- Energiförbrukning av 16 timmar grävning motsvarar ca 0,32 m ³ diesel och 816 kg utsläppt koldioxid.	816/ 2800 ton
On site/in situ Gv-pumpning med luftning av gv/ in situ soil flushing, xylenförorening - Teknos Tranemo, Tranemo, Översiktsnr 86	59 % red. i gv	- Energiförbrukning pumpning Räknat på en pump som drar 0,5 kW/h*6 års pumpning med en drifttid på 0,75 av tiden=19,7 MWh.	- Energiförbrukning av 6 års kontinuerlig gv-pumpning antaget att pumpen drar 1 kW/h motsvarar 19,7 MWh och 1970 kg utsläppt koldioxid.	5250/ 59 % red. i gv.
On site Filter/barriär av järnfiltersand, arsenikförorening - Gunnita f d impregnering, Kil, Översiktsnr 33	80 % red. i ytvatten	- Energiförbrukning av grävning vid installation av filter/barriär Uppskattad tid för grävning är 3 dagar. 3 dagar grävning*8 h=24 h*20 l/h=480 liter diesel.	- Energiförbrukning av 24 timmar grävning motsvarar ca 0,48 m ³ diesel och 1219 kg utsläppt koldioxid.	1219/ 80 % red. i ytvatten
On site Filter/barriär av mulljord, PCB-förorening - EK 2 Transformatorstation Stenkullen Lerum, Översiktsnr 70	91 % red. jfr. med högsta uppmätta värden	- Energiförbrukning av grävning vid installation av filter/barriär Uppskattad tid för grävning är 3 dagar. 3 dagar grävning*8 h=24 h*20 l/h=480 liter diesel.	- Energiförbrukning av 24 timmar grävning motsvarar ca 0,48 m ³ diesel och 1219 kg utsläppt koldioxid.	1219/ 91 % red jfr med högsta uppmätta värden
On site Filter/barriär av torv, oljeförorening - Hjo telestation, Hjo, Översiktsnr 72	- Spridning till recipient reducerades	- Energiförbrukning av grävning vid installation av filter/barriär Uppskattad tid för grävning är 3 dagar. 3 dagar grävning*8 h=24 h*20 l/h=480 liter diesel.	- Energiförbrukning av 24 timmar grävning motsvarar ca 0,48 m ³ diesel och 1219 kg utsläppt koldioxid.	1219/ red. spridning till recipient

Tabell 5-3 forts. Inputs och outputs i fallstudier. Representerar exempel på faktorer som kan tas hänsyn till i ett LCA-perspektiv vid val av åtgärdslösningar.				
Teknik/föroreningstyp/fallstudieobjekt:	I puts	Outputs	Drivmedelsförbrukning (m³)/elförbrukning (MWh) och kg utsläppt koldioxid	Utsläpp av CO₂ (kg) /sanerad mängd
On site Jordtvätt av kopparförorenade massor och deponi på plats - Bolmen, Ljungby, översiktsnr 122	- Ca 6000 ton förorenade massor behandlades med jordtvätt med en reningsgrad av 30 %.	- Energiförbrukning av jordtvätt Uppskattad energiförbrukning är 6000 ton/20 ton/h=300 h. 300 h*100 kW/h = 30 MWh. - Energiförbrukning av förbränning av organiskt material Ingen uppgift. - Energiförbrukning av grävning Ca 8000 ton urgrävdes vilket motsvarar ca 23 h grävning. 23 h*20 l/h= 460 liter diesel.	- 300 timmar energiförbrukning av jordtvätt inkl avvattnings motsvarar ca 30 MWh och 3000 kg utsläppt koldioxid. - Energiförbrukning av 23 timmar grävning motsvarar ca 0,46 m ³ diesel och 1168 kg utsläppt koldioxid.	4168/ 2000 ton jord och sediment
On site Jordtvätt av blyförorenad kulfångssand - P10, Strängnäs, Översiktsnr 64	- 27800 ton massor jordtvättades med en reningsgrad av 67 %.	- Energiförbrukning av jordtvätt Uppskattad energiförbrukning är 27800 ton/20 ton/h=1390 h. 1390 h*100 kW/h=139 MWh. - Transport 9 300 ton × 140 km.	- Energiförbrukning av 1390 timmar jordtvätt inkl avvattnings motsvarar ca 139 MWh och 13900 kg utsläppt koldioxid. - Transporter av förorenade massor motsvarar 65100 kg utsläppt koldioxid.	16400/ 27800 ton jord
On site Deponi på plats/inneslutning av oljeförorenat "syraslam" - Syraslam-gropen, Jönköping, översiktsnr 106	- 10 000 m ³ förorenade massor övertäcktes + 887 ton.	- Energiförbrukning av transport 887 ton × 199 km	-Transporter av förorenade massor motsvarade 8826 kg utsläppt koldioxid.	8826/ 10000 m ³ deponimassor + 887 ton
Ex situ Schakt och sortering/transport av nedlagda bensinstationer - Bensinstation 59 och 69, översiktsnr 195, 205	- 4 452 ton förorenad jord avlägsnades.	- Energiförbrukning av grävning 4452 ton urgrävda massor motsvarar 13 h grävning. Det antas att samma storleksmängd ersättningsmassor har använts till återfyllnad. 26 h*20 l/h=520 liter diesel. - Energiförbrukning av transport 4 452 ton × medelavstånd 25 km.	- Energiförbrukning av 26 timmar grävning motsvarar ca 0,52 m ³ diesel och 1321 kg utsläppt koldioxid. - Transport av förorenade massor motsvarar 5565 kg utsläppt koldioxid.	873/ 4452 ton jord
Ex situ Schakt och sortering/transport av "exploateringsområde" - Bo-01, Malmö, Översiktsnr 136	- 4 300 ton förorenad jord avlägsnades. Stor yta täcktes med rena massor.	- Transport ca 500000 ton × 10 km. - Energiförbrukning av grävning har inte beräknats.	- Bränsleförbrukning för transporter av förorenade massor ut från området och rena massor in på området motsvarar 250 000 kg utsläppt koldioxid.	250000/ ingen uppgift

Tabell 5-4. Beräkning av eko-effektivitet baserat på koldioxidemission för några utvalda objekt.

Objekt	ton jord	kg Co2	Eko-effektivitet (CO ₂ -index)	Åtgärdstyp
SOL Vad, (20)	2800	816	3,43	On site kompost
Odensvi Prästgård, (207)	280	708	0,40	In situ, bakterie
Shell, Götene. (79)	150	2160	0,07	In situ, ventilation
Haninge, (201)	5313	26935	0,20	Schakt sort/transport
Bensinstationer 59,69. (195,205)	4452	6225	0,72	Schakt sort/transport
Örserumsviken, (96)	224000	544054	0,41	Muddring
Jordtvätt, Bolmen, (122)	2000	4168	0,48	On site Jordtvätt
Jordtvätt, P10, (64)	27800	65100	0,43	On site Jordtvätt

Ekoeffektivitet CO₂-index - valda objekt



Figur 5-2. Diagram över eko-effektivitet avseende CO₂ emissioner för några valda objekt.

En analys av det tillgängliga materialet har i projektet gjorts schematiskt med i syfte att illustrera möjligheter och fördelar med att analysera miljöeffektivitet vid val av åtgärder. I tabell 5-4 och figur 5-2 har beräkningar av emitterad koldioxid vägts mot antal ton sanerad jord, och index för eko-effektivitet har beräknats. Här framgår att on site-komposteringen som genomförts i fallstudie nummer 20 ger närmare 10-faldigt större miljövinst jämfört med andra alternativ. Även de schaktsanerade bensinstationerna (195 och 205) ligger bra till i detta index, vilket följer av att avståndet till behandlingsanläggning var endast 25 km. In situ-saneringen av Shell i Götene (79) ser däremot ut att ge ett dåligt utbyte. Emissionerna kommer här från elförbrukningen, vilken med den valda nordiska elmixen ger en stor del koldioxidutsläpp. Om elen följt Svenska Naturskyddsföreningens *Bra miljöval* eller liknande klassificering skulle ett betydligt bättre resultat ha erhållits.

Flera andra betydande faktorer som bör tas hänsyn till förutom koldioxidemissioner finns givetvis. En av dem är förbrukning av massor till återfyllnad efter bortgrävda föroreningar. En annan som är värd att nämna är avgång av VOC från uppgrävda massor.

5.3.4 Miljöpåverkan av fallstudierna jämfört med Sveriges uppsatta miljömål

I tidigare avsnitt jämfördes fallstudiernas miljöpåverkan avseende inputs och outputs, d v s positiva följder respektive negativa följder för miljön. Dessa inputs och outputs var areal/volym sanerad mark/massa och energiförbrukning omräknat i kg utsläppt koldioxid.

Under 1999 antog Sveriges riksdag femton nationella miljö kvalitetsmål som under 2005 kompletterades med ytterligare ett miljömål. Det övergripande målet för dessa är att vi till nästa generation ska lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Det innebär att påverkan på miljön ska ha reducerats till nivåer som är långsiktigt hållbara. Sanering av förorenad mark är ett delmål i miljömålet *Giftfri miljö* som säger att *”miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden.”*

Delmålen 6 och 7 som berör sanering lyder: *”Samtliga förorenade områden som innebär akuta risker vid direkt exponering och sådana förorenade områden som i dag, eller inom en nära framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden skall vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010”* och *”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”* [Ref. www.miljomal.nu, 2006-06-02].

Enligt den miljömålsansvariga myndigheten Kemikalieinspektionen är de allvarligaste föroreningarna inom förorenade områden ”kvicksilver, kadmium, arsenik, bly, krom och koppar, PETOX (persistenta halogenerade organiska ämnen), klorerade lösningsmedel, svårnedbrytbara bekämpningsmedel, PAH, kreosot och BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylene)” [Ref. www.kemi.se]. Alla dessa ämnen är av Kemikalieinspektionen indelade i prioriteringsnivåerna *utfasningsämnen* eller *riskminskningsämnen*. Utfasningsämnen ska *fasas ut* ur kretsloppet, d v s destrueras eller slutförvaras och riskminskningsämnen ska bedömas utifrån den aktuella risken och *övervägas att bytas ut* [Ref. www.kemi.se]. Om föroreningarna på ett aktuellt förorenat område är utfasningsämnen så väger skälet för att ta sanera tungt.

Ett annat viktigt miljömål är *Begränsad klimatpåverkan* och där kommer fallstudiernas beräknade energiförbrukning omräknat i *kg utsläppt koldioxid* in under delmålet *utsläpp av växthusgaser* [Ref. www.miljomal.nu]. På Miljömålsportalens hemsida påtalas att utsläppet av växthusgaser minskar inom bl a uppvärmning, jordbruk och avfallsdeponier men att nedgångarna uppvägs av en ökning av vägtrafikens utsläpp. Framförallt är det de tunga godstransporterna som ökar i omfattning [Ref. www.miljomal.nu.se]. En beräkning baserat på

transportsträckor, figur 1-4, samt en antagen årlig totalvolym av 250 000 ton mottagen på behandlingsanläggningar visar att förorenade massor står för cirka 36 mtonkm per år, vilket utgör 0,1% av all vägburen godstrafik i Sverige (ref. Vägverkets årsredovisning 2005).

Sanering av förorenade områden har positiv påverkan på miljömål 9, grundvatten av god kvalitet och miljömål som kan beröras negativt av efterbehandlingsåtgärder är mål 2 angående frisk luft, med delmålen om VOC, marknära ozon, och kvävedioxid.

Miljömål 15, god bebyggd miljö omfattar delmål om såväl minskade avfallsmängder samt minst uttag av naturgrus, vilka kan beröras av efterbehandlingsåtgärder.

5.3.5 Slutsatser

För att välja åtgärdslösning för ett förorenat område behöver miljövinster jämföras med miljöförluster, eller inputs jämföras med outputs i åtgärdslösningens system enligt figur 5-1. De beräkningar som visats i tabell 5-3 och 5-4 är ett exempel på hur miljövinster kan mätas med mängd/volym avlägsnad/immobiliserad förorening jämfört med emitterad koldioxid. Värdet kan även mätas som minskning av toxicitet, eller som den ekonomiska värdeökningen av marken i o m att området kan ombildas för framtida markanvändning som exv bostadsområde.

Hur än fördelar och nackdelar med en viss efterbehandlingsåtgärd värderas är det av stor vikt att så tydligt som möjligt redovisa miljömässiga för- och nackdelar med de alternativ som erbjuds. Efterbehandling av förorenade områden bör betraktas som en storskalig industriell verksamhet, med tillhörande krav på mål och utveckling av miljömässig effektivitet. Material för att redovisa de miljömässiga konsekvenserna liksom resultaten av efterbehandling erbjuds genom *miljökonsekvensbeskrivningar*, *MKB:s* vid tillståndsansökningar samt miljörapporter för tillståndspliktig verksamhet. Denna information bör tas om hand av tillsynsmyndigheter och rapporteras i de regionala efterbehandlingsprogrammen, samt sammantällas och analyseras i den årliga nationella rapporteringen.

Källor och referenser

Müller, D. et al, 2005. Eurodemo. Deliverable reference number: D 5-1. Title: *Interim results for the 'Framework for Sustainable Land Remediation and Management'*. Project no. (GOCE) 003985. EU FP6.

REC: *A Methodology for Comparing Soil Remedial alternatives based on the Criteria of Risk Reduction, Environmental Merit and Costs*. September 1997. CUR/NOBIS.

The Netherlands Institute of Applied Geoscience TNO, Kontakt: L.Maring@mep.tno.nl. Part of EU project "PURE". *The ABC tool – Assessment of benefits and costs and site characterisation*.

Banestyrelsen och DSB, 2000. *Miljørigtig oprensning af forurennet jord og grundvand*. EU LIFE Projektnr. 96ENV/DK/0016.

Ribbenhed M., et al, *Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment*, IVL rapport B1476. IVL, Publikationsservice, Stockholm. 2002.

Suèr P., et al, 2004. *LCA for Site Remediation: A Literature review*. Soil & Sediment Contamination, 13:415-425, 2004. ISSN:1058-8337 print/1549-7887 online. Taylor & Francis Group.

Naturvårdsverket, *Naturvårdsverkets modell för beräkning av koldioxidutsläpp*, http://www.naturvardsverket.se/dokument/klimat/modeller/1423_modell3a.xls, 2006-05-24.

Kemikalieinspektionen, *Läs mer om delmål 7*, http://www.kemi.se/templates/Page_____2886.aspx, 2006-06-02.

Miljömålsportalen, *Giftfri miljö*, http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php, 2006-06-02.

Miljömålsportalen, *Begränsad klimatpåverkan*, http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal1.php#klimat_1, 2006-06-02.

Miljömålsportalen, *Klimatpåverkande utsläpp*, http://mmu.slu.se/Gus/Pub/Indikator.jsp?InkID=6&MmID=1&LocType=CC&LocID=SE&retur=/om_miljomalen/miljomalen/mal1.php, 2006-06-02.

6 Åtgärdsstrategier/teknik i SPIMFAB-saneringar – erfarenheter

6.1 SPIMFAB:s sanering av nedlagda bensinstationer

Oljebolagen i Sverige bildade 1997 SPIMFAB, SPI Miljösaneringsfond AB för att identifiera, undersöka och vid behov sanera nedlagda bensinstationer. Ett *saneringsråd* bildat gemensamt av Oljebolagen i Sverige, Naturvårdsverket och Svenska kommunförbundet, föreslår vilka platser som ska undersökas under respektive verksamhetsår. SPIMFAB genomför sedan det praktiska arbetet.

Saneringsprogrammet omfattar bensinstationer där verksamheten upphört mellan 1 juli 1969 och 31 december 1994. Programmet omfattar identifiering, inventering, riskklassning, markundersökning och vid behov sanering av objektet oavsett vem som har ägt fastigheten eller bedrivit försäljning på fastigheten. Hos SPIMFAB registreras alla fastigheter i ett fastighetsregister och i samband med det görs en intern riskkategorisering av varje objekt.

Riskkategoriseringen tar t ex hänsyn till faktorer som markanvändning och gvförhållanden på fastigheten. Baserat på riskklassningen görs varje år ett urval av ca 300 fastigheter för markundersökning. De fastigheter där risken för människa och miljö bedöms som störst åtgärdas i första hand. I andra hand prioriteras ett effektivt utnyttjande av tillgängliga resurser för markundersökningar och saneringar.

Alla fastigheter som anmälts av oljebolag, kommuner och fastighetsägare och uppfyller kriterierna bedöms, markundersöks och vid behov saneras. Under den aktuella tidsperioden avvecklades ca 5 000 bensinstationer. SPIMFAB:s arbete beräknas kosta 100 Mkr per år och pågå i 10-15 år [Ref: SPIMFAB broschyr *Oljebolagen sanerar nedlagda bensinstationer*].

SPIMFAB startar ca 300 nya projekt om året, en s k arbetsomgång. Markundersökningarna genomförs normalt under hösten och eventuella saneringar följande vår/sommar.

6.2 Ekonomi i SPIMFAB:s schakt och sortering/transport-saneringar

I undersökningen ingår data från ca 600 saneringar som SPIMFAB genomfört under den undersökta perioden. Av dessa var den använda åtgärdsstrategin till 94 % schakt och sortering/transport, till 3 % enbart in situ-saneringar och till 3 % en kombination av schakt och sortering/transport och in situ-sanering.

De saneringar som ingår har genomförts under en tidsperiod mellan 1999-2004. Undersökningen visar hur den genomsnittliga totalkostnaden har varierat under den tiden. Vidare undersöks hur stor genomsnittsmängd jord som hanterats totalt per objekt, d v s inkl jord som grävts upp och återfyllts, och hur stor mängd som gått till behandling. Även vilka storleksmängder av massor som har varit vanligast och hur totalkostnaden varierar mellan olika storleksmängder har undersökts.

För schakt och sortering/transport där mer än 1 100 ton jord gått till behandling har en beräkning gjorts för olika delar i totalkostnaden. Urvalet >1 100 ton jord gjordes i ett tidigt skede för att jämförbarheten med översiktens övriga objekt skulle förbättras. Översiktens objekt antogs generellt vara större än 1 000 ton jord till behandling. Av översiktens objekt var dock hälften av saneringarna mindre än den antagna mängden. Urvalet representerar dock inte den mest vanliga SPIMFAB-saneringen som istället omfattar 100-150 ton jord till behandling. De olika kostnadsdelarna representerar förberedelseskede, kontroll under åtgärdsfasen, analyser och rapportering under hela projektfasen samt entreprenadarbete på objektet representerat av jord- och anläggningsarbete, samt skeden utanför objektet representerat av frakt av massor, ersättningsmassor och behandlingsavgift av de förorenade massorna på anläggning.

6.3 Resultat

6.3.1 Antal genomförda saneringar

Beräkningar har utförts på data ur SPIMFAB:s datasystem under hösten 2005 och omfattar SPIMFAB:s arbetsomgång 1,2-7. Urvalet innefattade avslutade objekt d v s saneringen var godkänd av respektive miljömyndighet. Till SPIMFAB:s databas kan det därför ha tillkommit avslutade objekt till arbetsomgång 1,2-7 efter att undersökningen gjordes. Ett utdrag från databasen i mars 2006 [Ref: Muntligt Sandra Broms och Hans Pettersson, SPIMFAB, mars 2006] visade att det under arbetsomgång 1,2-7 mellan åren 1999/2000-2004 avslutades ca 600 saneringar och att det under arbetsomgång 8 d v s våren 2005 påbörjades ytterligare drygt 80 st saneringar.

Jämförelser och slutsatser utifrån inhämtade data bygger på ett betydligt större underlag för schakt och sortering/transport än för in situ-saneringar (94 % resp med 6 % av SPIMFAB:s saneringar). Beräkningar utifrån in situ-data görs därför i liten omfattning i föreliggande undersökning.

SPIMFAB prioriterade i medeltal 330 objekt till varje arbetsomgång 1,2-7. Av dessa gick 36 % vidare från markundersökning till sanering. I medeltal 100 st saneringar startades varje arbetsomgång och ungefär lika många avslutades. Schakt och sortering/transport-saneringar avslutas i fält generellt samma år som de startats och saneringar där schakt och sortering/transport kombinerats med in situ eller där uteslutande in situ-strategi använts avslutas i fält generellt året efter starten. Saneringsobjektets formella avslut sker dock först när saneringen godkänts av tillsynsmyndigheten.

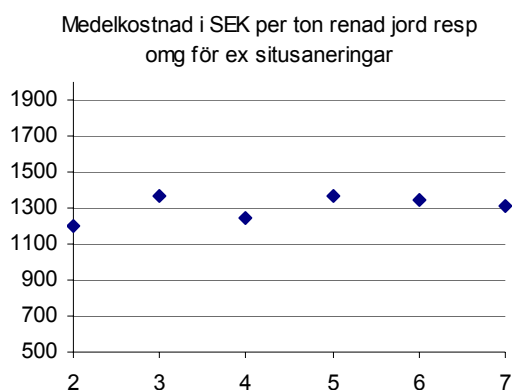
Av data i beräkningsunderlaget ingick ca avslutade 600 saneringar. Av dessa var 559 st eller 94 % ex situ-saneringar, 16 st eller 3 % kombinationer av ex situ-/in situ-saneringar och 21 st eller 3 % in situ-saneringar.

Tabell 6-1. Antal avslutade SPIMFAB-saneringar hösten 2005 uppdelade i arbetsomgångar 1,2-7 och saneringsstrategier.

	Antal ex situ	Komb in-/ex situ	Antal in situ
omg 1,2	104	8	12
omg 3	106	3	7
omg 4	105	3	1
omg 5	82	2	1
omg 6	75	0	0
omg 7	87	0	0
Totalt	559	16	21
Totalt alla strategier	596		

6.3.2 Medelkostnad för saneringarna

Medelkostnaden för det totala saneringsprojektet från undersökning till avslutande var för schakt och sortering/transport-sanering ca 1 300 kr/ton renad jord. Vid jämförelse mellan SPIMFAB:s olika arbetsomgångar 1,2-7 motsvarande tidsperioden mellan 1999/2000-2004 så varierade medelkostnaden mellan 1 200-1 370 kr. Ingen tidstrend verkar finnas för schakt och sortering/transport utan kostnaderna ligger på ungefär samma nivå mellan åren, se figur 6-1. Underlaget för in situ-saneringar eller kombinerade saneringar är litet och därför kan inga medelkostnader eller jämförelser över tid göras. För de in situ-saneringar som ingår har kostnaden varierat mellan 570-2 960 kr för in situ-saneringar och 550-1 240 kr för kombinerade saneringar. Osäkerheten i siffrorna ligger främst i den uppskattade mängden jord som sanerats in situ.



Figur 6-1. Medelkostnad per ton renad jord för SPIMFAB:s schakt och sortering/transport i respektive saneringsarbetsomgångar 1,2-7.

6.3.3 Medelmängd renad jord och medelmängd återfylld jord

För schakt och sortering/transport-saneringar som genomfördes mellan år 1999/2000-2004 visar trenden att mängden renad jord minskar med senare arbetsomgångar. I de första arbetsomgångarna sanerades 40 000-50 000 ton jord jämfört med de senare arbetsomgångarna då 30 000 ton jord per arbetsomgång sanerats. En anledning är att de första 2 arbetsomgångarna omfattade fler mängdmässigt stora saneringar är de senare omgångarna.

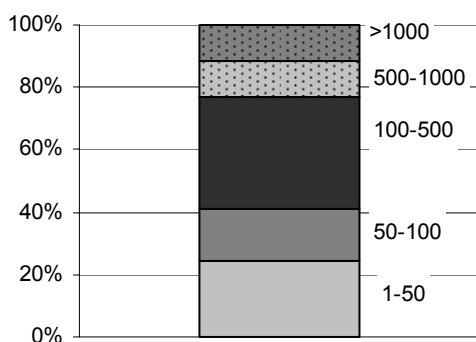
För varje ton jord som gick till behandling urgrävdes även mellan 0,3-0,9 ton jord som sedan återfylldes inom saneringsområdet.

Tabell 6-2 SPIMFAB:s schakt och sortering/transport arbetsomgång 1,2-7 eller åren 1999/2000-2004.

Arbetsomgång	Mängd jord till behandling (kton)	Mängd uppgrävd och återfylld jord (kton)	Medelkostnad per ton jord till behandling	Medelmängd jord till behandling per objekt (ton)
1,2	51	17	1201	494
3	41	31	1369	383
4	35	24	1239	333
5	30	26	1365	370
6	31	22	1347	417
7	30	25	1310	340

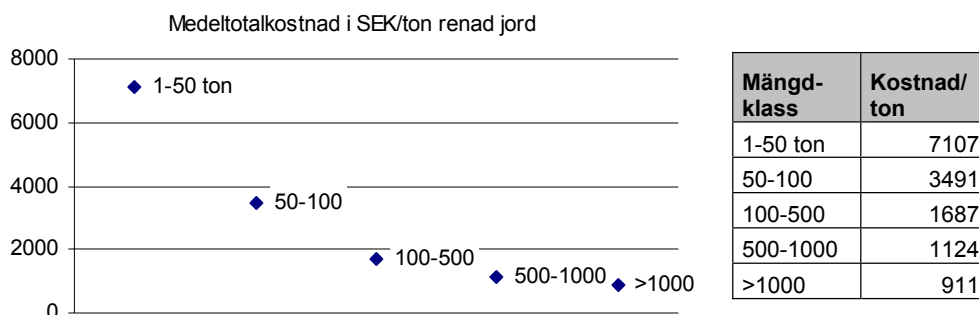
6.3.4 Saneringarnas omfattning och kostnadsjämförelse mellan olika projektstadier

Många av SPIMFAB:s schakt och sortering/transport-saneringar omfattade små jordmängder till behandling. På 25 % av objekten gick mindre än 50 ton jord till behandling och på 41 % gick mindre än 100 ton till behandling. På 48 % av objekten gick mellan 100-1 000 ton jord och mer än 1 000 ton gick till behandling i 11 % av objekten.



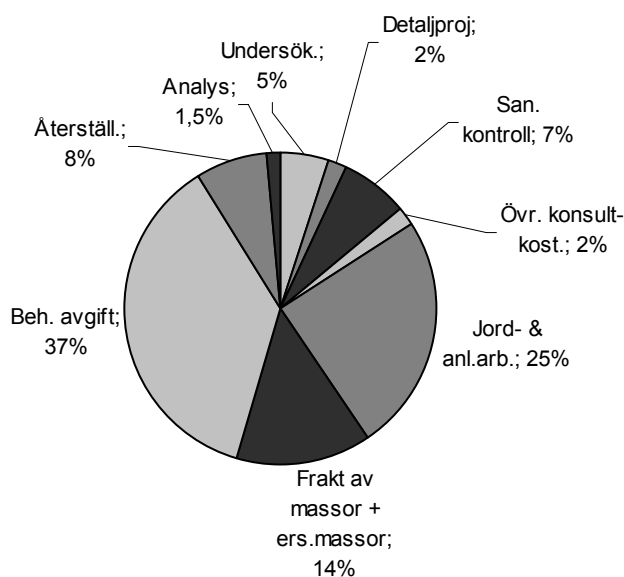
Figur 6-2. Andel schakt och sortering/transport i volymklasserna < 50, 50-100, 100-500, 500-1000 och >1000 ton jord av SPIMFAB:s totala antal schakt och sortering/transport-saneringar.

En jämförelse mellan SPIMFAB:s olika schakt och sortering/transport-saneringar visade att totalkostnaden per ton jord till behandling var betydligt större för objekt där små mängder jord hanterades än i större objekt, se figur 6-3. Den genomsnittliga totalkostnaden för en sanering där jordmängden till behandling understeg 50 ton var exv ca 8 gånger större än en sanering där mängden översteg 1 000 ton.



Figur 6-3. Kostnadsjämförelse mellan schakt och sortering/transport där olika stora mängder har hanterats.

För schakt och sortering/transport-saneringar där jordmängden till behandling översteg 1 100 ton har olika projektskedens andel av totalkostnaden beräknats. Beräkningen visade att förberedande arbeten som undersökning och detaljprojektering stod för 7 % av den totala kostnaden. Saneringskontroll, analyser och övrig konsultkostnad stod tillsammans för 10 % av den totala kostnaden. De största enskilda kostnadsposterna var jord- & anläggningsarbeten (25 %), frakt av massor och ersättningsmassor (14 %) och behandlingsavgift på mottagande anläggning (37 %). Återställande av det sanerade området stod för 8 % av den totala kostnaden.



Figur 6-4. Fördelning av totalkostnaden på olika projektskederna för SPIMFAB:s schakt och sortering/transport-saneringar arbetsomgång 1,2-7 med jordmängden till behandling >1 100 ton

6.4 Slutsatser

Antalet påbörjade schakt och sortering/transport-saneringar per år har varit ca 100 st med undantag för arbetsomgång 5 och 6 där antalet är lägre, ca 80 st. I dessa arbetsomgångar prioriterade SPIMFAB med avsikt färre projekt eftersom erfarenheten från tidigare arbetsomgångar visade att en utökning av antalet projekt kom ”under vägen”. En sådan utökning uteblev dock och till nästa år dvs arbetsomgång 7, utökades antalet prioriterade objekt igen [Ref: Sandra Broms, SPIMFAB, mars 2006].

Andelen schakt och sortering/transport-saneringar som från starten av SPIMFAB:s saneringsarbete har varit den dominerande åtgärdsstrategin förefaller ha blivit en ännu mer vanlig åtgärdslösning de senaste åren. Anledningen till ökningen är dels att in situ-projekten inte fungerat så bra som förväntat och att in situ-teknikens begränsningar inte var tillräckligt kända i början av SPIMFAB:s arbete. En annan anledning till att in situ-teknik var vanligare de första åren var bristen på lämpliga behandlingsanläggningar för de förorenade massorna, särskilt i norra Sverige. Fler behandlingsanläggningar tillsammans med in situ-teknikens begränsningar har resulterat i att färre in situ-saneringar startats de senaste åren. Många av SPIMFAB:s saneringar omfattar också mindre kvantiteter och bedöms som för små för att in situ-teknik ska vara ett lämpligt alternativ [Ref: Sandra Broms, SPIMFAB, mars 2006].

Medelkostnaden för schakt och sortering/transport-saneringar har beräknats på totalkostnaden från markundersökning till avslutad saneringsåtgärd. Ingen tidstrend märks i kostnaden mellan de år jämförelsen omfattar utan kostnaden per ton jord till behandling ligger ungefär på samma nivå år till år. En förklaring till detta kan vara att det ökande antalet behandlingsanläggningar de senare åren med ökad konkurrens och lägre priser som följd, kompenserat för de övriga kostnadsökningarna i verksamheten under perioden.

Storleken på saneringarna har som förväntat stor betydelse för kostnaden per ton.

En kostnadsjämförelse mellan olika skeden i saneringsprojekten gjordes på objekt som omfattade mer än 1 100 ton jord. Den visar att kostnaden för hanteringen av de förorenade massorna, inklusive ersättningsmassor och återställande av marken utgjorde drygt tre fjärdedelar av projektets totalkostnad.

Man bör dock vara medveten om att denna relativt stora projektstorlek (>1 100 ton) inte är den mest representativa för SPIMFAB, vilken istället ligger på 100-500 ton jord enligt figur 6-2. Kostnadsfördelningen för denna grupp behöver nödvändigtvis inte vara samma som den i figur 6-4. Figur 6-4 visar dock att SPIMFAB lägger huvuddelen av sina kostnader på åtgärdsfasen.

7 Ordlista

Akvifer	Grundvattenmagasin
Aerob/anaerob	Syrerik/syrefri
Behandlingsanläggning	Anläggning som behandlar förorenade massor.
Biotillgänglighet	Mått på hur mycket av ett ämne som kan tas upp av en organism
Biofilter	Filter bestående av levande organismer
BOD	Biological oxygen demand. Indirekt mått på vattnets innehåll av organiska föreningar. Analysen görs med hjälp av bakterier, se även COD. BOD-värdet anger hur mycket syre som åtgår för att bryta ned (oxidera) föreningarna. BOD ₇ anger att bakterierna fått verka i 7 dagar.
B T E X	Samlingsbeteckning för Bensen, Toluén, Etylbensen, Xylen.
Bänkskaleförsök	Försök på laboratorienivå.
Byggherre	Den som för egen räkning utför eller låter utföra mark-,byggnads-, installations-, rivnings- eller anläggningsarbete.
COD	Chemical oxygen demand. Indirekt mått på vattnets innehåll av organiska föreningar. Analysen görs med hjälp av kaliumdikromat, se även BOD.
Deponering	Långsiktig förvaring av avfall eller förorenade massor med syfte att slutligt omhänderta avfallet eller de förorenade massorna.
Deponiklasser	Indelning av deponier i klasser för farligt avfall, ickefarligt avfall och inert avfall.
DNAPL	Dense Non Aqueous Phase Liquid, ämnen som är tyngre än vatten och har svårt att lösas i, eller blandas med, vatten.
Efterbehandling	Sanering av förorenat område
Ex situ	Sanering genom avlägsnande av de förorenade massorna och behandling av dessa på annan plats.
Farligt avfall	Avfall som enligt definitionen i avfallsförordningen (SFS 2001:1063) klassas som farligt avfall.
FID	Analysmetod: flamjonisation
Flyktighet	Ett ämnes förmåga att gå till gasfas.
Fullskaleförsök	Försök som omfattar hela det förorenade området/mediet
Fyllning	Av människan påförda lösa massor som kan bestå av byggavfall, schaktmassor, spån, slig etc.
Förorenat område	Ett område, deponi, mark, grundvatten eller sediment som är förorenat och vars halter påtagligt överskrider lokal/regional bakgrundshalt.
Förorening	Utsläpp eller förekomst av ämnen som härrör från människan och som medför risker för människors hälsa eller miljön eller naturresurser.
GC-MS	Analysmetod: gaskromatografi-masspektroskopi

Generellt riktvärde	Riktvärde som gäller för många, men inte alla objekt i landet. Anger en nivå under vilken risk för oönskade effekter på människor eller miljö inte föreligger.
Gravimetrisk avskiljning	För avskiljning av metallfragment där exv magnetband eller skakbord kan användas.
Grundvattengradient	Grundvattenytans lutning
Hot spot	Starkt förorenat och till yta/volym begränsat område i mark eller sediment.
Huvudstudie	I huvudstudien ingår undersökningar, utredningar, åtgärdsförslag och projekteringsdirektiv.
In situ-behandling	Behandling av jord, grundvatten eller sediment på plats utan föregående upptagning av massor.
Immunoassay	Analysmetod: Fältmetod som är specifik för respektive ämne och bygger på biokemiska reaktioner
Intermittent	Inom fasta intervall
KM	Markanvändningskategorin, känslig mark enligt NV rapport 4638, Generella riktvärden för förorenad mark.
Jordart	Jord indelad efter ett visst klassificeringssätt t ex lera, silt eller morän.
Lakning	Den frisättning av föroreningar från sediment eller jord som sker när vatten (eller annan vätska) finns närvarande. Ämnet som var bundet vid fast material löses i vätskan.
LNAPL	Light Non Aqueous Phase Liquid: ämnen som är lättare än vatten och inte lätt löser sig i vatten
MKM	Markanvändningskategorin, mindre känslig mark enligt NV rapport 4638, Generella riktvärden för förorenad mark.
Markanvändning	Det ändamål för vilket ett mark- eller vattenområde utnyttjas eller kommer att utnyttjas.
Markanvändnings- restriktioner	Begränsningar i användandet av mark eller vattenområden för att förhindra negativa effekter av föroreningarna på objektet.
Medium	Avses i rapportmaterialet mark, grundvatten, sediment eller annat som exv deponimaterial
Minerogen	Hög halt mineraliskt innehåll
Mättad zon	Grundvattenzon där alla porer mellan jordpartiklarna är vattenfyllda
Omättad zon	Markvattenzon där både luft och vatten finns i porerna mellan jordpartiklarna
On site-behandling	Behandling av upptagna massor från ett förorenat område på det förorenade området.
Organogen	Hög halt organiskt material
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PCB	Polyklorerade bifenyler
Permeabel	Genomsläpplig

PID	Analysmetod: Fotojonisationsdetektor, används för fältanalys.
Pilotförsök	Försök i mindre skala ute i fält.
Platsspecifikt riktvärde	Riktvärde framtaget för ett objekt och dess speciella förutsättningar.
Projektering	Utformning av detaljerade handlingar som på ett kalkylerbart sätt beskriver hur ett efterbehandlingsprojekt ska utföras.
Punktkälla	En föroreningskälla som förorenar miljön (mark, luft, sediment eller vatten) lokalt.
Påverkansområde	Område där mark, grundvatten, ytvatten eller sediment är konstaterat förorenade eller på sikt riskerar att bli förorenade via spridning från föroreningskällan.
Residualkoncentration	Resthalt
Recipient	Vattenmiljö som tar emot förorening.
Redox-potential	Ett ämnes benägenhet att oxideras respektive reduceras.
Riktvärde	Den halt av förorening över vilken risk för oönskade effekter på människor eller miljö kan föreligga.
Riskbedömning	De risker, med avseende på människors hälsa eller miljön, som ett förorenat område kan ge upphov till identifieras och kvantifieras. De nivåer som inte utgör risker för människa eller miljö identifieras.
Riskklassning	En bedömning av sannolikheten för och allvarligheten av de oönskade effekter på människor eller miljö som ett förorenat område kan ge upphov till. Riskklassningen görs i ett inventeringskede och objekten indelas i fyra riskklasser.
Riskvärdering	De i riskbedömningen framtagna riskerna värderas i förhållande till ekonomi, teknik och andra aspekter för att ta fram mål för åtgärder.
Sanering	Åtgärder som helt eller delvis avlägsnar eller bryter ner föroreningar inom ett förorenat område.
Screeningtest/metod	Metod för snabb översiktlig undersökning
Sedimentation	Process som innebär att partiklar som är tyngre än vatten förr eller senare sjunker till botten.
Sorbent	Uppsugande medel
Styrande förorening	Den förorening som åtgärds mål och utbredning av saneringsinsatsen bestäms av.
Stratigrafi	beskriver bergenheter (och jordenheter) som utgör jordskorpan och deras indelning i användbara, karteringsbara enheter. Dessa enheter är grundade på bergets eller jordens naturliga beståndsdelar och kännetecken för att kunna fastställa deras utbredning i tid och rymd. Stratigrafiska enheter är viktiga när man ska tolka den geologiska utvecklingen.
s-VOC	Semivolativa ämnen: halvflyktiga ämnen

Tillsynsmyndighet	Kommunens miljönämnd eller länsstyrelsens ansvar för tillsynen, vilket innebär att ta emot anmälningar, ställa krav på verksamheten, följa upp kraven och att ge vägledning till dem som utför arbetena. Allt enligt miljöbalken.
Toxikologi	Läran om gifter och deras verkan.
TPH	Total petroleumhalt/total oljehalt
TS	Torrsubstans
Uppföljning	Här görs efterkontroller, garantibesiktningar och erfarenhetsåterföring.
Volatisering	Avgång till gasfas
VOC	Volativa/flyktiga organiska ämnen
XRF	Analysmetod: röntgenfluoroscensanalys, används för fältanalys
Åtgärds mål	Funktionsmål som anger hur området kan användas efter åtgärderna samt kvantitativa mål som sätts med hänsyn till de risker objekt medför och till vad som är tekniskt möjligt, miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt.
Åtgärdsutredning	En utredning som belyser vilka åtgärder som kan vara tillämpbara på ett objekt med hänsyn till förhållandena på platsen, kostnaderna, riskreduktionen och andra relevanta aspekter.

Åtgärdslösningar och tillgängliga metoder
Bilaga 1.

Översikt av genomförda marksaneringar i Sverige 1994-2005

Inventering av genomförda marksaneringar i Sverige 1994-2005 genomfördes mellan augusti 2005-februari 2006. Genom landets länsstyrelser erhöles listor på avslutade marksaneringsobjekt varefter kontakter togs med i huvudsak kommunala handläggare, men även privata aktörer för respektive objekt. I översikten ingår även ett stort antal saneringar som genomförts av SPIMFAB. Dessa objekt har valts dels utifrån storlek (10 % största ex situ-saneringa när det gäller tonnage) och dels har de flesta av SPIMFAB:s in situ-saneringar valts. För SPIMFAB:s saneringar och för övriga saneringar i översikten har urvalsfaktorer även varit följande:

- Saneringen är avslutad
- Dokumenteringen av saneringen är tillräcklig för översiktens syfte
- Saneringen omfattar mark, grundvatten eller sediment
- Saneringen avser inte olycka/tillfälligt läckage

Förklaring till förkortningar som används i tabellen: i.u. - ingen uppgift, J - jord, Gv - grundvatten, S -sediment

Denna översiktliga sammanställning har utförts inom ramen för Naturvårdsverkets kunskapsatsning Hållbar Sanering, utlysning år 2005. Sammanställningen ingår som en del i projektet Åtgärdslösningar - erfarenheter och tillgänglig teknik. I projektgruppen har ingått: Thomas Liljedahl/Umeå Universitet, Sandra Broms/SPIMFAB, Johan Helldén/Johan Helldén AB, Ulf Wiklund och Berith Juvonen/Tyréns AB. Bilagan har författats av Berith Juvonen/Tyréns AB.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förening	Styrande förening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
1	Norra Svartbyn träimpregnering	Boden	BD	Svartbyn 2:84, 2:223	Bodens kommun	Kn	2002	J		1	1	1							As	KM	0	1	0	As 50-80/15(e)/15	1		675	0	241	Bil	
2	Tväråns såg	Gällivare	BD	Gällivare 81:4	Gällivare kommun	Kn	2002	J		1	1	1							As	MKM	0	1	i.u.	As 1062/40(e)/40*	1		13020	0	8	Bil	
3	Hanssonss såg	Luleå	BD	Bergnäset 1:1, 9:2 Gäddvik S:10	Luleå kommun	Kn	2004	J			1							Dioxin	Dioxin	PSR	110 ng/ kg TS	1	i.u.	Dioxin (ng/kg) 750/110(e)/110	1		3682	0	705	Bil	
4	Skellefteå Bilskrot AB	Skellefteå	AC	Skjutmättet 8	Skellefteå Bilskrot AB	Kn	2005	J	1										Kolväten	MKM	0	0	0	Alifater C15-C16 68/10(e)/500 Alifater C16-C35 376/26(e)/1000	1		128	0	14	Bil	
5	Stena Gotthard	Umeå	AC	Pumpen 1	Stena Gotthard AB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM	0	0	1	Alifater >C16-C35 (-)/448(e)/1000	1		960	0	14	Bil	
6	Piparböle plantkola	Umeå	AC	Ytterhiske 12:4	Svenska Skogsplantor AB	Kn	2003	J										DDT, mm	DDT	se övrig info	0	0	1	p,p-DDT (µg/kg) 6331/2356(e)/(-) p,p-DDD (µg/kg) 398/372(e)/(-) p,p-DDE (µg/kg) 341(-)/(-)	1		42000	0	26	Bil	
7	Umeå Bussgarage	Umeå	AC	Ledningen 1	Polarbuss AB	Kn	2004	J	1										Kolväten	MKM	0	0	1	Alifater >C5-C16 (-)/235(e)/500 Alifater >C16-C35 (-)/144(e)/1000 Bensen (-)/0,03(e)/0,4(3) ΣTEX (-)/0,6(e)/60 Aromater >C8-C10 (-)/46(e)/200 Aromater >C10-C35 (-)/12(e)/40	1		3950	0	14	Bil	
8	Bensinstation Rödåsel	Umeå	AC	Rödå 4:11	Christina Blomqvist	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM Gv	0	1	0	Alifater >C5-C16 (-)/14(e)/500 Alifater >C16-C35 (-)/13(e)/1000 Bensen (-)/0,006(e)/0,4 ΣTEX (-)/1,3(e)/40 Aromater >C8-C10 (-)/3(e)/200 Aromater >C10-C35 (-)/2(e)/40 PAHc (-)/0,15(e)/40 PAHö (-)/2(e)/40	1		277	0	39	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	År för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt	
9	Kramfors f.d. sulfittmassafabrik	Kramfors	Y	Brunne 8:6, 8:358	Kramfors kommun	Lst	2003	Deponimassor		1	1		1	1					Kisaska	KM	1	1	1	Halter i ren kisaska på området: Arsenik 500, riktvärde KM: 15 Kadmium 6, riktvärde KM: 0,4 Koppar 1300, riktvärde KM: 100 Kvikksilver 1, riktvärde KM: 1 Bly 780, riktvärde KM: 80 Nickel 110, riktvärde KM 35 Zink 2500, riktvärde KM 350			1	i.u.	0	0	0	
10	Köpmanholmen -Skärmtaket	Örnsköldsvik	Y	Bredånger 1:118	Örnsköldsvik kommun	Lst	2003	J							1				Hg	PSR	10 mg Hg/kg	0	1								Bil	
11	Köpmanholmen -Kloralkalifabr 2 delomr. Hg, 1 delomr. Pb	Örnsköldsvik	Y	Bredånger 1:118	Örnsköldsvik kommun	Lst	2005	J						1	1				Hg, Pb	PSR	se övrig info	0	0		Omr 1, 2 (Hg): (-)/2,5 resp. 5,2(e)/10 Omr 3 (Hg, Pb): (-)/4,4 resp. 356(e)/10 resp. 300)	1			3690	0	521	Bil
12	Köpmanholmen Deponi 86	Örnsköldsvik	Y	Bredånger 2:74	Örnsköldsvik kommun	Lst	2005	Deponi- massor										Asbest	Asbest	se övrig info	0	0	0					i.u.	554	0	145	Bil
13	Statens oljelager Gällö	Bräcke	Z	Grimnäs 5:1	SGU	Kn	2002	S	1										Kolväten	MKM	0	0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/29(e)/500 Alifater $>C16-C22$ (-)/23(e)/1000 Aromater $>C8-C10$ (-)/38(e)/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/4,1(e)/40	1			407	0	51	Bil	
14	Statens oljelager Kålarne	Bräcke	Z	Ansjö 1:58	SGU	Kn	2002	S	1										Kolväten	MKM	0	0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/24(e)/500 Alifater $>C16-C22$ (-)/73(e)/1000 Aromater $>C8-C10$ (-)/0,8(e)/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/2(e)/40	1			51	0	87	Bil	
15	Junsterforsens kraftverk	Strömsund	Z	Junsternäset 1:1, 1:11	Holmen Kraft AB	Kn	2004	J	1										Kolväten	i u	i.u.	0	1	Alifater $\Sigma >C8-C16$ 142/9,5(e)/(-) Alifater $>C16-C35$ 2353/525(e)/(-) Aromater $>C8-C10$ (-)/0,8(e)/(-) Aromater $>C10-C35$ (-)/1,4(e)/(-)	1			70	0	10	Bil	
16	Bensinstation Ragunda	Ragunda	Z	Stugubyn 5:142	Svenska Shell	Kn	2004	J	1										Kolväten	MKM	0	0	i.u.					i.u.	51	0	93	Bil
17	ABB Storvik	Sandviken	X	Murängen 2	ABB Fastighet AB	Kn	2003	J, Gv	1										Kolväten	se övrig info		0	i.u.									Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/on site metod	Övrig information
9	Kramfors fd sulfitmassa-fabrik	Kramfors									1		1							Övertäckning F.d. sulfitmassafabrik som framförallt hade förorenat marken med s.k. kisaska innehållande höga halter av As, Pb, Co, Cu, Ni och Zn. Området delades in i två saneringsområden, lagunen och deponin. Ny markanvändning efter sanering skulle vara friluftsområde. Saneringen finansierades i huvudsak med statliga medel. Totalkostnaden var ca. 14 Mkr, varav kommunen finansierade 0,5 Mkr. Viss privatfinansiering förekom också. Inom båda delområdena bedömdes övertäckning som den lämpligaste metoden för att minska utlakningen av föroreningar. Täckningen utfördes med bentonitmatta som tätskikt och därefter etablerades dräneringsskikt och täck-/skyddsskikt. Kontrollprogram efter täckningen av deponin innefattar inmätning för att kontrollera om sättningar uppkommer, samt mätning av gv-ytan.
10	Köpmanholmen -Skärmtaket	Örnsköldsvik									1	1								Saneringen av Skärmtaket ingick som en del av ett stort saneringsområde - Köpmanholmen. Skärmtaket ingår i nuvarande Bjästa Återvinnings fastighet där det tidigare fanns en kloralkalifabrik som förorsakat den aktuella kvicksilverföroreningen. Har erhållit statligt bidrag för saneringen tillsammans med övriga delområden på Köpmanholmen. Den totala kostnaden för hela projekt Köpmanholmen där också bl.a. rivning av byggnader och sanering av terpentinförorenade massor ingår, uppgår till 161 Mkr. Av detta privatfinansieras 27,5 Mkr, och 133,5 Mkr finansieras till 95 % av statliga medel och till 5 % av Örnsköldsviks kommun. Saneringen utfördes genom utgrävning och borttransport av förorenade massor med lastbil till behandlingsanläggning i Högbytorp. Misstanke kvarstod efter saneringen att restföroreningar kunde finnas under en byggnad. En kompletterande undersökning utfördes och med denna som grund har en ev. framtida sanering planerats.
11	Köpmanholmen -Kloralkalifabr 2 delomr. Hg, 1 delomr. Pb	Örnsköldsvik									1	1								Saneringen av delområde 1, 2 och 3 ingick som en del av ett stort saneringsområde - Köpmanholmen. På delområde 1 och 2 fanns tidigare en kloralkalifabrik som förorsakat kvicksilverförorening och på delområde 3 låg tidigare den s.k. blyverkstaden. Som riktvärde för saneringen användes för Hg 10 mg/kg TS, och för bly 300 (dj 0-1 m), 600 (dj 1-2 m) och 1200 (dj >2 m). Har erhållit statligt bidrag för saneringen tillsammans med övriga delområden på Köpmanholmen. Den totala kostnaden för hela projekt Köpmanholmen där också bl.a. rivning av byggnader och sanering av terpentinförorenade massor ingår, uppgår till 161 Mkr. Av detta privatfinansieras 27,5 Mkr, och 133,5 Mkr finansieras till 95 % av statliga medel och till 5 % av Örnsköldsviks kommun. De förorenade massorna transporterades med lastbil till Högbytorp. Som återfyllning inom de olika delområdena användes både externa och interna massor.
12	Köpmanholmen Deponi 86	Örnsköldsvik									1	1								Sanering av Deponi 86 ingick som en del av ett stort saneringsområde - Köpmanholmen. Har erhållit statligt bidrag för ebh tillsammans med övriga delområden på Köpmanholmen. Den totala kostnaden för hela projekt Köpmanholmen där också bl.a. rivning av byggnader och sanering av terpentinförorenade massor ingår, uppgår till 161 Mkr. Av detta privatfinansieras 27,5 Mkr, och 133,5 Mkr finansieras till 95 % av statliga medel och till 5 % av Örnsköldsviks kommun. Saneringsmål för området var att avlägsna all asbest. De förorenade massorna transporterades med lastbil till Umeå. Som återfyllning användes rivningsmassor som fanns i deponin.
13	Statens oljelager Gällö	Bräcke									1	1								I samband med avveckling av oljedepån utfördes marksanering. Sediment i läckvattendike var förorenade av oljor och grävdes ur. Massorna transporterades med lastbil till anläggning i Östersund för behandling.
14	Statens oljelager Kälarne	Bräcke									1	1								I samband med avveckling av oljedepån utfördes marksanering. Sediment i läckvattendike var förorenade av oljor och grävdes ur. Massorna transporterades med lastbil till anläggning i Östersund för behandling.
15	Junsterforsens kraftverk	Strömsund									1	1								Områden använda som upplagsplatser var förorenade. Grus i närheten av synliga oljeresor grävdes upp. Saneringen uppges ha minskat föroreningshalten i markytan med 20-25 %. Resthalten är dock fortfarande så hög att tillståndet är allvarligt enligt NV:s bedömningsgrunder. Eftersom spridningsrisken bedömdes som liten gjordes bedömningen att ytterligare sanering inte var nödvändig. Efter dispens från Lst att klassa massorna som icke farligt avfall deponerades massorna vid Strömsunds kommunala deponi.
16	Bensinstation Ragunda	Ragunda									1	1								På fastigheten fanns en drivmedelscistern som förorsakat markförorening av kolväten. Anläggningen demonterades och förorenad mark schaktades ur. Massorna transporterades med lastbil till anläggning i Östersund för efterbehandling.
17	ABB Storvik	Sandviken								gv-rening	1	1								Sanering skulle ske av oljeförorenat gv och som saneringsmål användes Naturvårdsverkets riktvärden för ämnen i gv vid förorenade bensinstationer. Vid installation av 2 st saneringsbrunnar upptäcktes att också jorden var förorenad. En omfattande saneringsschakt krävdes därför innan brunnarna kunde sättas ned. Under år 2002 pumpades 20 m3 gv upp och renades med kolfilter innan det släpptes ut i dagvattenavlopp. De förorenade massorna schaktades ur och transporterades med lastbil till Forsbacka i Gävle kommun. Under 2003 återupptogs gv-pumpningen och med hjälp av slambil tömdes brunnarna ett antal gånger. Några veckor efter sista tömningen analyserades gv-prover och saneringen avslutades.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Artial för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/sanerings riktvärde (halt efter in situ åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt	
18	Lokstallarna, gamla bangården	Söderhamn	X	Broberg 3:1	Söderhamn Kommun	Kn	2005	J	1										Kolväten	MKM	0		i.u.	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/10(e)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/30(e)/1000 Bensen (-)/0,009(e)/0,04 Σ TEX (-)/1(e)/30 Aromater $>C8-C10$ (-)/2,6(e)/30 Aromater $>C10-C35$ (-)/2,6(e)/40 PAHc (-)/1,8(e)/8(40 dj>0,7 m)) PAHö (-)/3,3(e)/40 Bly (-)/13(e)/300	1			270	0	39	Bil	
19	Stolpupplag Horndal	Avesta	W	Horndalsbyn 18:1 Horndals Bruk 5:1	Vattenfall	Kn	2003	J								1			PAH	MKM	0	0	i.u.	PAHc 62/4(e)/7 PAHö 239/9(e)/40	1			376	0	141	Bil	
20	Statens oljelager Vad	Smedjebacken	W	Vad 1:4	SGU	Kn	1999	J	1										Kolväten	PSR	i.u.	0	0	i.u.		1	0	0	0	0		
21	Stolpupplag Forsa	Borlänge	W	Forsa 46:180	Fortum Distibution	Kn	2002	J						1		1			PAH	MKM	0	1	1	PAHc (-)/(-)/7 PAHö (-)/(-)/40		1		0	0	0	0	
22	Lidl, sanering nybyggnation	Borlänge	W	Kupolen 4	Liedl	Kn	2005	J	1										Kolväten	MKM	0	0	i.u.	Alifater $\Sigma >C5-C16$ 81/20(e)/500 Alifater $>C16-C35$ 8200/29(e)/1000	1			283	0	7	Bil	
23	OK-Q8 f.d. oljedepå	Ludvika	W	Ludvika 7:1	OK-Q8	Kn	2003	J	1										Kolväten	MKM	0	1	1	i.u.		1	1	2500	3000	187	Bil	
24	Kv. Giktringen	Arboga	U	Giktringen 2, 3, 4, 7, 11	Arboga kommun	Kn	2005	J	1										Kolväten	KM, PSR		se övrig info	1	1	i.u.		1		3838	0	110	Bil
25	Sveavägen 25	Köping	U	Fjolner 10		Kn	2004	J	1										Kolväten	MKM	0	0	i.u.	i.u.	1			288	0	41	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/on sitemetod	Övrig information	
18	Lokstallarna, gamla bangården	Söderhamn										1	1				1						Området i anslutning till bl.a. lokstallarna på Söderhamns gamla bangård var förorenad av oljor. Kommunen äger fastigheten och har också ansvarat för saneringen. Massorna transporterades med lastbil till anläggning i Bollnäs för biologisk behandling genom kompostering.
19	Stolpupplag Horndal	Avesta										1	1										Upplag av kreosotimpregnerade stolpar upptäcktes inom yttre skyddsområde för kommunens dricksvattentäkt. Marken sanerades genom ugrävning med avseende på PAH:er. Massorna transporterades med lastbil till deponering på anläggning i Högbytorp.
20	Statens oljelager Vad	Smedjebacken										1					1						Under vintern 1982/1982 skedde ett större spill av flygbränsle. Räddningstjänsten förhindrade då vidare spridning av föroreningen m.h.a. länsor. Statens oljelager startade marksaneringen 1996. Saneringsmålet för schaktningen var att minska föroreningshalten av alifater ned till 200 mg/kg. Saneringen utfördes genom att jorden schaktades upp och lades upp för kompostering på en närliggande fastighet. Jorden lades där upp i strängar i 3 omgångar och vändes ett par ggr under komposteringens gång. Mål för behandlingen av jordmassorna var 100 mg/kg. Efter behandlingen återfylldes jorden inom saneringsområdet.
21	Stolpupplag Forsa	Borlänge										1		1								övertäckning	Saneringen utfördes genom att den förorenade marken täcktes över. Åtgärdsmetoden motiverades med att PAH och bly har låg löslighet och binds hårt i marken, samt att PAH bryts ned med tiden. Täckning genomfördes m.h.a. geotextil, följt av lermörar, följt av matjord och vegetation. Restförorening finns eftersom saneringen var en övertäckning.
22	Lidl, sanering nybyggnation	Borlänge										1	1										Tidigare verksamhet på fastigheten har varit bl.a. bilverkstad. Saneringen utfördes genom att massorna urschaktades och transporterades med lastbil till avfallsanläggning i Ludvika.
23	OKQ8 fd oljedepå	Ludvika	1	1								1	1										På fastigheten fanns tidigare en oljedepå. In situ-behandling genom markventilering pågick mellan okt 2001-januari-03. Då målen inte helt uppnåts avbröts behandlingen och resterande del grävdes upp och transporterades med lastbil till Högbytorp. En mindre restförorening lämnades under ett betongfundament.
24	Kv Giktringen	Arboga										1	1										Fastigheten köptes av kommunen år 2002 för ändamålet bostadsbebyggelse. Tidigare verksamhet var bussrörelse vilket inneburit hantering av dieselolja inom fastigheten. Föroreningen inom delar av kvarteret bestod av kraftigt förhöjda kolvätehalter i mark och fri fas av kolväten i gv. Som saneringsmål användes riktvärden för KM för djupet 0-0,7 m. Platsspecifika riktvärden användes för djupare jordlager där två klasser urskiljdes, en för normaltät jordart och en för tät jordart. Saneringen utfördes genom ugrävning av förorenad jord och länsumpning av vatten som uppstod i schaktgruppen. Saneringen utfördes under 6 veckor hösten 2005. 3 838 ton jord grävdes upp och transporterades med lastbil till deponi i Norrköping och det uppumpade gv renades i ett mobil reningsverk. Området återfylldes med 4 072 ton rena massor från en täkt utanför Arboga. På 0,7 m djup lades en geoduk ut över den schaktade ytan för att förhindra uppträngning av ångor till risk för framtida boende. Kontrollprogrammet inkluderar en fortsatt kontroll av gv. Det första året föreslås 3-4 prov uttas, för att sedan bestå av provtagning 1-2 ggr/år. Kompletteringar av slutrapporten har begärts in och saneringsärendet är därför inte avslutat.
25	Sveavägen 25	Köping										1	1										I samband med avetablering och rivning av bensinstationen på fastigheten sanerades marken genom ugrävning av petroleumförorenad jord. Underjordiska cisterner togs om hand och skrotades. De uppgrävda massorna transporterades med lastbil till behandlingsanläggning i Västerås.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/åtgärd markeras (I), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportätt
26	Kvarnortorp serpentindammarna	Kumla	T	Kumla Kvarnortorp 1:5	Kumla kommun	Kn	2005	J, S	1									Metaller, lösningsmedel, dioxin	Kolväten m.m.	se övrig info	0	1	1	i.u.	1	1	4027	i.u.	10	Bil	
27	OK/Q8 Hällefors	Hällefors	T	Gillershöjden 22:9	Lindesberg	Kn	2005	J	1										Kolväten	MKM	0	1		Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/278(e)/500(dj < 2 m)$ Alifater $>C16-C35 (-)/18(e)/1000(dj < 2 m)$ Bensen $(-)/3,7(e)/3(dj < 2 m)$ $\Sigma TEX (-)/155(e)/60(dj < 2 m)$ Aromater $>C8-C10 (-)/348(e)/200(dj < 2 m)$ Aromater $>C10-C35 (-)/15(e)/40(dj < 2 m)$	1		119	0	121	Bil	
28	Konsteruds ängsåg träskydds- anläggning och deponi	Kristinehamn	S	Vall 1:8, 1:16, 1:19, 1:24	Kristinehamn kommun	Lst	2003	J		1	1	1	1							KM	1	i.u.		i.u.	1	7400	0	49	Bil		
29	Kv. Tapiren	Kristinehamn	S	Kv. Tapiren	Kristinehamn kommun	Kn	2001	J	1									Metaller	Kolväten, metaller	MKM	1	1		i.u.	1		12810	0	58	Bil	
30	Eda glasbruk	Eda	S	Eda Norra Åmterud 1:175	IBI Norge AS	Kn	2005	J	1	1			1	1				Cd	As	MKM, PSR	se övrig info	1	i.u.		i.u.	1	4831	0	i.u.	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark-ventiler	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/ deponering på plats	deponering	ventiler	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk	avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information
26	Kvarntorp serpentindammarna	Kumla										1	1									<p>Reningsystem för vatten</p> <p>I Kvarntorpsområdet bedrevs mellan 1940-1960-talet bl.a. brytning av alunskiffer för utvinning av skifferolja och framställning av ammoniak. Restprodukter, utsläpp och läckage förorenade mark och gv i stor omfattning. De huvudsakliga föroreningarna är kolväten och tungmetaller, men även exv. PAH, lösningsmedel, PCB och dioxiner förekommer. Under slutet av 1940-talet anlades ett vattenreningsystem för att rena utsläppen från industrierna på området. Systemet innefattade en mindre sjö (Serpentinsjön) och två dammsystem (Serpentindammarna och Tarmdammarna). Sedan skifferoljeverksamheten upphörde på 1960-talet underhölls inte reningsystemet vilket medförde att läckage från vallarna kunde pågå och att dammarna växte igen. Saneringsprojektet erhöll statliga LIP-bidrag för att restaurera reningsystemet. Saneringsmålen var att minska uttransporten av föroreningar till recipienten med hälften. Det årliga utläckaget av zink skulle understiga 150 kg, nickel 100 kg och arsenik 3 kg. Arbetet pågick mellan år 2004-2005. Saneringen utfördes genom bl.a. justering av vallar och viss urgrävning av förorenade massor. Reningsystemet bygger på passiv rening på så sätt att förör för justering av pH-värde genom tillsats av kalk har dock installerats. I slutet av reningsystemet har ett torvfilter anlagts för att reducera ev. föroreningar som släpps ut till recipient. Kontrollprogrammet pågår fortfarande med vattenprovtagning. Kontrollen visar på en avtagande förorenings-spridning från området. Framtida markanvändning innefattar bl.a rekreatiområde, samt undervisningsområde om industrins historia på området och vattenreningsystemet. Resultat av åtgärderna har inte sammanställts än så länge. Systemet kommer under en fortsatt tid att trimmas in. Spontning och restaurering av dammvallar har lyckats så att läckaget av vatten har eliminerats.</p>
27	OK/Q8 Hällefors	Hällefors										1	1									<p>På fastigheten bedrevs tidigare drivmedelsförsäljning. Saneringen omfattade förutom förorenad jord, även omhändertagande av bl.a. underjordiska cisterner. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Gullspång. Vid saneringen lämnades restförorenad jord i anslutning till stationsbyggnaden p.g.a. schaktsvärigheter.</p>
28	Konsteruds ångsåg träskydds-anläggning och deponi	Kristinehamn										1	1									<p>På området har tidigare träimpregneringsverksamhet bedrivits och ända sedan början av 1900-talet har det varit allmänt känt att markområdet var förorenat. Platsen där impregnering utförts och virke lagrats ligger inom en bostadsfastighet med tillhörande grävd dricksvattenbrunn. Saneringsbehovet var därför tydligt och markanvändningen klassades som känslig markanvändning, KM. År 1996 genomförde kommunen en mindre sanering i området för den tidigare impregneringen. Saneringen avbröts innan den var klar då finansiering fattades. Den sanering som genomfördes under 2002 finansierades med statliga medel. Saneringsmålet var nu riktvärde för KM vilket innebar att det tidigare sanerade området sanerades ytterligare samt att även andra delområden sanerades. De tidigare "rena" rivningsmassorna från den första saneringen hade använts som återfyllnadsmaterial och påvisades nu innehålla upptill 500 mg As/kg. Marksaneringen under 2002 genomfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggningar i Kristinehamn (10 km) och Norrtorp (88 km). Sammanlagt från impregneringsområde och deponi borttransporterades ca. 7 400 ton förorenade massor. Mängder från saneringen 1996 ingår inte i sammanställningen.</p>
29	Kv. Tapiren	Kristinehamn										1	1									<p>Fastigheten ligger centralt i Kristinehamn och skulle exploateras för handelsverksamhet. Saneringen begränsades p.g.a. att kostnaden blev betydligt högre än beräknat. Tidigare verksamhet innefattade bl.a. gjuteri och förekomst av metaller från gjutsand fördrade saneringen betydligt. Ny markanvändning skulle vara anpassad för livsmedelshandel. Under första saneringsomgången som finansierades med statliga medel färdigställdes området för livsmedelsbutiken. Senare har kommunen fortsatt att sanera övriga delar av området med egna medel och uppgifter därifrån omfattas inte av sammanställningen. Vid saneringen av område för handelsverksamhet var saneringsmålet riktvärde för MKM. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggningar i Storfors (28 km) och Norrtorp (88 km).</p>
30	Eda glasbruk	Eda										1	1									<p>Tidigare verksamhet på fastigheten var glasbruk. Ny markanvändning skulle vara köpcentrum. Förorening i fabriken källare avlägsnades, källaren revs och fylldes därefter. Förorenade massor där markanvändningen skulle vara byggnader urgrävdes. För de byggnader som nybyggs skulle golv och dräneringsrör konstrueras så att ev. flyktiga kolväten inte ska förorena luft i byggnaden. Förorenade massor där markanvändningen skulle vara parkeringsytor urgrävdes där platspecifika riktvärden överskreds. Platspecifika riktvärden som användes var MKM (dj < 0,5 m), 5*MKM (dj 0,5-2 m) och 10*MKM (dj > 2 m). I övrigt så användes riktvärde för MKM som saneringsmål. Allt dagvatten från parkeringsytor ska i fortsättningen samlas upp och ledas ut via en oljeavskiljare. De förorenade massorna transporterades med lastbil till Storfors.</p>

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Artal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (I), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
31	Lesjöfors järnbruk	Filipstad	S	Lesjöfors 3:100, 3:101, 3:103, 3:113	Ansvaret oklart, samfällighets- förening har deltagit i saneringen	Lst		J, Gv	1	1	1	1	1					Kolväten, Pb	se övr info		0	0	1	i.u.	1	1	574	i.u.	141	Bil	
32	Hagforstvädden	Hagfors	S		Hagfors kommun	Kn	1995, 2005	J, Gv											PCE			0	1	i.u.	1		0	se övr info	0	0	
33	Gunnita f.d. impregnering	Kil	S		Banverket	Kn	1995 -1999	J, Gv		1									As	MKM		0	1		1	1	200	i.u.	149	Bil	
34	Kv Vågmästaren	Karlstad	S	Vågmästaren	NCC Bostad		1998, 2003	J	1	1	1							dioxin, PCP	Cu, As, dioxin	KM, PSR		1	0		1		2687	0	i.u.	Bil	
35	Sjön Turingen	Nykvarn	AB	Turingen	Nykvarn kommunn	Kn	1995- 2002	S							1				Hg	se övr info		0	1	i.u.	1	1	i.u.	225000	0	0	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventiler	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/ barrfår	stabilisering	Ämnen in situ	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	ventiler	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Ämnen ex situ/ on site	Övrig information	
31	Lesjöfors järnbruk	Lesjöfors									rening av gv	1	1									Olja fanns i fri fas på gv-ytan och orsakade synlig oljeförening i recipienten. Saneringen var en akutåtgärd för att förhindra fortsatt oljeläckage. Bly- och oljeförorenad jord grävdes upp och transporterades med lastbil till behandling i Norrtorp. Gv dränerades till rening via en oljeavskiljare innan det släpptes ut till recipienten. Området har undersökts ytterligare och bedömts behöva ytterligare åtgärder. På fastigheten bedrivs verksamhet vilket innebär att sanering genom utgrävning är besvärlig. De metoder som har diskuterats för en fortsatt sanering har istället varit att avleda gv, minska infiltrationen genom asfaltering och bortgrävning av hot spots med efterföljande kontroll. Saneringskostnader beräknas till mellan 30-80 Mkr beroende på val av metod.
32	Hagforstvädden	Hagfors	1	1																		På fastigheten har under 1970-1990-talet kemtvättsverksamhet bedrivits vilken under 1970-80-talet var Nordeuropas största kemtvätt. Hagfors kommun övertog fastigheten när tvättverksamheten lades ned år 1993 och då påvisades att marken under byggnaden var förorenad av perkloretylen. Nu ägs fastigheten av ett privat företag som bedriver svetsverksamhet. Sanering av fastigheten har utförts i två omgångar, år 1995 och 2003. Syftet har dels varit att förhindra PCE att tränga upp i byggnaden, dels att på sikt minska spridning av förorening till gv-magasinet Hagforsåsen som finns under fastigheten. Den första saneringen finansierades av Landstinget som var den sista ägaren under tvättens verksamma perioden. Saneringen 2003 finansierades med statliga medel. Saneringen 1995 utfördes med markventilation med 5 st. ventilationsbrunnar där den översta spetsen började strax under golvet och den understa slutade strax över gv-ytan som låg på 12 m djup. Saneringen avslutades efter 6 månader då ca. 1500 kg PCE hade samlats upp med kolfilter och ytterligare 500 kg hade ventilerats ut i luften. Förutsättningarna för ventilation var goda då jordarten i huvudsak bestod av sand, dock med en siltins på 3-5 m. Saneringen under 2003 undersöktes marken avseende föroreningens utbredning. Saneringen utfördes med 8 veckors kall ventilation i ventilationsbrunnar, följt av 16 veckors varm ventilation då marken värmdes till 90-95 °C genom ånginjektion i ångbrunnar. Efter det har det under 23 veckor skett en halvvarm ventilation under tiden som avsvälning skett. Totalt bedrevs saneringen under 1 års tid. Sammanlagd elförbrukning för de två saneringarna 1995 och 2003 var ca. 240 kWh och oljeförbrukningen var 182 m3. Jämfört med beräknade kostnader överskreds energikostnaden med ca. 750 000 kr. Bedömd sanerad mängd under saneringen år 2003 var ca. 4 800 kg. Kostnaden för saneringen 2003 uppgick till ca. 9 Mkr, varav Hagfors kommun stod för ca. 700 000 kr. Kostad per kg sanerad PCE uppgick därav till 1 800 kr/kg. Saneringen år 1995 kostade ca. 1,3 Mkr vilket gav en kostnad per kg sanerad PCE på ca. 850 kr/kg. Totalt har saneringen kostat ca. 1500 kr/kg PCE.
33	Gunnita f.d. impregnering	Kil	1					1			1	1						1				Vid Gunnita f.d. impregnering har saneringsåtgärder utförts vid två tillfällen. År 1995 utgrävdes en hot spot och 200 ton förorenad jord transporterades till anläggning i Norrtorp där behandling genom förbränning skulle ske. År 1998 anlades ett markfilter för rening av ytvattnet i området. Sedan år 1990 har också en kontinuerlig kontroll av föroreningsspridning från det förorenade området utförts. År 1999 undersöktes hur kvarstående arsenikförorening skulle kunna åtgärdas.
34	Kv. Vågmästaren Karlstad	Karlstad									1	1										På området fanns tidigare bl.a. ett sågverk som efterlämnat föroreningar. Ny markanvändning skulle vara bostäder. Saneringen utfördes i 4 etapper där den första utfördes 1998 och omfattade koppar och arsenik, den andra och tredje utfördes 2002 och 2003 och omfattade sanering av dioxin, alla tre etapper inne på området. Den fjärde etappen utfördes 2003 och omfattade utgrävning av hamnar i anslutning till kanalen som angränsar till området för sanering av dioxin och PCP. För arsenik och koppar användes riktvärdet för KM som saneringsmål, för dioxin och PCP används platspecifika riktvärden som varierade både i djupled och horisontell led (olika markanvändningsområden). Saneringen genomfördes genom utgrävning och borttransport av förorenade massor. Koppar/arsenik- och oljeförorenade massor transporterades till Norrtorp (233 ton), 859 ton dioxinförorenade massor kördes till Storfors och 1 595 ton dioxinförorenade massor till Högbytorp. Alla transporter utfördes med lastbil. Resultatet av saneringen bedömdes som bra även om dioxinhalterna i yttlig jord i 25 av 62 jordprov i delområde 2 och 3 översteg riktvärdet 200 ng/kg TS.
35	Sjön Turingen	Södertälje/ Nykvarn	1								Övertäckning av sjöbotten	1	1									Bottensedimenten i sjön Turingen var förorenade av kvicksilver från ett tidigare pappersbruk i området. Kvicksilverhalten i fisk var kraftigt förhöjda och fisken otjänlig som förda. Små mängder kvicksilver läckte också ut från Turingen till Mälaren. År 1995 utfördes första etappen i saneringen <i>Projekt Turingen</i> då Turingean sanerades. Ån fick nya åfåror och vattnet leds numera förbi två dammar där stora mängder kvicksilver har tagits om hand genom sedimentering. Transporten av kvicksilver med ån minskades i och med åtgärden med mer än 50 %. Etapp 2 av saneringen omfattade sjön Turingen och omfattade muddring genom utgrävning av 1 000 m3 förorenade sediment i Turingeåns mynning och vass och rofyllt i <i>Bryggshusviken</i> . Arbetet utfördes med grävskopa på flotte. De utgrävda massorna deponerades i området vid Bryggshusviken. Den stora åtgärden var dock täckning av bottensediment inom hela mynningsområdet på ca. 40 000 m2 och ned till 5 m djup, med geotextil och rena täckningsmassor av tätande fin sand och krossmaterial med en mäktighet av ca. 40 cm. Under 2001-2001 avslutades saneringen med att ca. 80 % av sjöbotten i sjön täcktes med ett konstgjort sediment, en gel. Gelen isolerar kvicksilvret från vattnet och ovanpå gelen bildas så småningom nytt sediment. Saneringsmål var att isolera 90-95 % av kvicksilvret i sjön, samt att reducera kvicksilverhalten i fisk till mindre än 0,5 mg/kg. Projektet finansierades i huvudsak av Naturvårdsverket och totalkostnaden inklusive etapp 3 som omfattar långtidskontroll uppgår till ca. 69 Mkr.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Artal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
36	Marina Läroverket, Stocksund	Danderyd	AB	Hamnen 5	Danderyd kommun	Kn	2005	J					1	1		1							1	i.u.	i.u.	1	464	0	38	Bil	
37	Anneberg	Danderyd	AB	Solvärmen 1	HSB Bostad AB	Kn	2002	J	1	1			1	1				Asfalt	Metaller	PSR, MKM	se övrig info	1	0	Alifater >C6-C16 271/(-)/(-) Alifater >C16-C35 410/(-)/(-) Arsenik 36/(-)/(-) Bly 603/(-)/(-) Kadmium 6,1/(-)/(-) Koppar 484/(-)/(-) Krom 180/(-)/(-) Nickel 177/(-)/(-) Zink 1692/(-)/(-)	1		35449	0	92	Bil	
38	Stocksunds Hamn	Danderyd	AB	Stocksund 2:130	Danderyds kommun	Kn	2002	J	1	1		1	1			1			Metaller, kolväten	>2ggr MKM		0	i.u.	i.u.	1	2040	0	155	Bil		
39	Bielkevägen 22	Danderyd	AB	Djursholm 2:430	Privatperson	Kn	2005	J			1								Metaller, PAH	KM, PSR		1	0	Bly (-)/16/80 Koppar (-)/44/100 Kadmium (-)/0,3/4 dj <0,7 m (6 dj 0,7-2 m) PAHc (-)/0,7/0,3 dj <0,7 m (10 dj 0,7-2 m)	1		1425	0	26	Bil	
40	Kv Trädet	Danderyd	AB	Trädet 5, 16	JM AB	Kn	2003	J	1	1	1	1	1	1				Cd, Co, Ni	Metaller, kolväten	PSR	se övrig info	1	0	i.u.	1	7413	0	30	Bil		
41	Järnvägsdalen	Danderyd	AB	Stocksund 2:124	Danderyds kommun	Kn	2001	Aska, slagg		1	1		1	1					Aska	Aska	KM		1	i.u.	i.u.	1	3434	0	154	Bil	
42	Färghandlartomten	Danderyd	AB	Stocksund 2:125	KB Järnvägsstaden	Kn	2001	J		1	1					1			Metaller	Metaller	KM		1	i.u.	i.u.	1	2275	0	38	Bil	
43	Höjdvägen 25	Nacka	AB	Eknäs 1:260	Nacka kommun	Kn	2003	J								1			Metaller	Metaller, PAH	KM		1	1	i.u.	1	225	0	141	Bil	
44	Stora Alby	Upplands Väsby	AB	Stora Alby 1:75, 1:26	Vägverket	Kn	2005	J	1	1		1	1			1			Metaller	Metaller, PAH, kolväten	MKM		1	i.u.	i.u.	1	3683	0	44	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barriär	stabilisering	Annan in situ-metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/on sitemetod	Övrig information	
36	Marina Läroverket, Stocksund	Danderyd										1	1										På fastigheten skulle en ny skolbyggnad till Marina Läroverket uppföras. Saneringen utfördes genom att förorenade massor schaktades ur och transporterades till anläggning i Högbytorp för behandling.
37	Anneberg	Danderyd										1	1										Tidigare verksamhet på området hade varit bl.a. småindustrier och inom delar av området avfallsdeponi och avfallsförbränning. Ny markanvändning skulle vara bostäder. För områden där bostäder skulle byggas användes platsspecifika riktvärden som saneringsmål. För område Elkabelstråk användes riktvärde för MKM med definitionen att området skulle täckas av asfalt samt gräs och att inga bostäder eller odlingslotter skulle etableras på området. Förutom markföroreningar omhändertogs även olika slags avfall som exv. bilvrak, dieselfat, tjärtunnor och hushållsavfall. Saneringen utfördes genom urschaktning och borttransport av förorenade massor. 30 558 ton kördes till Ullnatippen (13 km), 3 052 ton till anläggning i Högbytorp (42 km) och 1 839 ton till anläggning i Norrtorp (222 km). Saneringen blev mer omfattande än förväntat p.g.a. att området tidigare varit avfallsdeponi och att förundersökningar därmed inte kunnat avgränsa föroreningen. All jord ned till 2 m avlägsnades och ersattes med rena massor.
38	Stocksunds Hamn	Danderyd										1	1										Saneringen utfördes med anledning av ombyggnad av hamnområdet. Viss urgrävning skulle ske under vatten i strandzonen eller under gvy inom andra delar av saneringsområdet. För avvattning av massorna anlades därför en sedimentationsdamm inom området och för att förhindra föroreningsutsläpp i vatten utlades en läns med en till botten vertikalt hängande duk i vattenområdet. De upprävda massorna transporterades med lastbilar varav 300 ton till anläggning i Filipstad (272 km) och 1 741 ton till anläggning i Högbytorp (38 km).
39	Bielkevägen 22	Danderyd										1	1										Danderyds kommun sålde fastigheten varvid ny fastighetsägare bekostade saneringen. Fastigheten ligger invid gammal banvall där troligen omlastning av gods tidigare utförts. För yttlig jord (dj 0-0,7 m) användes riktvärdet för KM för cancerogena PAH och koppar, för djupare jordlager (dj >0,7 m) och för kadmium i hela jordprofilen användes justerade riktvärden. Saneringen utfördes genom att massor schaktades ur och 105 ton transporterades till avfallsanläggning i Löt (38 km) och 1 320 ton till avfallsanläggning i Rydbo (14 km). Massorna transporterades med lastbil.
40	Kv. Trädet	Danderyd										1	1										Två saneringar hade tidigare utförts inom delar av fastigheterna, år 2000 och 2002. Den här saneringen omfattade all återstående potentiellt förorenad mark inom fastigheterna, samt rivning av byggnader. Ny markanvändning skulle vara bostäder. Som gränsvärden för saneringen användes platsspecifika riktvärden som delades in i olika klasser efter djup (0-0,7 m och 0,7-2 m) samt markanvändning (väg och hus/tomt). Saneringen omfattade rivning av byggnader och schaktning samt borttransport av förorenad jord. Urgrävning utfördes i huvudsak ned till 0,7 m djup under planerad markyta. Inom vissa delområden krävdes djupare schaktning. De förorenade massorna transporterades med lastbil till olika anläggningar. 4 894 ton transporterades till anläggning i Löt (38 km), 1 114 ton till anläggning i Högbytorp (39 km), samt 1 405 ton lättare förorenad jord till Ullnatippen (12 km). 477 ton återanvändes av beställaren i ett annat anläggningsprojekt, det nya bostadsområdet Silverdal i Sollentuna kommun.
41	Järnvägsdalen	Danderyd										1	1										Det förorenade området omfattade en delsträcka av ett tidigare spårområde mellan Mörby och Stockstund, den s.k. Järnvägsdalen. Utmed tidigare banvall fanns område med aska och slagg under markytan. Med anledning av kommande exploatering med bl.a. bostadshus sanerades området genom urgrävning av förorenade massor. Massorna transporterades till med lastbil till behandlingsanläggningar i Storfors (270 km) och i Högbytorp (38 km).
42	Färghandlartomten	Danderyd										1	1										Saneringen omfattade två skilda områden, en delsträcka av tidigare spårområde (Järnvägsdalen) och fast 2:125 vid Sikreno. Ny markanvändning för båda områdena är bostäder. Massorna transporterades med lastbil till Högbytorp. Under schaktning pumpades gv upp och renades med oljeavskiljare innan det släpptes till spillvattennätet.
43	Höjdvägen 25	Nacka										1	1										På fastigheten fanns tidigare en garagebyggnad med golvrännor. Kommunen skulle sälja fastigheten till en privatperson för bostadsbyggnation. Vid en miljöteknisk undersökning påvisades förhöjda halter metaller och PAH. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Massorna transporterades dels till anläggning i Norrtorp (227 km) och dels till anläggning i Högbytorp (55 km). Förutom förorenad jord sorterades även 60 ton block och sten ut och kördes till en grustäkt på Ingarö. En restförorening lämnades med förhöjda halter av PAH16, med bedömningen att den inte utgjorde någon risk.
44	Stora Alby	Upplands Väsby										1	1										På fastigheterna har tidigare lagring, bilskrotning, och annan mekanisk verksamhet förekommit. Ny markanvändning skulle vara motorväg då del av motorväg mellan Norrsättra och Täby Kyrkby kommer att gå över fastigheterna. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av de förorenade massorna. 2 874 ton transporterades till behandlingsanläggning i Löt (43 km) och 809 ton transporterades till behandlingsanläggning i Kovik (45 km).

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/åtgärd markeras (i), halt efter schakt/åtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportätt			
45	Rasta/ Gåshaga	Lidingö	AB	Rasta	Svenska Shell	Kn	2000	J	1	1		1	1	1	1			Pesticider	Kolväten	KM		1	1*									Bil, båt		
46	Sickla Kanal Hammarby Sjöstad	Stockholm	AB	Kvarteren Klabbet 1-5, Snickeriet, Träslöjden	Stockholms Stad	Kn	2001	J, Berg							1			Metaller	Kolväten, metaller m.m.	KM		1	0										Bil	
47	Grynnan 2 Hammarby Sjöstad	Stockholm	AB	Grynnan 2	Stockholms Stad	Kn	2002	J, Berg	1						1			Metaller	Kolväten, metaller m.m.	KM		1	0										Bil	
48	Sickla Park Hammarby Sjöstad	Stockholm	AB	Kv. Forsen 1-2	Stockholms Stad	Kn	2002	J, Berg	1						1			Metaller	Kolväten, metaller m.m.	KM		1	0										Bil	
49	Kv. Vågskvalpet Hammarby Sjöstad	Stockholm	AB	Kv. Vågskvalpet 1-2	Stockholms Stad	Kn	2003	J, Berg	1						1			Metaller	Kolväten, metaller m.m.	KM		1	0										Bil	
50	Kv. Proppen Hammarby Sjöstad	Stockholm	AB	Hammarbyhöjden 1:1	Stockholms Stad	Kn	2004	J, Berg										Metaller	Metaller	KM		1	0										Bil	
51	"Gasverkstomten" Hjorthagen-Värtan	Stockholm	AB	"Gasverkstomten"	Stockholms Stad	Kn	2005	J, Berg							1			Metaller	Metaller, PAH	KM		1	0											Bil
52	Kv. Lux Lilla Essingen	Stockholm	AB	Lux 4-7, Köksfläkten 1-7, Gjuterihuset 1	JM Bostad	Kn	1999-2003	J	1						1			Metaller	Metaller, PAH, kolväten	KM		1	0											Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark-ventiler	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/ barriär	stabilisering	Annan in situ-metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/deponering på plats	deponering	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information
45	Shell Rasta/ Gåshaga	Lidingö									1	1								På fastigheten har det under lång tid lagrats bränsle i cisterner och tankar och det har även funnits en smörjoljefabrik och en kemfabrik inom fastigheten. Sedan 1990-talet har den tidigare verksamheten successivt avvecklats och ny markanvändning planerades till bostäder. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade jordmassor. Betydligt större mängder förorenad mark, betong m.m. hanterades under projektet än förväntat. Även flera typer av föroreningar än förväntat hanterades. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 150 214 ton transporterades till anläggning i Kovik (29 km), 26 753 ton till anläggning i Högdala (33 km), 9 442 ton till anläggning i Sofielund (32 km), 62 365 ton till anläggning i Norrtorp (226 km), 30 217 ton till anläggning i Högbytorp (46 km) och slutligen 577 ton till anläggning i Löt (51 km). Transporterna till Kovik och Sofielund gick med båt, övriga transporter gick med lastbil. Förutom jordmassor borttransporterades även betong, fat och rivningsmassor. *Vissa restföroreningar lämnades inom fastigheten. Dessa skulle överlagras med minst 1 m rena massor enligt Miljö- och hälsoskyddskontoret i Lidingö kommun. F skulle också dokumenteras och följas med fastigheten. Vissa lågförorenade restområden lämnades också, dessa med restriktion från Miljö- och hälsoskyddskontoret att odling eller gv-uttag inte fick förekomma.
46	Sickla Kanal Hammarby Sjöstad	Stockholm									1	1								Entreprenaden Sickla Kanal avsåg sanering av förorenad jord genom urschaktning för bostadsområde samt vägar. Urschaktningen utfördes till friklassade schaktbottnar. Samtliga jordmassor som inte uppfyllde platsspecifika rikvärden för Hammarby Sjöstad transporterades bort. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 6 440 ton grovmaterial/berg till kommunal deponi, 25 610 ton till Kovik i Värmdö (19 km), 750 ton till Högbytorp (47 km) och 644 ton till Norrtorp (219 km).
47	Grynnan 2 Hammarby Sjöstad	Stockholm									1	1								Entreprenaden Grynnan avsåg sanering av förorenad jord genom urschaktning för bostadsområde samt vägar. Urschaktningen utfördes till friklassade schaktbottnar. Samtliga jordmassor som inte uppfyllde platsspecifika rikvärden för Hammarby Sjöstad transporterades bort. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 7 960 ton grovmaterial/berg till kommunal deponi, 6 602 ton till Kovik i Värmdö (19 km), 289 ton där jordmassor förorenade med metaller & PAH transporterades till anläggning i Högbytorp (47 km) och jordmassor förorenade med kolväten transporterades till Sofielund (19 km), samt 616 ton till anläggning i Löt i Vallentuna (52 km).
48	Sickla Park Hammarby Sjöstad	Stockholm									1	1								Entreprenaden Sickla Park avsåg sanering av förorenad jord genom urschaktning för bostadsområde samt vägar. Urschaktningen utfördes till friklassade schaktbottnar. Samtliga jordmassor som inte uppfyllde platsspecifika rikvärden för Hammarby Sjöstad transporterades bort. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 8 180 ton grovmaterial/berg till kommunal deponi, 14 423 ton till anläggningar i Kovik i Värmdö (19 km) eller Högbytorp (47 km), samt 2 995 ton till anläggningar i Högbytorp, Norrtorp (219 km), Sofielund (19 km) eller Löt (52 km).
49	Kv. Vågskvalpet Hammarby Sjöstad	Stockholm									1	1								Entreprenaden Vågskvalpet avsåg sanering av förorenad jord genom urschaktning för bostadsområde, idrottsanläggning, ledningskulvert samt vägar. Schaktningen utfördes till friklassade schaktbottnar. Samtliga jordmassor som inte uppfyllde platsspecifika rikvärden för Hammarby Sjöstad transporterades bort. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 18 885 ton grovmaterial/berg till kommunal deponi, 9 526 ton till anläggning i Kovik i Värmdö (19 km), 53 ton till anläggning i Högbytorp (47 km), samt 50 ton till Högbytorp eller Löt (52 km).
50	Kv. Proppen Hammarby Sjöstad	Stockholm									1	1								Entreprenaden Proppen avsåg sanering av förorenad jord genom urschaktning för sopsugsledning, fjärrvärmeledning och väg. Schaktning utfördes till friklassade schaktbottnar. Samtliga massor som inte uppfyllde platsspecifika rikvärden för Hammarby Sjöstad transporterades bort. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 2 474 ton grovmaterial/berg till kommunal deponi, 2 697 ton till anläggning i Kovik i Värmdö (19 km) och 730 ton metallförorenad jord till anläggning i Högbytorp (47 km).
51	"Gasverkstomten" Hjorthagen-Värtan	Stockholm									1	1								Entreprenaden Hjorthagen-Värtan avsåg schakt och markrening för gasledning. Övrig sanering för bostadsområden inom området skulle utföras i andra entreprenader. Schaktningen utfördes till friklassade schaktbottnar. Samtliga massor som inte uppfyllde platsspecifika rikvärden för Hammarby Sjöstad transporterades bort. De urschaktade massorna transporterades till flera olika anläggningar; 6 964 ton grovmaterial/berg till kommunal deponi, 1 539 ton till Brännbacken i Akersberga (40 km), 114 ton till Löt i Värmdö (49 km) och/eller anläggning i Norrköping (170 km), samt 3 556 ton till anläggning i Löt i Vallentuna.
52	Kv. Lux Lilla Essingen	Stockholm									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor med lastbil med släp till olika anläggningar. Urschaktningen utfördes till friklassade schaktbottnar, generellt till ett djup av 2 m under markytan. 28 957 ton grovmaterial/berg kördes till kommunal deponi, 71 198 ton kördes till anläggningar i Värmdö, Högdalen, Högbytorp, Vallentuna, Norrtorp och Norrköping.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	År för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/gärd markeras (l), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt	
53	Busstunnel Helenelund	Sollentuna	AB	Kv. Hällplatsen	Banverket	Kn	1994	J										Kreosot	Kreosot	PSR	200 mg kreos. /kg TS	0	i.u.			1		4722	0	29	i.u.	
54	Kv. Ruletten 2	Sollentuna	AB	Kv. Ruletten 2	JM AB	Kn	2005	J	1					1		1		Ni	Pb, PAH, m.m.	MKM		i.u.	0			1		541	0	29	i.u.	
55	Kv. Traversen 7	Sollentuna	AB	Kv. Traversen 7	Sollus	Kn	2001-2004	J	1							1			Kolväten, PAH	PSR	se övrig info	1	i.u.			1		40429	0	29	i.u.	
56	Mjöllet 1-Silverdal	Sollentuna	AB	Mjöllet 1	HB Silverdal Exploatering	Kn	2003	J	1	1	1		1	1		1		Cd, Ni	Metaller, kolväten	PSR KM	se övrig info	1	0			1		1000	0	i.u.	i.u.	
57	Markan, Matrikeln-Silverdal	Sollentuna	AB	Markan, Matrikeln	HB Silverdal Exploatering	Kn	2005	J	1	1	1		1	1		1		Cd, Ni	Metaller, kolväten	PSR KM	se övrig info	1	0			1		6580	0	i.u.	i.u.	
58	Kräklund	Värmdö	AB	Siggesta 1:6	AB Kornetten	Kn	2005	J	1							1			Kolväten, PAH	KM		1	0			1		17	0	i.u.	Bil	
59	G:a Fröslundatvätten	Eskilstuna	D	Teknologen 1	Skanska Sverige AB	Kn	2002	J	1									PCE, vinylklorid	PCE, vinylklorid	KM		1	1						0	i.u.	0	0
60	Tunafors fabriker	Eskilstuna	D	Forsen 2	Eskilstuna Kommun	Lst	2004	J, S	1	1	1	1	1	1					Metaller, kolväten	PSR		i.u.	1				1		10447	0	105	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Företrat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förening	Styrande förening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m ³)	Avstånd (km) objekt- beh. anl.	Transportsätt	
61	Skjutbana i Trumtorp	Eskilstuna	D	Tunafors 1:28	Eskilstuna Kommun	Kn	2002	J,S		1		1	1					Ni	Pb	PSR				i.u.	1							
62	Pontonavarvet	Nyköping	D	Brandholmen 1:7	NCC Boende	Kn	2002	J								1				PAH	PSR	1	1*			1		1176	0	138	Bil	
63	Lyshälla Säg	Katrine- holm	D	Lyshälla 1:3, 1:4	Katrineholm kommun	Kn	2004	J	1											As	MKM Gv	0	0			1		560	0	179	Bil	
64	P10	Strängnäs	D	Eldsund 6:1	Försvarsmakten	Kn, GL	2006	J						1						Pb	MKM	0	0				1	9305	0	140	Bil	
65	Vägstation	Vadstena	E	Kalkbrottet 1	Försvarsmakten	GL	2005	J	1											Kolväten	KM	0	0	1		1		986	0	52	Bil	
66	Tornby industriområde	Linköping	E	Tornby 1:2			2002	J	1											Kolväten	PSR	se övrig info	0	0		1		30	0	10	Bil	
67	HSB Tuvgatan	Linköping	E	Rapsfältet 1	HSB Boservice AB	Kn	2002	J	1											Kolväten	KM	0	0			1		30	0	10	Bil	
68	T1 Norra delen	Linköping	E	Idrottslaget 1	Linköping kommun	Kn	2002	J	1											Kolväten	PSR	se övrig info	1	0		1		249	0	10	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark- ventilering spargning- metoder biologisk nedbrytning naturlig självrening filter/ barriär stabilisering Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/ deponering på plats ventilering jordtvätt kompostering/ biologisk beh. termisk avdrivning förbränning stabilisering Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
61	Skjutbana i Trumtorp	Eskilstuna		1	1	1	Skjutbanan hade varit i drift i närmare 70 år och uppskattningsvis 60 ton bly hade skjutits ut över området. När banan togs ur drift spreds sanden från kulfängen ut i terrängen. Både mark- och vattenvegetation uppvisade förhöjda blyhalter och man misstänkte att även grund- och ytvatten hade förorenats. Saneringen finansierades med i huvudsak statliga medel och projektets totalkostnad var 32 Mkr. Saneringen utfördes genom urschaktning av jord- och sedimentmassor och transport med lastbil till anläggning i Norrtorp. Förutom jord- och sedimentmassor bortfördes även förorenad vegetation till behandling (2100 ton), denna mängd inräknas i uppgrävd mängd jord till behandling. På behandlingsanläggningen jordtvättades 17 500 ton jord och vegetation. 800 ton deponerades direkt. Efter jordtvätt friklassades 12 000 ton, 9 000 ton var filterkaka som deponerades och ca 12,5 ton blykulor hade sorterats ut. Vid urschaktningen användes tillämpade riktvärden där bedömningsgrunderna motsvarade MKM med tillägget att intag av grönsaker beaktades. För återfyllning användes riktvärdet för KM för tillförda massor. Saneringsmålen bedömdes vara uppfyllda efter avslutad sanering med undantag Eftersom den huvudsakliga föroreningskällan var borttagen bedömdes trenden av minskande halter fortsätta. Gv-provtagning skulle pågå tills vidare.
62	Pontonavarvet	Nyköping		1	1	1	Tidigare varvsområde där bostäder planerades som ny markanvändning. Sanering innebar förutom urschaktning av förorenad jord även rivning av de gamla byggnaderna på området. De förorenade massorna transporterades med lastbil till anläggning i Högbytorp för biologisk behandling. *Sediment i anslutning till fastigheten hade påvisats innehålla förhöjda halter av bl.a. vissa tungmetaller. Eftersom stranden inte är avsedd för bad var tillsynsmyndighet bedömd att sanering inte krävdes.
63	Lyshälla Säg	Katrineholm		1	1		Tidigare impregneringsverksamhet hade förorenat området med framförallt arsenik. Har erhållit statligt bidrag för saneringen. Saneringen genomfördes genom urgrävning och borttransport av de förorenade massorna med lastbil till anläggning i Högbytorp.
64	P10	Strängnäs		1	1	1	Saneringen omfattade ett gammalt kulfång och massorna grävdes upp och behandlades på plats med jordtvätt. 28 000 ton massor jordtvättades varefter 18 500 ton kunde friklassas och 9 305 ton borttransporterades till anläggning i Norrtorp för deponi. Saneringsmål var 300 mg Pb/kg TS. Föroreningshalterna i de uppgrävda massorna varierade mellan <100 mg-40 000 mg/kg. Behandlingen utfördes med en mobil jordtvättsanläggning. Anläggningen stod på tätt underlag av asfalt och dag- och spillvatten från anläggningen togs om hand i en damm. Tvättningen omfattade flera processteg. I det sista steget avvattnades de behandlade massorna och slammet som utvanns deponerades som farligt avfall. Behandlingen uppfyllde saneringsmålen. Mängden avvattnat slam blev omkring 30 % av den ingående mängden.
65	Vägstation	Vadstena		1	1	1	Fastigheten hade tidigare använts som uppställningsplats för fordon av Försvarsmakten och av Vägverket som uppställnings- och tankningsplats. Mark och gv var förorenat med kolväten. De förorenade massorna grävdes upp och transporterades till Linköping för behandling i kontrollerad statisk komposteringsanläggning. 9,27 ton gv behandlades under saneringen. I tre schaktgröpar lämnades en restförening av bensen på 3 m djup. Restföreningen ansågs inte utgöra någon ökad risk, men vid ev. framtida omgrävningar skulle försiktighet iakttas.
66	Tornby industriområde	Linköping		1	1		Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade jordmassor till anläggning i Linköping. Återfyllning utfördes med externa massor från närområdet. Som saneringsmål användes korrigerade riktvärden för MKM. De platsspecifika riktvärden som användes var för alifater >C10-C12 500 mg/kg och för alifater >C12-C16 >10 000 mg/kg TS.
67	HSB Tuvgatan	Linköping		1	1		Fastigheten inrymde ett traktorgarage där drivmedelsförvaring och tankställe har bedrivits. Verksamheten hade förorenat en mindre markförening som sanerades genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Linköping.
68	T1 Norra delen	Linköping		1	1		Fastigheten hade tidigare använts som militärt motorområde. Ny markanvändning skulle vara bostäder. Som saneringsmål användes platsspecifika riktvärden och som riktvärde för alifater >C6-C16 användes 150 mg/kg och för alifater >C16-C35 användes 136 mg/kg TS. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor med lastbil till anläggning i Linköping.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Artaf för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (l), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportätt
69	Centrala industriområdet	Åtvidaberg	E	Facetten	Åtvidaberg kommun	Kn	2005	Deponimassor											Deponimassor	se övrig info	0	i.u.				1	98000	0	70	Bil	
70	EK 2 transformatorstation Stenkullen	Lerum	O	Skallsjö 1:19	Vattenfall	Kn	2004	J, Gv									1		PCB	se övrig info	0	1			1	0	0	0	0		
71	Arvehälls kemtält	Lerum	O	Lerum 4:57	Lerum kommun	Kn	2002	J, Gv										PCE	PCE	MKM Gv		1	1		1	0	se övrig info	0	0		
72	Hjo telestation	Hjo	O	Pulpeten 1	Dalkia FM	Kn	2003	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	1		1	1	110	i.u.	109	Bil	
73	Stena Returpapper	Skara	O	Lien 6	Stena Scanpaper	Lst	2002	J, Gv	1							1			Kolväten, PAH	MKM		0	0		1	323	0	79	Bil		
74	Onsalavillan	Partille	O	Öjersjö 6:220	Onsala- villan AB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	KM		1	i.u.		1	153	0	21	Bil		
75	Levanten	Partille	O	Partille 11:23	Partillebo Lokaler AB	Lst	2002	J	1	1				1					Kolväten	i u		i.u.	0		1	716	0	258	Bil		
76	Rantorp transformator- station	Möndal	O	Rantorp 2:15	Fortum Distribution	Kn	2003	Gv, Betong,	1								1		Kolväten	se övrig info		0	0		1	15	0	i.u.	Bil		

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
69	Centrala industriområdet	Åtvidaberg										1	1			1						Det centrala industriområdet började etableras från mitten av 1700-talet då kopparsmältning utfördes på området nära stadens kanal. En stor mängd slagg deponerades omkring smältverket fram till att verksamheten upphörde på 1940-talet. Området kom allt mer att användas för olika slag av industrier. Den utförda saneringen omfattade ett markområde utanför en tillverkande industri där avfall av olika slag deponerats under lång tid. Ett område där slagg deponerats undersöktes, men inget saneringsbehov förelåg eftersom slaggen inte vittrade i någon hög utsträckning och att risken för föroreningsutbredning var liten. Ett område med blandat avfall utanför industrin bedömdes dock vara i behov av sanering. Saneringen genomfördes med urgrävning och sortering av förorenade massor. Saneringsmålet var att avlägsna merparten av föroreningarna inom området och på så vis minska metalläckaget till recipienter med 10-50 % av den totala metalltransporten i vattendraget. 823 ton farligt avfall sorterades ut och transporterades med lastbil till behandlingsanläggning i Norrtorp (129 km). Av massorna var 170 ton förorenade av cyanid, 590 ton av metaller, 52 ton av bitumen/PAH och 11,5 ton av kolväten. Annat farligt avfall transporterades på detta sätt bort för förbränning. Till klass-2 avfall sorterades 97 000 ton kolväte- och PAH-förorenade massor. Dessa transporterades med lastbil till den kommunala deponin biologisk behandling (10 km). Projektet finansierades i huvudsak med statliga medel och den totala kostnaden uppgick till 35,6 Mkr.
70	EK 2 transformatorstation Stenkullen	Lerum	1					1														På fastigheten finns en transformatorstation där ett haveri på 1980-talet orsakade en PCB-förorening i mark och gv. Sanering utfördes men ca 60 % av förorening var kvar i marklagren och tvättades saktare. Kommunen förelade 2004 om reduktion av halterna i utgående vatten. Saneringsmålet var <1-3 ng/l i utgående vatten. Saneringsåtgärder skulle reducera genomströmningen av vatten genom PCB-källan, fördröja uttransport och reducera partikeltransport av PCB. Åtgärder har omfattat installation av dränerings slang och provtagningsbrunn, fyllning av befintliga diken med mulljord vilket skulle fungera som adsorptivt filter runt det förorenade området samt pluggning av utgående diken med tät mineraljord. Kontrollprogram pågår fortfarande där PCB-halter i vatten mäts 2 ggr per år. Halten i utgående vatten är i dagsläget ca. 4 ng/l.
71	Arvehälls kemptvätt	Lerum	1	1																		Lerums kommun köpte fastigheten 1996 och i samband med detta påvisades att marken var förorenad av perkloretylen (PCE). Tidigare verksamhet i byggnaden var kemptvätt och efter att sanering påbörjades under 1999 ändrades användningen till gymnasieskola. Saneringen utfördes genom att ånga tillfördes marken och som skulle lösgöra föroreningen varefter den kunde ventileras ur jorden. Behandlingen pågick mellan december 1999-juni 2002. Tidigare utredningar beräknade mängden PCE i marken till 400 kg, när saneringen avbröts hade 1,4 ton PCE sanerats. Saneringsmålet för mark och gv hade dock inte uppnåtts, det hade däremot saneringsmålet för inomhusluft. Efter ytterligare undersökningar och utlåtanden från SGI och MoH-nämnden i Lerum är saneringen fortfarande inte avslutad. Lst har begärt en noggrann hydrogeologisk bedömning och en uppskattning av kvarvarande mängd perkloretylen i marken innan saneringen kan avslutas.
72	Hjo telestation	Hjo	1					1				1	1		1							Genom observationer av olja på Hjoås yta spårades föroreningskällan efter fördjupade undersökningar i dagvattenssystemet till telestationen. Saneringen utfördes genom urschaktning av förorenade massor och borttransport till anläggning i Vårgårda för biologisk behandling. Massor som var svårutkomliga behandlades med Float absorb, värmebehandlad torv för att förhindra utläckage av olja. Efter att saneringen genomförts upptäcktes återigen oljeföroreningar i Hjoån som spårades till marken under ett befintligt garage på fastigheten. Sanering av mark under garaget genomfördes under 2004, och ingår inte i denna sammanställning.
73	Stena Returpapper	Skara										1	1									Byggnaden på fastigheten användes tidigare till lokstallar. Stena Scanpaper bedriver verksamhet på området och i samband med schaktarbeten vid anläggningsarbeten på fastigheten upptäcktes att marken var förorenad av kreosot. 217 ton oljeförorenad jord transporterades till anläggning i Skara (10 km), 106 ton PAH-förorenad jord transporterades till anläggning i Norrtorp (149 km) och 7,5 m3 uppumpat gv transporterades till behandling i Skövde. Transporterna utfördes med lastbil.
74	Onsalavillan	Partille										1	1									Fastigheten var förorenad av diesel. Ny markanvändning skulle vara bostäder och saneringsmålet sattes därför till riktvärde för KM. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Området återfylldes med rena massor. Massorna transporterades med lastbil till anläggning i Skarvikshamnen. Förutom sanering av jord så behandlades också 4 m3 gv under saneringen. Efter saneringen följde en ny markundersökning som påvisade förorening av bly inom fastigheten. Denna sammanställning omfattar inte resultatet från ev. blysanering.
75	Levanten	Partille										1	1									Tidigare verksamhet var färgeri. Massorna transporterades till anläggning i Torsviken.
76	Rantorp transformatorstation	Mölnådal										1	1									Makadam och betongfundament där transformator tidigare stått var förorenad av PCB-haltig olja. Saneringsmålet var att ta bort synlig oljeförorening. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Artal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
77	AKSO Nobel Nonylfenol- fabriken	Möndal	O	Stockrosen 1	Akso Nobel Surface Chemistry AB	Lst	2003	J										Nonylfenol	Nonylfenol	PSR	100 (0-0,5 m dj), 450 (>0,5 m dj)	0	0	i.u.	1	1	5736	0	384	Bil	
78	ICA Corallen	Stenung- sund	O	Korallen 1:33, 1:20	Byggfast AB	Kn	2005	J, Gv	1									Kolväten	MKM Gv		1	0	Alifater $\sum >C5-C16 (-)/39(e)/500$ Alifater $>C16-C35 (-)/10(e)/1000$ Bensen $(-)/0,02(e)/0,2$ $\sum TEX (-)/1,2(e)/40$ Aromater $>C8-C10 (-)/12(e)/30$ Aromater $>C10-C35 (-)/10(e)/40$	1		480	0	111	Bil		
79	F.d. Shellstation	Götene	O	Sparven 6	AB Svenska Shell	Kn	2003	J	1									Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\sum >C5-C16 76/13(i)/500$ Alifater $>C16-C35 73/26(i)/1000$ Bensen $0,01(-)/0,04$ $\sum TEX 218(-)/40$ Aromater $>C8-C10 1437/35/200$ Aromater $>C10-C35 31/2/40$	1		0	se övrig info	0	0		
80	Tappers Återvinnings AB	Falköping	O	Bajonetten 18, 9, 10	Skogaholms Bröd	Kn	2003	J	1									Kolväten	MKM		0	1	Alifater $\sum >C5-C16 (-)/55(e)/500$ Alifater $>C16-C35 (-)/44(e)/1000$ Aromater $>C8-C10 (-)/16/200$ Aromater $>C10-C35 (-)/32/40$	1		877	0	66	Bil		
81	Perssons Bildslager	Borås	O	Åker- myntan 18	Borås Entreprenad	Kn	2002	J	1									Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		63	0	i.u.	Bil		
82	Svenska Esso	Borås	O	Viared 7:2	AB Svenska Shell	Kn	2004	J	1									Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		2783	0	5	Bil		
83	Viskastrand skola	Borås	O	Viska- strand 2	Borås Kommun	Kn	1995	J	1									Kolväten	se övrig info		1	1	i.u.	1		4102	0	33	Bil		
84	Kv. Paradiset	Trollhättan	O	Källstorp 5:1	Trollhättan kommun	Kn	2005	Gv					1					Pb	KM		1	1	i.u.	1	1	i u	0	0	0		
85	Flügger AB	Bollebygd	O	Grönkullen 18:1	Flugger AB	Lst	2000	J, Gv					1					lös.n.medel (kolväten)	Pb (mark), kolväten (gv)	PSR	1000 mg Pb/kg	0	1	Bly 8418/ $<1000(e)/1000$ Alifater $\sum >C5-C16 2118(-)/(-)$ Aromater $>C8-C10 348(-)/(-)$ Aromater $>C10-C35 50(-)/(-)$ $\sum TEX 70(-)/(-)$ Gv-halt i provpunkt med kraftigt förhöjda halter i $\mu g/l$: Alifater $\sum >C5-C16 68310$ $\sum TEX 2200$ Bensen 14	1	1	216	i.u.	267	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/åtgärd markeras (I), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
86	Teknos Tranemo	Tranemo	O	Tranemo 1:14	Teknos Tranemo AB	Lst	2004	Gv										Xylen	Xylen	se övrig info		0	1		i.u.		1	0	0	0	
87	Kabeldon AB	Alingsås	O	Linet 2, 3	PEAB Sverige AB	Kn	2002	J	1			1						Ni	Zn, Ni	KM		1	i.u.		i.u.	1	379	0	82	Bil	
88	Dissousgas, Vänerparken	Vänersborg	O	Lasarettet 5	NCC AB	Kn	2002	J	1	1	1	1	1					PAH, metaller		PSR	se övrig info	1	i.u.		i.u.	1	8303	0	114	Bil	
89	Delområde f.d. A7-området Soldaten 1	Gotland	I	Soldaten 1	Gotlands kommun	Kn	2005	J	1						1					KM, MKM Gv		1	0		i.u.	1	750	0	152	Bil	
90	Delområde f.d. A7-området Artilleriet 1:38	Gotland	I	Artilleriet 1:38	Gotlands kommun	Kn	2004	J	1											MKM Gv		1	0		Alifater >C5-C16 (-)/123(e)/500 Alifater >C16-C35 (-)/20(e)/1000 Bensen (-)/0,9(e)/0,4 Σ TEX (-)/2,6(e)/40 Aromater >C8-C10 (-)/98(e)/200 Aromater >C10-C35 (-)/9(e)/40	1	768	0	152	Bil	
91	Asken 1	Gotland	I	Asken 1	Gotlands-resor AB	Kn	2004	J	1											MKM Gv		1	1		i.u.	1	503	0	40	Bil	
92	Fregatten 21	Gotland	I	Fregatten 21	Gotlands Hem	Kn	2005	J		1	1	1	1							KM		1	0		i.u.	1	19	0	40	Bil	
93	Träkumla Tjängdarve	Gotland	I	Träkumla Tjängdarve 1:112	Vägverket	Kn	2003	J, Gv	1							1		Tunnor		MKM Gv		0	1*		i.u.	1	4200	0	i u	Bil	
94	Shell bensinstation	Gotland	I	Vipan 21	AB Svenska Shell	Kn	2004	J	1											MKM Gv		i.u.	1		i.u.	1	537	0	40	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark- ventilering spargning- metoder biologisk nedbrytning naturlig självrening filter/ barriär stabilisering Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/ deponering deponering på plats ventilering jordtvätt kompostering/ biologisk beh. termisk avdrivning förbränning stabilisering Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information
86	Teknos Tranemo	Tranemo		gv-rening	1	Inom området hade äldre utsläpp av framförrallt xylen förorenat grundvattnet som därför saneras genom uppumpning och rening. Saneringsmålet är att minska halterna, men något gränsvärde har inte fastslagits. Gv-reningen påbörjades år 1999 och pågår fortfarande. Reningstekniken och dess kapacitet har varierat under åren. Reningen har utförts genom uppumpning av förorenat vatten som sedan luftats varvid xylen har avgått till luften. I dagsläget används både cistern och damm för luftning av vattnet. Vattnet har sedan fått återinfiltrera marken för att på så vis tvätta ur marken med renare och syrerikt vatten vilket även ökar den naturliga nedbrytningen. Enligt beräkningar finns ca. 500 kg xylen kvar i marken. Halten i gv är ca. 20 mg/l och målet är att halten ska minska ytterligare innan pumpningen avbryts.
87	Kabeldon AB	Alingsås			1 1	På fastigheterna har tidigare verksamhet varit bearbetning av metaller, avfettning med trikloretylen, varmförzinkning, förnickling, förtenning, försilvring, sprutmålning och gummivulknig. Den tidigare verksamheten hade förorenat marken med framförrallt zink och oljekolväten och i gv hittade nickel och spår av trikloretylen. Ny markanvändning skulle för en fastighet vara skola och habiliteringslokal och för den andra fastigheten revs byggnaderna. Saneringsmål var riktvärde för KM. Saneringen omfattade urgrävning av zinkförorenad jord vid bottenplatta nära förzinkningsrum, samt urgrävning av oljeförorenad jord. 379 ton förorenade massor borttransporterades varav 20 ton bestod av zink. Den förorenade jorden transporterades bl.a. till anläggning i Skara.
88	Dissousgas, Vänerparken	Vänersborg			1 1	1991 utfördes urgrävning av ca. 1 000 m ³ kromhaltiga massor inom den f.d. kromdeponin inom området. Den nya saneringen skulle möjliggöra nyetablering av bostäder på området och omfattade schaktning av kvarvarande förorenade massor. Platsspecifika riktvärden utarbetades där riktvärdesklasser var beroende av olika markanvändning, som exv. under byggnad och gårdsmark. Av de uppgrävda massorna transporterades 8 052 ton till den kommunala deponin (10 km) och 251 ton till anläggning i Norrtorp (217 km).
89	Delområde fd A7-området Soldaten 1	Gotland			1 1	Fastigheten var tidigare en del av f.d. A7-området (Försvarsmakten). Verksamheter har bl.a. varit sågverksamhet, lagring av kreosotimpregnerat virke, samt uppställningsplats för fordon. Ny markanvändning skulle vara bostäder. Som åtgärds mål för saneringen sattes riktvärde för KM, men för områden för parkeringsytor riktvärde för MKM Gv. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. 120 ton kreosotförorenade massor transporterades till Högbytorp (112 km) och 630 ton jord med annan förorening till Slite (40 km).
90	Delområde fd A7-området Artilleriet 1:38	Gotland			1 1	Tidigare verksamhet på fastigheten var drivmedelsanläggning som hade förorenat marken med petroleumkolväten. Området var detaljplanlagt för parkmark och var omgivet av bostadsområden. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Massor som klassades som farligt avfall (81 ton) transporterades till anläggning i Högbytorp (112 km) och andra massor (687 ton) transporterades till den kommunala deponin i Slite (40 km).
91	Asken 1	Gotland			1 1	I samband med nybyggnation på fastigheten provtogs jordmassor vid misstanke om oljeförorening. Som gränsvärde för förorenade massor användes riktvärde för MKM Gv. Av de massor som urgrävdes överskreds riktvärdet för endast en mindre mängd (1 ton), men då massor blandats ihop transporterades även renare massor bort, sammanlagt 503 ton. Massorna transporterades med lastbil till den kommunala deponin i Slite. Små mängder kvarvarande föroreningar kan ha lämnats. Som en kontrollåtgärd installerades en dräneringsledning som leder vattnet från det sanerade området till en brunn där vattnet var möjligt att provta. Provtagning av brunnen förelögs utföras under perioder med hög gv-nivå.
92	Fregatten 21	Gotland			1 1	I samband med förlängning av en fjärrvärmekulvert analyserades jordprover vilka visade förhöjda halter av bly och andra metaller. Föroreningen fanns i ett jordlager bestående av fyllnadsmassor på 0,5 m djup. Saneringsmål var att kvarvarande massor inte skulle överstiga riktvärde för KM, med hänsyn till att området tillhörde bostadsområde med möjlighet till odling. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av de förorenade massorna till den kommunala deponin i Slite.
93	Träkumla Tjängdarve	Gotland			1 1	Tidigare täkt och upplagsplats för sand och grus verksamhet för asfalttillverkning. I samband med markarbete påträffades ca. 250 nedgrävda tunnor innehållande mestadels rester av bitumen (PAH-haltig asfalttyp). Förorenad jord schaktades upp och lades i upplag i väntan på biologisk sanering. Massorna transporterades under hösten 2005 till mottagningsanläggningar där massor med hög föroreningshalt kördes till Kalmar och lägre föroreningshalt kördes till Eskilstuna. 450 tunnor grävdes upp och transporterades till anläggning i Halmstad för destruktion. 96 m ³ gv renades på plats med en mobil vattenreningsanläggning. *Under hösten 2005 har nya saneringsbehov upptäckts och ny sanering ska påbörjas. Efterbehandling av området är därför inte avslutad.
94	Shell bensin- station	Gotland			1 1	Saneringen utfördes i samband med rivning av en bensinstation på fastigheten. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Saneringen omfattade även demontering och skrotning av cisterner. Massorna transporterades med lastbil till den kommunala deponin i Slite. En mindre restförorening påvisades i en provpunkt, men den bedömdes inte medföra risker då den låg på >1 m djup.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/gärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m ³)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportätt	
95	Jungnerholmarna	Mönsterås	H		Mönsterås kommun	Kn	2003	deponimassor, J						1				Cd Ni	PSR		se övrig info	1	1	i.u.	1		112000	0	15	Bil		
96	Örserumsviken	Västervik	H	Västervik 4:81, 4:28, 5:22, 5:13, Horn 1:6, 1:18	Västerviks kommun	Lst	2005	S							1			Hg, PCB	PSR	se övrig info	0	1	i.u.		1	224000	0	0	0			
97	Ekbergs eldningsoljor	Nässjö	F	Blocket 4	Ekbergs eldningsoljor	Kn	2002	J	1									Kolväten	MKM			1	0	i.u.	1	1	784	i.u.	20	Bil		
98	Industriområde Hillerstorp	Gnosjö	F	Hillerstorp 2:78	Almqvist Byggnads AB	Kn	2004	J	1	1		1	1					Metaller, kolväten	MKM Gv			0	0	Alifater $\Sigma >C8-C16$ 10/10(e)/35 Alifater C16-C35 17/10(e)/1000 Σ TEX 0,1/0,1(e)/25 Koppar 22/9,3(e)/200 Zink 63/61(e)/700 Bly 6,1/7,4(e)/300	1		15	0	16	Bil		
99	Gnosjö Eloxering	Gnosjö	F	Töllstorp 1:380, 1:220	Gnosjö kommun	Lst	2004	J, Gv		1		1	1					Ni, PCE, vinylklorid	Metaller Gv	MKM Gv			0	1	i.u.	1		7109	0	140	Bil	
100	Gamla Yto	Gnosjö	F	Hillerstorp 15:4	Furuviks Ytbehandling Nya AB	Lst	1998	J, Gv					1					Ni, Cya	Ni, Zn	MKM			0	1	i.u.	1		38	0	136	Bil	
101	Yto Målskog	Gnosjö	F	Målskog 1:23	MIHAB Ytbehandling	Lst	2000	J, Gv		1		1						Ni	Cr, Ni, Cu, Zn	PSR	(mg/kg) Cr 250 Ni 150 Cu 200 Zn 700			0	1	i.u.	1		816	0	353	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	År för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
102	Galvano	Gislaved	F	Anderstorp 9:53	Gislaved kommun	Lst	2001	J, Gv		1	1	1	1					Ni, Cd, Cya	Metaller	KM		1	1	Bly 25(-)/80 Kadmium 0,9(-)/0,4 Koppar 20(-)/100 Krom 55(-)/120 Nickel 13(-)/35 Zink 622(-)/350 Cyanid tot 220(-)/30 Cyanid fri 6,8(-)/1	1			4640	0	223	Bil
103	Knutssons Nickelfabrik	Jönköping	F	Hålan 2:3	Jönköpings kommun	Lst	2001	J, Gv		1	1	1	1					Ni, Cd, Cya	Metaller, kolväten	PSR	se övrig info	1	1	i.u.	1			6062	0	110	Bil
104	Skandinaviska oljecentralen	Jönköping	F	Lockebo 1:73	Skandinaviska Oljecentralen	Lst	2002	J	1					1					Kolväten	MKM Gv		0	1	i.u.	1			6924	0	200	Bil
105	Klosterns fabriker	Jönköping	F	Attarp 2:217	Jönköpings kommun	Lst	2002	J, Gv	1	1								Fenoler, Ni	Metaller, fenoler, olja	MKM		0	1	i.u.	1			13540	0	124	Bil
106	Syraslamgropen	Jönköping	F	Kniphammaren 1:3	Jönköpings Kommun	Lst	2002	Deponi massor	1									Syraslam	Syraslam	se övrig info		0	1	i.u.	1	1		887	0	199	0
107	Petterssons Järnförädling	Jönköping	F	Hillerstorp	Petterssons Järnförädling	Lst	1995	Dikessedim.		1	1	1						Ni	Metaller	PSR	se övrig info	0	i.u.	Koppar (-)/30(e)/150 Krom (-)/10(e)/100 Nickel (-)/47(e)/100 Zink (-)/120(e)/300	1			574	0	i.u.	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventiler	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering	ventiler	Jordtvätt	Kompostering/ biologisk beh.	termisk	avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
108	Jönköpings Ytbehandling	Jönköping											1	1											Fd galvanisk ytbehandlingsindustri. Saneringen omfattade även rivning av byggnader. Saneringsmålet var att området skulle kunna användas till bostadsändamål. Tillämpade riktvärden var över gvy/under gvy för respektive förorening; bly 80/300 mg, koppar 100/200 mg, krom 120/250 mg, nickel 100/200 mg, zink 350/700 mg, cyanid tot 30/80 mg, samt för cyanid fri 1/2 mg/kg TS. 4 400 m3 gv har behandlats genom uppumpning, flockning och flotation. Slam har skickats till behandling/deponering på anläggning. Saneringen uppnådde inte målet att avlägsna hela föroreningen, utan ca. 90 % reduktion. Vidare utredningar skulle utföras för att bedöma behovet av ytterligare saneringsbehov. 3645 ton högkontaminerade jordmassor mellanlagrades 200 m från den sanerade fastigheten t.o.m. år 2000 då de transporterades till anläggning i Norrtorp (199 km) i samband med en annan sanering i kommunen. 3 013 ton lågkontaminerade massor transporterades till Hult (21 km). Transporterna utfördes med lastbil.
109	Kv Örten	Jönköping											1	1											Fastigheten skulle säljas och markundersökningar hade påvisat en markförorening av kolvåten. Saneringen utfördes genom att förorenade massor urgrävdes och transporterades med lastbil till behandlingsanläggning i Jönköping.
110	Kv Kabeln	Jönköping											1	1											Tidigare verksamhet var bensinstation och ny markanvändning skulle vara bostäder. Massorna transporterades med lastbil till Hult. Även annat avfall som exv. asfalt innehållande stenkolsjära, cisterner m.m. har också borttransporterats.
111	Statoil Bottnaryd	Jönköping	1								Kemisk oxidation														Bensinstationen och restaurangen var i drift under hela projektiden varför saneringen skedde stegvis. I områden med mycket gv och en del "fri fas" renades gv genom s.k. "pump and treat" där vattnet pumpades upp, renades och återfördes till marken. De förorenade massorna blottades och omgrävdes för blandning med det kemiska oxidationsmedlet. Schakter grävdes ned till nivån för förorenade massor och saneringsmedel tillsattes i schaktbotten, massorna blandades om och kemisk reaktion startade. Efter att den initiala reaktionen kulminerat fylldes schakten igen. Den initiala nedbrytning beräknades till >70 % av föroreningarna i 970 ton jord. Restförorening finns kvar eftersom föroreningarna inte destuerades fullständigt, vilket inte heller var målet. Gv-prover kontrollerades före, under och efter sanering med avseende på ekotoxicitet. Resultatet visade att det kemiska tillsatsen till marken inte ökade jordens toxicitet.
112	Barktyp Hedenstorp	Jönköping											1	1											I samband med nyexploatering av industrimark sanerades barktypen inom området. Utöver förorenad bark och torv borttransporterades 14 068 m3 ej förorenad bark. De förorenade massorna transporterades med lastbil till Hult för behandling/deponering.
113	Hörle Tråd omr. A & B	Värnamo										Rening dräna	1	1									1		Av uppgrävda massor har 1 792 ton transporterats till Storfors (300 km), 4 653 ton till Stomsjö (7 km) och 22 ton till Norrtorp (265 km). Alla transporter har skett med lastbil med släp. Före återfyllning täcktes schaktbotten med släckt kalk för att höja marken pH-värde och därmed fastlägga kvarvarande metaller. Schaktbotten täcktes också med geotextilduk för att man i framtiden enkelt skulle kunna återfinna gränsen för saneringen. Dräneringsledning har även nedgrävts vilka leder gv från vissa delar av området till företagets befintliga reningsanläggning för behandling. Restförorening har lämnats under bl.a. betongplattor.
114	Hörle Tråd omr. C	Värnamo											1	1									1		Uppgrävda massor transporterades med lastbil till Hult. Före återfyllning täcktes schaktbotten med släckt kalk för att höja marken pH-värde och därmed fastlägga kvarvarande metaller. Schaktbotten täcktes också med geotextilduk för att man i framtiden enkelt ska kunna återfinna gränsen för saneringen.
115	YTMAN	Värnamo	1											1	1									1	Nickelföroreningen fanns i anslutning till byggnad, invid källarvägg och under byggnad (delar av byggnaden saknade källare). Saneringen finansierades med statliga medel och kostnaden uppgick till 0,7 Mkr. Eftersom omhändertagande av de starkt nickelförorenade jordmassorna kostade upp till 6 000 kr/ton ville man minimera urschaktade massor. Föroreningen kunde inte heller urschaktas helt utan att byggnaden revs. Saneringen utfördes därför i huvudsak in situ. Saneringen inleddes dock genom att viss mängd förorenad jord under betongplattan och till ett djup av 0,5 m under gv-ytan grävdes ur. Det uppumpade gv renades genom att nickel fälldes ut och samlades i en sedimentationsbassäng. Efter urgrävningen installerades brunnar genom källargolvet/golvet där kalk tillfördes för att alkalisera gv. Då pH-värdet var tillräckligt högt i "kalkningsbrunnen", brunn A, pumpades det i brunn B och på så vis transporterades vatten med högt pH genom de förorenade jordmassorna. pH-höjningen utfördes för att nickel skulle fastläggas i marken och läckaget därigenom reduceras. När saneringen skulle avslutas och det upptagna hålet invid brunn A fylldes igen lades ca. 10 ton släckt kalk i botten för att b installeras ett sprinklersystem under betongplattan för att möjliggöra tillsats av alkalisk vätska till jorden i framtiden. Källargolvet beströddes med kalk innan källaren fylldes med jord. De uppgrävda massorna transporterades med lastbil till anläggning för destruktion.
116	F.d. Bult Finnveden	Värnamo											1	1											Saneringen genomfördes i två omgångar där den första avsåg sanering av ett oljeförorenat dike och den andra sanering bl.a. i tidigare tvätthall, lagerplats för oljor m.m. Massorna transporterades med lastbil till kommunal deponi på Stomsjö. En mindre restförorening lämnades där schaktsvårigheter fanns.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
117	OK/Q8 Bredaryd	Värnamo	1						1				1	1				1						Föroreningen upptäcktes i samband med cisternbestikning. Under refuger lämnades förorening kvar p.g.a. risk för sättningar. Förutom uppgrävning av förorenade massor har även grundvattenpumpning via en oljeavskiljare utförts och en absorbskärm lagts ut. De uppgrävda massorna transporterades med lastbil till den kommunala deponin i Värnamo för kompostering.
118	Kv. Ljuset	Värnamo											1	1										Sammanlagt 40 ton metall- eller oljeförorenade massor transporterades med lastbil dels till kommunal deponi i Västerås (7 km), dels till behandlingsanläggning i Skara (167 km). Saneringsmålen ansågs efter avslutad sanering vara uppfyllda.
119	Snickaren 3 Östanå 3:1	Vetlanda											1	1										De uppgrävda massorna transporterades med lastbil till Flishult för behandling/deponering.
120	Brådan 4 m.fl.	Vetlanda											1	1										1981 påträffades förhöjda PCB-halter vid analys av skum från Emåns vatten nära mynningen i Östersjön. Det framkom tidigt att PCB-halterna var förhöjda i både fisk och sediment i hela Emån nedströms Vetlanda tätort. En av flera PCB-källor spårades till fastigheterna. Saneringen finansierades i huvudsak av statliga medel och utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Massorna transporterades till Flishult för deponering. Restförorenad jord lämnades där schaktsvårigheter fanns. Saneringen bedömdes uppfylla de mål som ställts. I kontrollprogram föreslogs att uppföljande gv-provtagning skulle ske för att effekter av saneringen skulle kunna värderas.
121	Fd I11	Växjö											1	1										I samband med byggnation av anslutningsväg till en planerad livsmedelsaffär på området påträffades dieselförorenad jord. Fastigheten användes tidigare av Försvarsmakten som garnisonsområde för I11. Föroreningen bestod i huvudsak av tyngre alifater och saneringen utfördes genom urgrävning. De förorenade massorna transporterades till de kommunala deponin i Växjö.
122	Bolmen Ljungby	Ljungby											1		1							1		Tidigare verksamhet på området var träimpregnering. Markområdet som kallas Fnasbacken innehöll höga halter av arsenik och koppar och markytan var i det närmaste helt steril. Saneringen finansierades med statliga medel och totalkostaden blev drygt 10 Mkr. Markundersökningar genomfördes redan på 1980-talet och tidiga saneringsåtgärder genomfördes med kalkning av området. Saneringen 1995 utfördes genom att allt fyllnadsmaterial ned till naturliga jordlager grävdes upp, samt att förorenade sediment grävdes ur. Massorna genomgick sedan en reningsprocess inom området där massorna delades upp i olika fraktioner. Det grövre materialet återfylldes sedan inom området. Organiskt material skiljdes från organiskt varefter det organiska materialet förbrändes till aska. 3 000-4 000 ton massa kvarstod att deponera vilket man gjorde med en "monolit" där de förorenade massorna "gjuts in" m.h.a. cefyll och slam från reningsprocessen och askan från förbränningen. Monoliten inneslöts i en tät cell med botten tätning av bentonit och en toptätning. En förhoppning inom projektet var att den inneslutna koppars i framtiden skulle kunna återvinnas.
123	Biskopshagen	Växjö											1	1								Ateranvändning	På fastigheten fanns ett reningsverk och det förorenade området inom fastigheten hade tidigare varit upplagsplats för slam från verket. Ny markanvändning skulle vara bostäder och med anledning av det undersöktes fastigheten. Förorenade massor bestod av slam med förhöjda metallhalter av Cd, Hg, och Cu, samt oljeförorenad jord. De urgrävda massorna delades upp i olika föroreningshalter där mindre förorenade massor (15 000 ton) skulle användas vid byggandet av bullervall inom området. Kraftigt förorenade massor (3 415 ton) transporterades till deponianläggning i Växjö.	
124	Bensinmacken Johanssons lantcafé	Växjö											Gv-rening	1										I samband med schaktning för ett nytt fundament upptäcktes förorenad jord. Föroreningshalterna i marken underskred riktvärde för MKM Gv och urgrävning bedömdes därför inte som nödvändig. I stället skulle gv samlas in och renas i oljeavskiljningsanläggning för att förhindra spridning av petroleumkolväten. Under schaktningen för installation av dräneringssystem påträffades dock en viss mängd oljeförorenade massor som borttransporterades till anläggning i Växjö. Ett dräneringssystem installerades inom det förorenade området som skulle leda vattnet till en oljeavskiljare. I kontrollprogrammet föreslogs att vatten till oljeavskiljare skulle provtas i 4 månader och om dräneringsvattnet bedömdes kunna släppas ut utan rening skulle oljeavskiljaren tas bort. Efter att oljeavskiljaren hade tagits bort skulle vattnet fortfarande provtas 2 ggr/år.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Artal för rapport	Föreanat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förening	Styrande förening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
125	Fegens impregnering	Falkenberg	N	Ulabo 1:54	Falkenberg kommun	Kn	2005	J, bark torv		1									Cu	KM		1	0	i.u.	1		4264	0	257	Bil	
126	Gamletull	Halmstad	N	Halmstad 6:50	KB Gamletull	Kn	2004	J	1	1	1	1	1						Cu, Pb	KM		1	1	i.u.	1		30767	0	257	Bil	
127	Gullbrandstorp	Halmstad	N	Gullbrands-torp 1:125	Halmstad kommun	Kn	2006	J	1							1			Cd, PAH, kolväten	KM		1	1	i.u.	1		4122	0	49	Bil	
128	Angelskog 1:5	Ronneby	K	Angelskog 1:5	AB Svenska Shell	Kn	2004	J	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.	1		86	0	1	Bil	
129	Shell depå	Ronneby	K	Rustorp 1:27	AB Svenska Shell	Kn	2004	J	1										Kolväten,	halva MKM		0	0	i.u.	1		151	0	24	Bil	
130	Hinseblick	Karlshamn	K	Kv Väster-götland	AB Karlshamn bostäder	Kn	2003	J	1							1			Kolväten, PAH	MKM		0		i.u.	1		0	0		Bil	
131	Läderfabrik garverirenings-dammar & spallläderdeponi	Klippan	M	Klippan 3:145	Klippan kommun	Kn	1997	J, deponimassor	1		1		1						Cr	se övrig info		i.u.	1	i.u.	1		18000	0	0	0	
132	Skålderviken	Ängelholm	M	Barkåkra 16:2, Ärrarp 19:41	Försvarmakten	GL	2003	J	1										Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		2851	0	31	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk	avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
125	Fegens impregnering	Falkenberg											1	1											Tidigare verksamhet på fastigheten var träimpregnering med kopparsulfat vilket efterlämnat mycket höga kopparhalter i både barkupplag och underliggande torv, sand och grus. Utläckage av förorening till den närliggande sjön Fegen förekom. Saneringen finansierades i huvudsak av statliga medel genom LIP-bidrag och totalkostnaden uppgick till 10,9 Mkr. Saneringens mål var att området skulle kunna användas som rekreations- och naturområde, samt att läckaget till recipienten skulle minska. Saneringen genomfördes genom urgrävning och borttransport av de förorenade massorna. 1 951 ton kopparförorenad bark transporterades till förbränning på anläggning i Södertälje (420 km), 305 ton oljeförorenade massor transporterades till deponi i Halmstad (51 km) och 2 008 ton kopparförorenad torv transporterades till anläggning i Norrtorp (300 km). Transporterna utfördes med lastbil. Gv var starkt förorenat av koppar och renades till en början genom bl.a. filter och jonbyte. För att nå bättre reningsresultat ändrades tekniken till fällning och sedimentation vilket sedan användes projektet ut.
126	Gamletull	Halmstad											1	1											Tidigare verksamhet var gjuteriverksamhet och de uppkomna föroreningarna var i huvudsak orsakade av restprodukter (slagg) från gjutningen. Ny markanvändning skulle vara bostadsändamål. Restföroreningar fanns kvar vid kablar och ledningar och utmed Gamletullsgatan. Geodukar placerades ut mot schaktväggar före återfyllnad för att markera saneringsgränsen. 30 178 ton förorenade massor transporterades till Trönningedeponin för slutlig deponering. Massorna användes inom deponiområdet till byggnation av vallar. 242 ton metallförorenade massor hade låg lakbarhet så att deponering på deponi för icke farligt avfall var möjlig. Dessa massor transporterades till Skedala deponin tillsammans med 347 ton oljeförorenade massor. Restföroreningar lämnades bl.a. i anslutning till ledningar och angränsande gator.
127	Gullbrandstorp	Halmstad											1	1									Ateranvändning		Tidigare verksamhet på området har i huvudsak bedrivits av SJ. Ny markanvändning var bostäder. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Av massorna transporterades 2 968 ton förorenade massor med PAH och metaller med halter understigande riktvärde för MKM till Hamnutfyllnaden i Halmstad (10 km). 1 154 ton massor transporterades till deponi i Helsingborg (87 km). Viss restförorening lämnades där urgrävning inte utfördes för att spara värdefulla träd.
128	Shell depå	Ronneby											1	1											Behov av sanering av dieselförorenad jord påvisades vid geotekniska undersökningar inför byggnad av garage. Föroreningen hade troligtvis läckt från en dieseltank på fastigheten. Massorna transporterades med lastbil till deponianläggning endast ett hundratal meter från fastigheten. Saneringen uppfyllde saneringsmålen.
129	Shell depå	Ronneby											1	1											Tidigare verksamhet var oljedepå. Saneringen omfattade förutom omhändertagande av markföroreningar även rivning av betongfundament och liknande från den tidigare depån samt rengöring av oljeavskiljare. 15 m ³ förorenat schaktvatten pumpades genom en mobil oljeavskiljare innan det släpptes ut till ytvattnet. Marksaneringen genomfördes genom urgrävning av förorenade massor som sedan transporterades till anläggning i Ronneby (10 km) och till anläggning i Mörrum (39 km).
130	Hinseblick	Karlshamn											1	1											Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor. Massorna transporterades med lastbil och 40 ton kördes till en anläggning i västblekinge miljö? där kompostering av delar av massorna skulle ske, och 144 ton kördes till en anläggning för mellanlagring av farligt avfall i Karlskrona.
131	Läderfabr. garverireningsdammar & spaltläderdeponi	Halmstad											1		1										På fastigheten hade tidigare garveriverksamhet bedrivits från år 1906 till 1991. På fastigheten fanns reningsdammar för garveriets processvatten. Föroreningen som i huvudsak bestod av krom fanns i sediment i dammarna och i jord omkring dammarna. Kromhalterna var som högst uppmot 140 000 mg/kg TS. I dammarna tillsammans med "spaltläderdeponin" fanns totalt ca. 270 ton krom. Gv uppvisade halter mellan 2-90 µg/l. Läcketaget till recipienten beräknades till 0,05-0,5 kg Cr/år. Saneringsmål var att läckage av framförallt krom skulle minimeras och att NV:s bedömning "liten till måttlig föroreningspåverkan" skulle kunna uppnås i grund- och ytvatten. Alla byggnader inom fastigheten revs och installationer, ledningar o.dyl. demonterades. Förorenad jord schaktades ur och deponerades inom saneringsområdet. Deponin täcktes med bentonitmatta och skyddsmassor av morän. Projektet finansierades med statliga medel och den totala kostaden uppgick till 4,95 Mkr. Saneringen bedömdes uppfylla saneringsmålen.
132	Skålderviken	Ängelholm											1	1											Anläggningen var en tidigare drivmedelsanläggning. Vid ombyggnad av Väst kustbanan beslutade problemlösgaren att sanera området då det skulle påverkas av området för vägbyggnationen. Eftersom grävning utfördes i mättad zon (under gv-ytan) krävdes läns pumpning. 634 m ³ gv renades genom oljeavskiljare, mobil reningsanläggning och oljeavskiljare åter igen innan det pumpades ut i det kommunala dagvattennätet. De urgrävda massorna transporterades med lastbil till deponi i Helsingborg och mellanlagrades där i väntan på behandling under 2003. Restförorening lämnades i anslutning till och under den verksamma banvallen.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	År för rapport	Förorenat medium	Objektväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/åtgärd markeras (l), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
133	Ekebergs garveri	Kävlinge	M	Stora Harrie 6:9	Kävlinge kommun	Kn	1997	Massor i slambass.				1							Cr	se övrig info		i.u.	1			1	0	0	0	0	
134	Väveriet	Kävlinge	M	Skon 1, Kävlinge 36:105	Kävlinge kommun	Kn	2002	J, S						1		1			PAH, Pb	PSR		1	0			1	8897	0	25	Bil	
135	Glacéläderfabriken	Kävlinge	M	Kävlinge Möller 2, Stora Harrie 29:96, Rinnebäck 14:1	Kävlinge kommun	Lst	1997	J, Gv				1						klorerade lösn.m.(gv)	Cr	se övrig info		i.u.	1			1	i.u.	0	0	0	
136	Bo-01 Västra hamnen Malmö	Malmö	M	Bilen 4, m.fl.	Malmö Stad	Kn	2001	J	1							1			PAH	PSR	se övrig info	1	0			1	290300	0	10	Bil	
137	Bensinstation 1	Luleå	BD	Kaninen 9	SPIMFAB	Kn	2001	J	1							1			Kolväten	KM		1	1			1	0	112	0	0	
138	Bensinstation 2	Pajala	BD	Jarhois 2:6	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1							1			Kolväten	KM		1	1			1	927	0	183	Bil	
139	Bensinstation 3	Gällivare	BD	Koskullskulle 1:42	SPIMFAB	Kn	2003	J	1										Kolväten	KM, MKM		1	1			1	858	0	288	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering	ventilering	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information		
133	Ekebergs garveri	Kävlinge										1		1									Övertäckning	Saneringsmål var att minska utläckaget till recipienten. Marken användes som betesmark och skulle fortsätta att göra det. Saneringen finansierades med statliga medel. Efterbehandlingen omfattade övertäckning av den gamla slambassängen med tät lera. Det förorenade slammets fördes ihop (koncentrerades) innan täckning och den avloppsledning som tidigare mynnade i bassängen lades om förbi bassängen innan täckning. Täckning utfördes med ca. 0,7-1 m tjockt lerskikt. Ovanpå detta lades ett tunt matjordslager som skulle besås med gräs.
134	Väveriet	Kävlinge										1	1											Tidigare verksamhet var bl.a. garvning av läder och tillverkning och beredning av linne-, siden- och korsettvävnader. Ny markanvändning skulle vara bostäder. Platsspecifika riktvärden utarbetades och olika värden sattes för djupen 0-1 m och >1 m. Saneringen omfattade även rivning av byggnader. Under saneringen renades gv i viss omfattning via oljeavskiljare. De uppgrävda massorna transporterades med lastbil till mottagningsanläggningar i Malmötrakten. Förutom förorenade jordmassor borttransporterades även 22 ton lakvätska och ett antal ton rivningsavfall. Området återfylldes dels med återvunna massor inom fastigheten, dels genom externa massor. De externa massorna för återfyllning uppgick till ca. 17 500 ton.
135	Glacéläder-fabriken	Kävlinge										1		1										På området fanns tidigare garveriverksamhet som hade förorenat marken och gv med framförallt krom och klorerade lösningsmedel. Saneringen omfattade förutom marksanering även rivning av byggnader. Saneringsmål var att minska utläckaget till recipienten och ny markanvändning var parkområde/strövområde. Saneringen finansierades i huvudsak med statliga medel, bidraget uppgick till 14,3 Mkr. I kontrollprogrammet mättes spridning från området bl.a. m.h.a. Näckmossa (Fontinalis antipyretica) som utplanterades vid tre tillfällen i recipienten Kävlingeån uppströms och nedströms fabriksområdet. Efter en exponeringstid på 1 månad analyserades mossan m.a.p. metaller. Spridning med anledning av saneringsåtgärden kunde inte styrkas m.h.a. försöken. Saneringen utfördes genom urgrävning av området närmast än då förorenad jord och avfall förflyttades in till tidigare slamområde/deponi. De förorenade massorna täcktes med lera, skyddsskikt och ytterligare ett tätskikt med geotextil, lera och matjord. Två lagermeabla lager med ett mellanliggande dräneringsskikt erhöles på så sätt på deponin. Nya lermassor fylldes på närmast än för att ge en säker täckning mot än. Saneringen ansågs ha uppfyllt saneringsmålen.
136	Bo-01 Västra hamnen Malmö	Malmö										1					1							Malmö Stad avsåg att exploatera Kv. Bilen och som ett första steg skulle den europeiska bomässan, Bo01 arrangeras i de västra delarna av kvarteret. Det gamla industriområdet skulle därför omvandlas till bostadsområde. Området låg på utfyllnadsområde av gammalt byggavfall som innehöll PAH-föreningar. Åtgärdsplan m.a.p. PAH(16) och med indelning i olika djup användes. PAH-halter var styrande parameter när förorenade massor klassades som B-, eller C-massor. C-massor hade en PAH-halt >20 mg/kg TS och 4 300 ton av dessa massor transporterades till anläggning i Malmö (10 km) för biologisk behandling. B-massorna hade en PAH-halt på 2-20 mg/kg TS och kunde efter övertäckning med minst 1,2 m rena massor användas inom området. 130 000 m3 lermorän kördes även in på området vid terrasseringsarbeten varvid befintlig mark som antogs innehålla klass B-jord täcktes över. Den lermorän som användes hämtades till stor del från vägbyggnadsarbeten runt omkring Malmö. I samband med schaktningens arbeten för ledningar, hus, kanal och småbåtshamn genererades dock ett överskott av en stor mängd B-massor. Dessa massor som uppgick till 286 000 ton transporterades med lastbilar nattetid till utfyllnadsområde i Norra hamnen (10 km).
137	Bensinstation 1	Luleå	1	1		1																		Saneringen utfördes in situ genom markventilering. Via 3 st. ventilationsbrunnar extraerades förorenad porgas ur marken till rening i ett bioventilationsaggregat. Uppvärmad luft återfördes för att påskynda biologisk nedbrytning i marken. Mängden petroleumprodukter som brutits ned biologiskt beräknades till ca. 170 kg. En mindre PAH-förening lämnades under gatan med halter marginellt över riktvärdet.
138	Bensinstation 2	Pajala										1	1				1							Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Gällivare (144 km) och i Luleå (223 km). I samband med schaktningen lämpades 1 000 m3 gv som renades med oljeavskiljare innan det släpptes ut. En mindre restförening lämnades på djupet 2,6-3,6 m under markytan. Kontrollprogrammet föreslogs fortsätta efter avslutad sanering p.g.a. föreningarna som påvisats i gv.
139	Bensinstation 3	Gällivare										1	1											Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Piteå. Som saneringsmål användes riktvärden för KM ned till 2 m djup och riktvärde för MKM >2 m djup under markytan. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordisk cistern. Två separata restföreningar lämnades med bedömningen att föreningarna inte utgjorde någon risk.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Artal för rapport	Förenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Atgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m ³)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
140	Bensinstation 4	Gällivare	BD	Meurisvare 1:41	SPIMFAB	Kn	2004	J, Gv	1										Kolväten	KM	1	1		Alifater $\Sigma > C5-C16$ (-)/627(i)/150 Alifater $> C16-C35$ (-)/669(i)/100 Bensen (-)/0,02(i)/12 Σ TEX (-)/52(i)/30 Aromater $\Sigma > C8-C10$ (-)/404(i)/100 Aromater $\Sigma C10-C35$ (-)/31(i)/20 PAHc (-)/0,2(i)/11 PAHö (-)/2,9(i)/20	1	1		224	i.u.	283	Bil
141	Bensinstation 5	Haparanda	BD	Kyrkan 1:1	Spimfab	Kn	2002	J, Gv	1										Kolväten	MKM Gv	0	i.u.		Alifater $\Sigma > C5-C16$ (-)/264(i)40(e)/ 500 Alifater $> C16-C35$ (-)/135(i)38(e)/ 1000 Bensen (-)/0,06(i)0,15(e)/ 0,4 Σ TEX (-)/62(i)13(e)/ 40 Aromater $\Sigma > C8-C10$ (-)/325(i)6(e)/ 200 Aromater $\Sigma > C10-C35$ (-)/9,7(i)13(e)/ 50 PAHc (-)/0,2(i)0,18(e)/ 40 PAHö (-)/2,3(i)1(e)/ 40	1	1		1005	1420	250	Bil
142	Bensinstation 6	Haparanda	BD	Haparanda Kyrka 1:1	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1							1			Kolväten, PAH (gv)	MKM Gv	0	0		Alifater $\Sigma > C5-C16$ 1924/220(i)/ 500 Alifater $> C16-C35$ 453/50(i)/ 1000 Bensen 0,29/0,05(i)/ 0,4 Σ TEX 16/0,17(i)/ 40 Aromater $\Sigma > C8-C10$ 53/7,7(i)/ 200 Aromater $\Sigma > C10-C35$ 220/7,7(i)/ 50 PAHc 34/1,7(i)/ 40 PAHö 143/5,9(i)/ 40	1			0	1500	0	0
143	Bensinstation 7	Haparanda	BD	Hälsan 2	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	KM	1	1		Alifater $\Sigma > C5-C16$ (-)/1035(i)/ 100 Alifater $> C16-C35$ (-)/1670(i)/ 100 Bensen (-)/0,05(i)/ 0,08 Σ TEX (-)/0,7(i)/ 10 Aromater $\Sigma > C8-C10$ (-)/29(i)/ 40 Aromater $\Sigma > C10-C35$ (-)/43(i)/ 20 PAHc (-)/0,2(i)/ 0,3 PAHö (-)/6(i)/ 20	1	1		1245	i.u.	198	Bil
144	Bensinstation 8	Haparanda	BD	Industrin 3	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1							1			Kolväten	MKM Gv	0	0		Alifater $\Sigma > C5-C16$ 270/169,5(i)/ 500 Alifater $> C16-C35$ 55/197(i)/ 1000 Bensen 0,07/0,05(i)/ 0,4 Σ TEX 40,3/0,08(i)/ 40 Aromater $> C8-C10$ 80/3,6(i)/ 200 Aromater $\Sigma > C10-C35$ 50/2,2(i)/ 50 PAHc 0,08/0,18(i)/ 40 PAHö 1,37/0,28(i)/ 40	1			0	800	0	0
145	Bensinstation 9	Boden	BD	Karbinen 15	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1							1		MTBE (Gv)	Kolväten	MKM	0	1		Alifater $\Sigma > C5-C16$ (-)/997(i)9(e)/ 500 Alifater $> C16-C35$ (-)/156(i)50(e)/ 1000 Bensen (-)/3(i)0,01(e)/ 3 Σ TEX (-)/582(i)2(e)/ 60 Aromater $\Sigma > C8-C10$ (-)/2104(i)5(e)/ 200 Aromater $\Sigma > C10-C35$ (-)/28(i)1(e)/ 50 PAHc (-)/0,3(i)0,2(e)/ 40 PAHö (-)/7,2(i)0,3(e)/ 40	1	1		359	952	134	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
140	Bensinstation 4	Gällivare	1	1	1	1						1	1									Saneringen inleddes med omhändertagande av underjordiska cisterner och urgrävning av förorenad jord runt cisternerna. Därefter påbörjades in situsanering genom air sparging (ventilering i omättad zon) och gv-pumpning i kombination med tillsatser av näringsämnen och ytaktiva medel som skulle lösgöra föroreningen från jordpartiklarna. In situsaneringen inleddes med gv-pumpning under 2 v. tid för att avlägsna fri fas av bensen. 374 m3 vatten pumpades upp på detta sätt upp. Därefter tillsattes det ytaktiva lösningsmedlet som skulle öka saneringens effektivitet genom att gv rundpumpades. Air sparging utfördes under samma tid och resulterade i att flyktiga kolväten trycktes upp från gv-zon till omättad zon. Från den omättade zonen påbörjades ventilering under senhösten t.o.m. våren året därpå och förorenade porgaser extraherades på så vis ur marken. Gv-pumpningen återupptogs en tid efter tillsatsen av ytaktivt medel och pågick till september månad då slutprover togs. Saneringen hade då pågått i ett års tid, men hade inte uppfyllt målen. Saneringen återupptogs efter vintern och anläggningen drevs under ytterligare någon månad innan saneringen avslutades genom urgrävning av restföroren transporterades till anläggning i Piteå. Restförorening lämnades i begränsad omfattning på djup >2 m under markytan.
141	Bensinstation 5	Haparanda	1	1																		Saneringen utfördes in situ genom markventilation. Ett trettiotal ventilationsbrunnar installerades ned till 4 m djup. Anläggningen drevs i 12 månader och extraherade förorenad porgas ur marken som sedan renades med airstripping och kolfilter. Gv-ytan sänktes under saneringen genom pumpning ur 3 st brunnar. Det uppumpade gv renades med oljeavskiljare och kolfilter innan det släpptes ut. Vid slutkontroll var saneringsmålen inte uppfyllda och saneringen avslutades med att 1 005 ton grävdes upp och transporterades till anläggning i Skellefteå. Restförorenad jord lämnades under >2 m djup med 2 ggr. för höga bensen- och ΣTEX-halter. Efter sanering var gv fortfarande förorenat med kolväten och bly. Föreningarna bedömdes dock avta med tiden genom utspädning och naturlig nedbrytning.
142	Bensinstation 6	Haparanda	1	1																		Saneringen utfördes in situ genom markventilation. 45 st. ventilationsrör installerades ned till ca. 3 m djup under markytan. Genom vakuumtryck extraherades förorenad porgas som sedan renades med kolfilter ovan jord. Gv-ytan sänktes genom pumpning ur 2 st. rör och det uppumpade vattnet renades med airstripping och oljeavskiljare. Efter slutkontroll kunde saneringen avslutas.
143	Bensinstation 7	Haparanda	1	1								1	1		1	1						Saneringen utfördes i två omgångar där den första omfattade grävsanering och borttransport av förorenade massor och den andra omfattade in situsanering. Oljeförorenade massor transporterades till anläggning i Luleå (134 km) för kompostering och blyförorenade massor till anläggning i Skelleftehamn för jordtvätt (262 km). In situsanering utfördes genom markventilering intill och under den f.d. stationsbyggnaden där en livsmedelsbutik var verksam. 9 st ventilationsbrunnar installerades genom vilka förorenad porgas extraherades för att sedan renas i kolfilter. In situsaneringen pågick under 2 st. sommarperioder. Restförorening lämnades på 2-3 m djup under markytan där den högsta halten alifater >C16-C35 var 25 ggr. högre än riktvärdet. Kostnaden för ytterligare sanering bedömdes inte ekonomiskt rimligt då risken bedömdes som låg.
144	Bensinstation 8	Haparanda	1	1																		Saneringen utfördes in situ genom markventilation. 33 st. ventilationsbrunnar installerades varefter förorenad porgas extraherades och renades med kolfilter. Gv-ytan sänktes för att kunna ventileras ned till ett större djup. Gv som pumpades upp renades med oljeavskiljare och airstripping innan det släpptes till spillvattennätet.
145	Bensinstation 9	Boden	1	1						Kemisk oxidation		1	1									Saneringen utfördes in situ genom markventilering och gv-pumpning. Efter 6 månaders drift kompletterades markventilationen med injicering av ånga i det mest förorenade området för att påskynda reningen. Vid slutkontroll efter ytterligare 9 månader var saneringsmålen fortfarande inte uppfyllda. Saneringen återupptogs då med tillsatser av väteperoxid till marken, s.k. in situoxidation. Efter ytterligare en tid kontrollerades resultatet. Då målen fortfarande inte nåts avslutades saneringen med uppschaktning av de resterande förorenade massorna och borttransport till anläggning i Luleå. Under in situsaneringen pumpades 16 m3 upp och renades i kolfilter innan det släpptes ut.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/sanerings riktvärde (halt efter in situ/gärd markeras (l), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh. anl.	Transportsätt
146	Bensinstation 10	Boden	BD	Sländan 10	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1					1		1			Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/1180(i)/500$ Alifater $>C16-C35 (-)/35(i)/1000$ Bensen $(-)/0,02(i)/3$ Σ TEX $(-)/120(i)/60$ Aromater $\Sigma >C8-C10 (-)/1789(i)/200$ Aromater $\Sigma >C10-C35 (-)/18(i)/50$	1	1		328	2450	22	Bil
147	Bensinstation 11	Jokkmokk	BD	Kyrkostaden 1:225	SPIMFAB	Kn	2004	J, Gv	1										Kolväten	KM, MKM		1	0	i.u.		1	2307	0	277	Bil	
148	Bensinstation 12	Arjeplog	BD	Järven 1, 2	SPIMFAB	Kn	2002	J	1							1			Kolväten	MKM Gv		0	1	Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/123(i)/500$ Alifater $>C16-C35 (-)/91(i)/1000$ Bensen $(-)/0,005(i)/0,04$ Σ TEX $(-)/1(i)/25$ Aromater $>C8-C10 (-)/4,4(i)/30$ Aromater $>C10-C35 (-)/9(i)/40$ PAHc $(-)/3(i)/40$ PAHö $(-)/8(i)/40$	1	1		80	i.u.	237	Bil
149	Bensinstation 13	Arjeplog	BD	Kyrkostaden 1:248	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/30(i)/500$ Alifater $>C16-C35 (-)/35(i)/1000$ Bensen $(-)/0,001(i)/0,04$ Σ TEX $(-)/1(i)/25$ Aromater $>C8-C10 (-)/0,9(i)/30$ Aromater $>C10-C35 (-)/2(i)/40$ PAHc $(-)/0,6(i)/40$ PAHö $(-)/2(i)/40$	1			0	i.u.	0	0
150	Bensinstation 14	Skellefteå	AC	Regulus 19	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	KM		1	1	Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/823(i)/100$ Alifater $>C16-C35 (-)/16(i)/100$ Bensen $(-)/5(i)/0,08$ Σ TEX $(-)/407(i)/10$ Aromater $>C8-C10 (-)/1381(i)/40$ Aromater $>C10-C35 (-)/7(i)/20$ PAHc $(-)/0,35(i)/0,3$ PAHö $(-)/0,5(i)/20$ Bly $(-)/10(i)/100$	1			0	3080	0	0
151	Bensinstation 15	Skellefteå	AC	Brage 4	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	KM		1	0	Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/20(i)/100$ Alifater $>C16-C35 (-)/11(i)/100$ Bensen $(-)/0,05(i)/0,08$ Σ TEX $(-)/0,9(i)/10$ Aromater $>C8-C10 (-)/1,8(i)/40$ Aromater $>C10-C35 (-)/1,3(i)/20$ PAHc $(-)/0,35(i)/0,3$ PAHö $(-)/0,45(i)/20$ Bly $(-)/9(i)/100$	1			0	84	0	0

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
146	Bensinstation 10	Boden	1	1	1						Kemisk oxidation		1	1										Saneringen utfördes in situ genom markventilation, air sparging (ventilering i mättad zon) och gv-pumpning under 8 månader. I slutet av perioden injicerades ånga i det mest förorenade området för att påskynda reningen. Under våren följande år återupptogs saneringen genom tillsatser av väteperoxid till marken s.k. in situoxidation. Då saneringsmålen fortfarande inte uppnåtts bortskickades den återstående föroreningen. Massorna transporterades till anläggning i Luleå. Under saneringen uppumpades 25 m3 gv och renades innan det släpptes ut.
147	Bensinstation 11	Jokkmokk											1	1										Saneringen utfördes genom urgrävning i två etapper, år 2003 och år 2004. De förorenade massorna transporterades till anläggning i Skelleftehamn. Som saneringsmål användes riktvärde för KM närmast fastighetens bostad och i övrigt användes riktvärde för MKM. Återfyllning utfördes med externa massor.
148	Bensinstation 12	Arjeplog	1	1	1								1	1			1							Saneringen utfördes genom en kombination av grävsanering och in situsanering. Fastighet 1 och delar av fastighet 2 grävsanerades och delar av fastighet 2 in situsanerades. De urgrävda förorenade massorna transporterades till anläggning i Skelleftehamn för biologisk behandling. Schaktningen utfördes ned till 2,5 m djup under markytan. In situsaneringen utfördes genom att luft blåstes ned till under gv-ytan, s.k. air sparging. Den förorenade porgasen samlades sedan genom vakuumtryck i horisontella dräner nedgrävda 1,5 m under markytan varifrån den kunde extraheras upp ut marken. Porgasen renades sedan med vattenavskiljare och oljefilter. Vid slutkontroll hade saneringsmålen uppfyllts för grävsaneringen och för in situsaneringen var halten för övriga PAH något förhöjd i ett prov. Sammantaget bedömdes dock saneringsmålet för övriga PAH som uppfyllt. Saneringsmålet avsåg jord ned till 1,5 m under markytan. Vid kontrollprovtagning på 3 m djup påvisades förhöjda halter kolväten i en punkt. En ny fördjupad bedömning utmynnade i att in situbehandlingen återupptogs under 2 månaders tid, varefter gv provtogs. Gv visade inga förhöjda föroreningshalter och saneringsmålet bedömdes därför som restförorening av låga halter bly lämnades. De förhöjda halterna bedömdes bero på en lokal påverkan och inte skulle inte behöva åtgärdas.
149	Bensinstation 13	Arjeplog	1		1																			Saneringen inleddes med att underjordiska cisterner omhändertogs. I samband med schaktningen utfördes in situtest och installation av in situanläggningen. Sammanlagt 19 st. air spargingbrunnar installerades och sanering pågick under ca. 10 månader i ett område och 10 månader i ett annat område, sammanlagt under ca. 1,5 år. Efter slutkontroll kunde saneringen avslutas.
150	Bensinstation 14	Skellefteå	1	1		1																		Saneringen utfördes in situ genom bioventilering. Efter in situtest installerades ventilationsbrunnar varefter anläggningen drevs under ett års tid. Under en period injicerades ånga inom ett begränsat område för att påskynda nedbrytningen av föroreningar. Efter slutbesiktning fanns fortfarande förhöjda halter av aromater >C8-C10 och bensen i en provpunkt. Restförorening lämnades lokaliserad i tät lera mellan asfalterad parkering och under närliggande gata. Risk för spridning av förorening via gv och vidare till recipient fanns. Nyttan med fortsatt sanering bedömdes dock betydligt mindre än det omfattande arbete saneringen skulle innebära p.g.a. restföroreningens lokalisering.
151	Bensinstation 15	Skellefteå	1	1		1																		Saneringen utfördes in situ genom bioventilering. Efter in situtest installerades ventilationsbrunnar varefter anläggningen drevs under 10 månader. Efter slutbesiktning avslutades saneringen.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
152	Bensinstation 16	Skellefteå	AC	Salen	SPIMFAB	Kn	2000	J	J										Kolväten	KM		1	1	i.u.	1		1120	0	0	Bil	
153	Bensinstation 17	Norsjö	AC	Karlberg 1:34	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	i u		i.u.	1		1	0	i.u.	0	0	Bil	
154	Bensinstation 18	Dorotea	AC	Avaträsk 1:53	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	KM		1	1*	i.u.	1		1304	0	222	Bil	
155	Bensinstation 19	Nordmaling	AC	Gräsmyr 4:122	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	KM		1	0	Alifater $\Sigma >C5-C16 (-)/62(i)/100$ Alifater $>C16-C35 (-)/79(i)/100$ Bensen $(-)/0,005(i)/0,08$ $\Sigma TEX (-)/1(i)/10$ Aromater $>C8-C10 (-)/0,8(i)/40$ Aromater $>C10-C35 (-)/2(i)/20$ PAHc $(-)/0,08(i)/0,3$ PAHö $(-)/2(i)/20$	1	1	168	i.u.	10	Bil	
156	Bensinstation 20	Sundsvall	Y	Alnö-Vi 1:62	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	1*	i.u.	1		1400	0	10	Bil	
157	Bensinstation 21	Härnösand	Y	Viksjön 10:8	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	KM		1	1*	i.u.	1		1540	0	52	Bil	
158	Bensinstation 22	Sollefteå	Y	Näsåker 2:47	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		1730	0	120	Bil	
159	Bensinstation 23	Härnösand	Y	Ekan 1	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.	1		5500	0	10	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventiler	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/ barrjär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering	ventiler	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
																							1
152	Bensinstation 16	Skellefteå										1	1				1						Saneringen utfördes genom utgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Skellefteå för kompostering. Restförorening lämnades i schakt mot den närliggande gatan.
153	Bensinstation 17	Norsjö	1	1		1																	Saneringen utfördes in situ genom bioventilation. Efter installation av ventilationsbrunnar drevs anläggningen under ett års tid. Vid slutkontrollen påvisades att den biologiska nedbrytningen minskat föroreningshalterna i marken till acceptabla nivåer. Rörluften lämnades dock kvar i marken och luftning ordnades med ventiler för att även i fortsättningen påskynda den biologiska nedbrytningen till en fullständig nedbrytning. Restföroreningar lämnades med bedömningen att risken för spridning var låg och att nedbrytning skulle ske med tiden.
154	Bensinstation 18	Dorotea										1	1										Saneringen utfördes genom utgrävning av förorenade massor och inkluderade även omhändertagande av underjordiska cisterner. De förorenade massorna transporterades till anläggning i Umeå. Vid slutkontroll överskred ett av fyra prov saneringsmålen. Föroreningen bedömdes finnas under befintlig byggnad. *Under byggnaden lämnades därför restföroreningar kvar som bedömdes komma från fastighetens eldningsoljecistern och därför inte omfattades av SPIMFABS åtagande. Det rekommenderades därför att om byggnaden skulle börja användas borde inomhusluften kontrolleras. Under schaktningen länsdumpades 14 m3 gv från schaktgropar och renades med kolfilter innan det släpptes ut. Vid återställning av området tillfördes 1 484 ton fyllnadsmassor.
155	Bensinstation 19	Nordmaling	1	1								1	1										Saneringen utfördes in situ genom markventilering. Installation av 4 st ventilationsbrunnar utfördes genom att alla massor i det förorenade området schaktades upp tills opåverkad jord påträffades. I schaktbotten lades en horisontell dränering ansluten till en centralt placerad brunn. Genom brunnen pumpades gv upp för att på så vis sänka gv-nivån i det området som skulle ventileras. De horisontella ventilationsbrunnarna installerades 1 m ovan schaktbotten. Efter installationen utfördes ett ventilationstest där temperatur, CO2-halt och VOC-halt uppmättes. In situsaneringen pågick under 12 månader. Runt en ventilationsbrunn fungerade inte installationen optimalt med följden att saneringsmålen inte uppfylldes. Restföroreningen grävdes ur och transporterades till den kommunala deponianläggningen. I övrigt uppfylldes saneringsmålen genom in situsaneringen.
156	Bensinstation 20	Sundsvall										1	1				1						Vid markundersökningen påvisade ingen förorening i jord, däremot visade ett gv-prov kraftigt förhöjda halter av flera kolvätefraktioner. Med anledning att det bedömdes att fastigheten var i behov av sanering. Saneringen utfördes genom utgrävning av förorenade massor som sedan transporterades till anläggning i Sundsvall för biologisk behandling genom kompostering. Under schaktningen omhändertogs även underjordiska cisterner. *Vid slutkontroll påvisades förhöjda halter i ett jordprov. Eftersom jordprovet var tagit omedelbart utanför fastighetsgränsen i vägområdets yttre del bedömdes halten kunna jämföras mot riktvärde för MKM och därmed vara acceptabel. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor i form av sand och bärlager.
157	Bensinstation 21	Härnösand										1	1				1						Saneringen utfördes genom att förorenade massorna grävdes ur och transporterades till anläggning i Sundsvall för biologisk behandling genom kompostering. Under schaktningen omhändertogs även underjordiska cisterner. *Vid slutkontroll påvisades förhöjda halter i ett jordprov. Eftersom jordprovet var tagit omedelbart utanför fastighetsgränsen i vägområdets yttre del bedömdes halten kunna jämföras mot riktvärde för MKM och därmed vara acceptabel. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor i form av sand och bärlager. Därefter återställdes det sanerade området genom asfaltering.
158	Bensinstation 22	Sollefteå										1	1										Vid markundersökning av fastigheten påträffades ingen petroleumförorening. Undersökning av, och ev. omhändertagande av underjordiska cisterner skulle dock utföras. Förorenade massor skulle tas om hand vid behov. Totalt utgrävdes 1 730 ton förorenade massor. 92 ton av dessa massor bedömdes ligga på den nuvarande verksamhetsutövarens ansvar. Samtliga 1 730 ton massor transporterades till anläggning i Sundsvall. Under saneringen omhändertogs 7 m3 ytvatten och renades med kolfilter innan det släpptes ut. Återfyllning utfördes med externa massor. Restförorening lämnades i några punkter eftersom bedömning var att föroreningen inte omfattades av SPIMFABS åtagande.
159	Bensinstation 23	Sundsvall										1	1										Saneringen utfördes genom utgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Sundsvall. Länsvatten från schaktgropar renades med ett kol-/sandfilter innan det släpptes ut. 476 m3 gv renades på detta sätt.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
160	Bensinstation 24	Härnösand	Y	Hyacinten 3	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1										Kolväten	KM		1	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/27(e)/100 Alifater $>C16-C35$ (-)/21(e)/100 Bensen (-)/0,01(e)/0,08 Σ TEX (-)/0,17(e)/10 Aromater $>C8-C10$ (-)/5(e)/40 Aromater $>C10-C35$ (-)/5(e)/20 PAHc (-)/1(e)/0,3 PAHö (-)/5(e)/20			1	1300	0	52	Bil
161	Bensinstation 25	Härnösand	Y	Fastlandet 2:66	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/25(i)10(e)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/41(i)13(e)/1000 Bensen (-)/0,01(i)0,005(e)/0,4 Σ TEX (-)/1(i)1(e)/60 Aromater $>C8-C10$ (-)/26(i)0,8(e)/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/3(i)2(e)/40 PAHc (-)/6(i)0,4(e)/40 PAHö (-)/8(i)2(e)/40 Bly (-)/94(i)	1	1		462	i.u.	52	Bil
162	Bensinstation 26	Sollefteå	Y	Gamla Platsen 20	SPIMFAB	Kn	2000- 2003	J	1										Kolväten	KM, PSR		1	1	i.u.	1	1	594	1000	i u	Bil	
163	Bensinstation 27	Sollefteå	Y	Ödsgård 14:49	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.	1		3016	0	10	Bil	
164	Bensinstation 28	Örn- sköldsvik	Y	Strand- kajen 1	SPIMFAB	Kn	2004	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/67/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/110/1000 Bensen (-)/0,44/0,4 Σ TEX (-)/3/60 Aromater $>C8-C10$ (-)/31/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/7,6/40 PAHc (-)/1,3/40 PAHö (-)/2,8/40	1	1		85	i u	i.u.	Bil
165	Bensinstation 29	Örn- sköldsvik	Y	Sidensjö- Näs 1:10	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1										Kolväten	KM		1	0	i.u.	1		963	0	156	Bil	
166	Bensinstation 30	Östersund	Z	Söre 5:80	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	KM		1	1	i.u.	1		966	0	7	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barrär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
160	Bensinstation 24	Härnösand										1	1										Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Sundsvall. Återfyllning utfördes med externa massor. 10 m3 gv uppumpades och behandlades under saneringen via ett kol-/sandfilter innan det släpptes ut.
161	Bensinstation 25	Härnösand	1	1								1	1				1						Saneringen utfördes genom en kombinerad gräv- och in situsanering. Saneringen inleddes med att området där cisterner förväntades vara nedgrävda genomgrävdes. Cisterner påträffades inte utan hade grävts upp vid tidigare tillfälle. Förorenad jord grävdes ur och 420 ton massor transporterades till anläggning i Sundsvall för kompostering. I samband med grävning kontrollerades även föroreningens utbredning. Efter in situ test installerades både horisontella och vertikala kombinationsbrunnar på 2-3 m djup under markytan. Det förorenade området dränerades och det uppumpade gv renades med oljeavskiljare innan utsläpp. Anläggningen drevs under 10 månader och omfattade inblåsning av varmluft samt extraktion av porgas. Porgasen genomgick förbränning och rening i katalysator innan den släpptes ut i luften. Slutprover analyserades när anläggningen varit avställd i 1 månad. 2 av 5 lab. analyserade jordprover hade fortsatt förhöjda halter av aromater >C10-C35 och PAH. Saneringen avslutades med urgrävning av restföroreningen och ytterligare 42 ton förorenade massor transporterades till anläggning i Sundsvall för kompostering.
162	Bensinstation 26	Sollefteå	1	1		1						1	1										Saneringen inleddes med kontroll och omhändertagande av underjordiska cisterner på det s.k. delområde 1. I samband med detta urgrävdes en mindre mängd förorenade massor och transporterades till anläggning i Sollefteå. Även på delområde 2 kontrollerades och omhändertogs cisterner och en större mängd förorenade massor grävdes upp och transporterades till anläggning i Sollefteå. Denna sanering kompletterades med in situsanering genom markventilering och gv-pumpning där förorenade massor låg i anslutning till stora ledningsstråk. In situsaneringen beräknades ha renat 200 m3 gv avlägsnat 500 kg petroleumprodukter varav 100 kg genom katalytisk rening och 400 kg genom ökad biologisk nedbrytning i marken. Vid slutkontroll hade inte målen uppfyllts i en punkt och in situsaneringen återupptogs. Efter ny slutkontroll var målen fortfarande inte uppfyllda och saneringen avslutades med urgrävning av restföroreningen. Markventilering hade då pågått i ca 10 månader. Som saneringsmål användes riktvärdet för KM utom för bensen, aromater >C8-C10, TEX och summa cancerogena PAH där plats specifika riktvärden tillämpades. De plats specifika riktvärden som användes var för bensen 0,2 mg/kg, 30 mg/kg och för PAHc 10 mg/kg TS. Restförorening med måttliga halter lämnades i anslutning till ledningsstråk. Under år 2003 påträffades ett tidigare okänt källarutrymme i byggnaden på fastigheten. I källarutrymmet fanns oljecisterner som omhändertogs med SPIMFABS försorg.
163	Bensinstation 27	Sollefteå										1	1										Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade områden till anläggning i Sundsvall. Förutom förorenade jordmassor omhändertogs också 13,7 ton betong och transporterades till anläggning i Sollefteå. 12 m3 gv uppumpades och renades i kolfilter innan det släpptes ut. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor. Riktvärde för saneringen var KM. Under saneringsarbetet fördes saneringsmålen upp till diskussion med anledning av att föroreningen låg på stort djup (>5 m). Bedömningen blev att saneringsmålen skulle ligga mellan KM och MKM, d.v.s. <MKM.
164	Bensinstation 28	Örn-sköldsvik	1	1		1		1				1	1										Saneringen utfördes in situ genom markventilering. I samband med installationen av in situ anläggning omhändertogs underjordiska fundament, en cistern och en oljeavskiljare. En mindre mängd förorenade massor urgrävdes och transporterades till anläggning i Sundsvall. Under saneringen uppumpades förorenat gv och marken ventilerades samt näring och bakteriekultur tillsattes. Eftersom fastigheten låg inom ett område som berördes av andra föroreningar grävdes en biologisk barriär i form av absorptionsmedlet "Oil sponge" ned i fastighetsgränsen. Vid slutkontrollen var saneringsmålen för en gv-brunn inte uppfyllda. En uppföljande kontroll gjordes ett halvår senare och dessa visade på fortsatt förhöjda halter. In situsaneringen återupptogs och ytterligare näringslösning tillsattes marken. Under hösten kunde in situsaneringen avslutas.
165	Bensinstation 29	Örn-sköldsvik										1	1										Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Sundsvall. Vid slutrapporteringen (2002) var inte saneringen avslutad för gv. Pumpbrunn med efterföljande oljeavskiljare installerades under saneringen och skulle pågå till saneringsmålen uppnått m.a.p. gv, dock längst i två år. Saneringen omfattade även omhändertagande av en underjordisk cistern.
166	Bensinstation 30	Östersund										1	1				1						På fastigheten finns ett bostadshus. Saneringen utfördes genom urgrävning och de förorenade massorna transporterades till anläggning i Östersund för biologisk behandling genom kompostering. En mindre restförorening (ca 5 m3) som överstiger riktvärden för KM lämnades kvar på fastigheten.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förening	Styrande förening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Resförening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (I), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
167	Bensinstation 31	Härjedalen	Z	Smeden 1	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/10(i)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/10(i)/1000 Bensen (-)/0,02(i)/0,4 Σ TEX (-)/1(i)/40 Aromater $>C8-C10$ (-)/9(i)/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/2(i)/40 PAHc (-)/0,2(i)/40 PAHö (-)/2(i)/40 Bly (-)/7(i)/300	1	1		140	i.u.	125	Bil
168	Bensinstation 32	Härjedalen	Z	Knuten 3	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/187/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/130/1000 Bensen (-)/0,001/0,4 Σ TEX (-)/1/60 Aromater $>C8-C10$ (-)/13/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/9/40 PAHc (-)/0,3/40 PAHö (-)/2/40 Bly (-)/21/300	1			0	i u	0	0
169	Bensinstation 33	Bräcke	Z	Gällön 3:20	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1										Kolväten	KM		1	0	i.u.	1		1302	0	118	Bil	
170	Bensinstation 34	Ström- sund	Z	Hammerdal 4:1	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	KM		1	0	i.u.	1		994	0	101	Bil	
171	Bensinstation 35	Ström- sund	Z	Geten 11	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		1778	0	101	Bil	
172	Bensinstation 36	Ragunda	Z	Åsen 1:70	SPIMFAB	Kn	2000	J	1										Kolväten	KM		1	i.u.	i.u.	1		1000	0	80	Bil	
173	Bensinstation 37	Härjedalen	Z	Ljusnedal 1:6	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/48(i)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/40(i)/1000 Bensen (-)/0,001(i)/0,04 Σ TEX (-)/1(i)/30 Aromater $>C8-C10$ (-)/0,8(i)/30 Aromater $>C10-C35$ (-)/2(i)/40 PAHc (-)/0,07(i)/40 PAHö (-)/2(i)/40 Bly (-)/5(i)/300	1			0	i u	0	0

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ:	mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site:	behandling/	deponering	deponering på plats	ventilering	jordvätt	kompostering/ biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information	
																									1
167	Bensinstation 31	Härjedalen	1	1		1							1	1					1						Saneringen utfördes genom en kombinerad gräv- och in situsanering. Saneringen började med en kontroll av förorenings utbredning m.h.a. grävning. I samband med grävning togs upp underjordisk cistern omhand och förorenade massor intill stationsbyggnaden urgrävdes. Massorna transporterades till Svenstavik för biologisk behandling genom kompostering. Övrig jord och gv sanerades in situ genom markventilering. Efter ett in situtest dränerades det förorenade området och horisontella och vertikala kombinationsbrunnar installerades på 2-5 m djup. Anläggningen var i drift under 10 månader och omfattade inblåsning av varmluft samt extrahering av porgas. Den extraherade porgasen renades genom kolfilter och det uppumpade gv renades genom oljeavskiljare. Vid slutprovtagning var saneringsmålet för gv inte uppfyllt. Saneringen återupptogs för att rena gv genom syresättning och tillsats av bakterier och näring. Efter en tids drift kunde saneringen avslutas.
168	Bensinstation 32	Härjedalen	1	1																					Saneringen inleddes med uppgrävning och omhändertagande av underjordiska cisterner. I samband med grävningen kontrollerades också förorenings utbredning. Efter in situtest installerades 10 st horisontella kombinationsbrunnar installerades på 2- 5 m djup under markytan. Anläggningen drevs under 11 månader och omfattade inblåsning av varmluft och extraktion av förorenad porgas som renades med kolfilter. Området dränerades och det uppumpade gv renades med oljeavskiljare. Efter att anläggningen varit avställd i 1 månad analyserades jordprover och saneringen kunde avslutas.
169	Bensinstation 33	Bräcke											1	1					1						Saneringen utfördes genom att förorenade massor urgrävdes och transporterades till anläggning i Sundsvall för biologisk behandling genom kompostering. Under saneringen omhändertogs även en underjordisk cistern och 45 m3 förorenat gv uppumpades och transporterades till Sundsvall för behandling/destruktion. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor i form av sand och bärlager. Området återställdes genom asfaltering och tillförande av matjord samt efterföljande grässådd.
170	Bensinstation 34	Strömsund											1	1					1						Efter markundersökning bedömdes det att saneringsåtgärder inte behövdes. Underjordiska cisterner skulle dock omhändertaras. Efter en tids sökande m.h.a. grävning påträffades cisternerna 15 m från den förväntade lokaliseringen. Invid cisternerna var jorden kraftigt förorenad och förutom att cisternerna omhändertogs urgrävdes även 994 ton förorenade massor. Massorna transporterades till anläggning i Östersund för biologisk behandling genom kompostering. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor i form av sand och bärlager. Området återställdes sedan genom asfaltering respektive matjord och grässådd.
171	Bensinstation 35	Strömsund											1	1					1						Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Östersund för biologisk behandling genom kompostering. Under saneringen omhändertogs även underjordiska cisterner. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor i form av sand, bergkross och bärlager. Området återställdes sedan genom asfaltering respektive matjord och grässådd. Restförorening lämnades p.g.a. risk för instabilitet vid schaktning nära befintlig byggnad.
172	Bensinstation 36	Ragunda											1	1					1						Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport till anläggningar i Sollefteå (68 km) och Östersund (93 km) för kompostering. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordisk cistern. En mindre mängd länsvatten pumpades från schaktgropen via oljeavskiljare innan det släpptes ut. En mindre mängd restförorening lämnades i anslutning till byggnaden av byggnadstekniska orsaker.
173	Bensinstation 37	Härjedalen	1	1		1																			Saneringen inleddes med att förorenings utbredning kontrollerades m.h.a. grävning. Efter in situtest installerades 4 st horisontella bioventilationsbrunnar installerades på 2-4 m djup under markytan. Anläggningen var i drift under 9 månader och omfattade inblåsning av varm luft. Efter avslutad sanering var anläggningen avställd 1 månad innan slutprov analyserades och saneringen kunde avslutas.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	År för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
174	Bensinstation 38	Gnarps	X	Röde 2:6	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	KM		1	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/10(i)/ 100 Alifater $>C16-C35$ (-)/10(i)/ 100 Bensen (-)/0,04(i)/0,08 Σ TEX (-)/1(i)/ 10 Aromater $>C8-C10$ (-)/12(i)/ 40 Aromater $>C10-C35$ (-)/2(i)/ 20 PAHc (-)/0,04(i)/ 0,3 PAHö (-)/2(i)/ 20 Bly (-)/113(i)/ 100	1			0	i u	0	0
175	Bensinstation 39	Hudiksvall	X	Tingshusbacken 2:8	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	MKM Gv		1	0	i.u.	1	1120	0	10	Bil		
176	Bensinstation 40	Hassela	X	Nordanbro 2:40	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/260(i)/ 500 Alifater $>C16-C35$ (-)/14(i)/ 1000 Bensen (-)/0,001(i)/ 0,4 Σ TEX (-)/1(i)/ 40 Aromater $>C8-C10$ (-)/4(i)/ 200 Aromater $>C10-C35$ (-)/2(i)/ 40 PAHc (-)/3(i)/ 40 PAHö (-)/4(i)/ 40 Bly (-)/9(i)/ 300	1			0	i u	0	0
177	Bensinstation 41	Hassela	X	Hassela Kyrkby 17:2	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/14(i)/ 500 Alifater $>C16-C35$ (-)/56(i)/ 1000 Bensen (-)/0,005(i)/ 0,04 Σ TEX (-)/1(i)/ 30 Aromater $>C8-C10$ (-)/39(i)/ 30 Aromater $>C10-C35$ (-)/7(i)/ 40 PAHc (-)/0,15(i)/ 40 PAHö (-)/2(i)/ 40 Bly (-)/8(i)/ 300	1	1		56	i u	70	Bil
178	Bensinstation 42	Hofors	X	Hofors 11:15	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	KM		1	1	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/62(e)/ 100 Alifater $>C16-C35$ (-)/62(e)/ 100 Bensen (-)/0,02(e)/ 0,08 Σ TEX (-)/12(e)/ 10 Aromater $>C8-C10$ (-)/90(e)/ 40 Aromater $>C10-C35$ (-)/4(e)/ 20 PAHc (-)/0,15(e)/ 0,3 PAHö (-)/2(e)/ 20 Bly (-)/10(e)/ 100	1			1590	0	83	Bil
179	Bensinstation 43	Falun	W	Cuprum 1	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM		0	1	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/227(e)/ 500 Alifater $>C16-C35$ (-)/30(e)/ 1000 Bensen (-)/0,07(e)/ 0,04 Σ TEX (-)/15(e)/ 30 Aromater $>C8-C10$ (-)/435(e)/ 30 Aromater $>C10-C35$ (-)/5(e)/ 40 PAHc (-)/0,2(e)/ 40 PAHö (-)/3,3(e)/ 40 Bly (-)/59(e)/ 300	1			1352	0	141	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/deponering på plats	deponering	ventilering	jordtvätt	kompostering/biologisk beh.	termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information
174	Bensinstation 38	Gnarp	1	1	1															Saneringen utfördes in situ genom markventilering. Efter att cisterner grävts upp förbättrades förutsättningarna för in situ rening genom att grus, sand och torv blandades in i den del av den förorenade jorden som bestod av silt och lera. Markområdet dränerades även och dräneringsvattnet renades via oljeavskiljare innan utsläpp. 9 st horisontella bioventilationsbrunnar installerades på 2-4,5 m djup. Anläggningen var i drift under 11 månader och omfattade inblåsning av varmluft i ventilationsbrunnarna, samt rening av uppumpat gv m.h.a. oljeavskiljare. Efter avslutad sanering var anläggningen avställd under 1 månad innan jordprover analyserades och saneringen kunde avslutas. Detta sedan 1 av proven visat en något förhöjd blyhalt och samtliga andra prov visat halter under gällande riktvärden.
175	Bensinstation 39	Hudiksvall								1	1			1						Saneringen utfördes genom utgrävning och borttransport av de förorenade massorna. I samband med schaktningsarbetet omhändertogs även cisterner. De förorenade massorna transporterades till Hudiksvall för biologisk behandling genom kompostering. Under saneringen pumpades även 100 m3 förorenat gv upp som transporterades till Hudiksvall.
176	Bensinstation 40	Hassela	1	1	1															Saneringen inleddes med utgrävning och omhändertagande av underjordiska cisterner. I samband med grävningen kontrollerades även föroreningens utbredning. Efter in situ test installerades horisontella och vertikala kombinationsbrunnar på 2-5 m djup under markytan. Anläggningen drevs under 10 månader och omfattade inblåsning av varmluft och extraktion av porgas som renades med kolfilter. Området dränerades och uppumpat gv renades med oljeavskiljare före utsläpp. Slutkontroll utfördes när anläggningen varit avstängd i 1 månad. Analyserna visade att saneringsmålet för gv inte var uppfyllt. Anläggningen togs därför åter i drift och vattnet renades med syresättning och tillsatser av bakteriekulturer och näringsämnen. Efter ny slutkontroll kunde saneringen avslutas.
177	Bensinstation 41	Hassela	1	1	1					1	1			1						Efter ett in situ test installerades 11 st vertikala airspargning brunnar installerades på 5-6 m djup och 5 st vertikala vakuumentraktionsbrunnar installerades på 3 m djup under markytan. Anläggningen drevs under 14 månader genom inblåsning av luft till jord och gv. Förorenade porgaser extraherades och renades med kolfilter. Vid slutkontroll hade inte saneringsmålen uppfylls för hela området utan anläggningen drevs i ytterligare 10 månader. I en ny slutkontroll påvisades fortsatt förhöjda föroreningshalter och ytterligare 2 st air spargningbrunnar installerades varefter anläggningen drevs i 5 månader. Vid slutkontroll påvisades fortsatt förhöjda halter i anslutning till de tidigare pumpöarna. Saneringen avslutades då med utgrävning av restföroreningen. De uppgrävda massorna transporterades till anläggning i Hudiksvall för kompostering. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor i form av sand och bärlager. Det sanerade området återställdes sedan genom påförande av gruslager.
178	Bensinstation 42	Hofors								1	1									Saneringen genomfördes genom utgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggningar i Forsbacka (40 km) och Västerås (127 km). Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner. Under schaktningen uppumpades gv som renades med oljeavskiljare innan det släpptes ut. Restförorening lämnades kvar under en väg.
179	Bensinstation 43	Falun								1	1									Saneringen utfördes genom utgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Västerås. Vatten i schaktropor hanterades genom att absorberande material lades ut på schaktbotten. Innan återfyllning av schaktroparna omhändertogs det absorberande materialet och skickades till behandlingsanläggning. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner. Restförorening lämnades där svårigheter att schakta fanns. Återfyllning utfördes med externa massor.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m ³)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportätt
180	Bensinstation 44	Falun	W	Tjäntåkt 6:1	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM		0	1	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/40(e)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/13(e)/1000 Bensen (-)/0,2(e)/0,04 Σ TEX (-)/52(e)/30 Aromater $>C8-C10$ (-)/1285(e)/30 Aromater $>C10-C35$ (-)/19(e)/40 PAHc (-)/0,15(e)/40 PAHö (-)/10(e)/40 Bly (-)/12(e)/300	1			1230	0	141	Bil
181	Bensinstation 45	Ludvika	W	Landforsen 1:19, 1:36	SPIMFAB	Kn	2003	J	1										Kolväten	MKM		0	1	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/1800(i)/178(e)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)965(i)/120(e)/1000 Bensen (-)/0,005(i)/0,005(e)/3 Σ TEX (-)/1(i)/1(e)/60 Aromater $\Sigma >C8-C10$ (-)/164(i)/26(e)/200 Aromater $\Sigma >C10-C35$ (-)/160(i)/25(e)/40 PAHc (-)/0,15(i)/0,15(e)/40 PAHö (-)/7,4(i)/2(e)/40	1	1		1389	250	115	Bil
182	Bensinstation 46	Ludvika	W	Fredriksberg 11:1, 2	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	Park		1	1	i.u.	1		1213	0	10	Bil	
183	Bensinstation 47	Mora	W	Stranden 12:3	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	PSR	se övrig info	1	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/10/476 Alifater $>C16-C35$ (-)/52/1000 Bensen (-)/0,01/0,2 Σ TEX (-)/1/60 Aromater $\Sigma >C8-C10$ (-)/8/143 Aromater $\Sigma >C10-C35$ (-)/2/40 PAHc (-)/0,5/2,2 PAHö (-)/2/40 MTBE (-)/0,3/120 Bly (-)/14/300	1	1		147	i.u.	154	Bil
184	Bensinstation 48	Rättvik	W	Rättvik 1:3	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/10/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/10/1000 Bensen (-)/0,001/3 Σ TEX (-)/1/60 Aromater $\Sigma >C8-C10$ (-)/1/200 Aromater $\Sigma >C10-C35$ (-)/2/40 PAHc (-)/0,08/40 PAHö (-)/2/40	1			0	i u	0	0
185	Bensinstation 49	Bollnäs	W	Ohnbacken kv Frej Bro 5:10	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	Alifater $\Sigma >C5-C16$ (-)/19(i)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/10(i)/1000 Bensen (-)/0,2(i)/0,4 Σ TEX (-)/1(i)/40 Aromater $>C8-C10$ (-)/29(i)/200 Aromater $>C10-C35$ (-)/6(i)/40 PAHc (-)/0,1(i)/40 PAHö (-)/2(i)/40 Bly (-)/16(i)/300	1	1		140	i u	7	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark-ventilering	spargning-metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/	barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/ deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh. termisk	avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on sitemetod	Övrig information
180	Bensinstation 44	Falun									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Västerås. Under schaktningen pumpades gv till en mobil oljeavskiljare innan det släpptes till en dagvattenbrunn. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner. Återfyllning utfördes med externa massor. Restförorening lämnades i anslutning till väg.
181	Bensinstation 45	Ludvika	1		1						1	1								Saneringen utfördes dels genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Västerås, dels genom in situsanering. In situsanering utfördes genom att bakterier, näring och syre tillsattes jorden. Då saneringsmålen för in situsaneringen inte uppfylldes schaktades återstående jord ur och transporterades till anläggning.
182	Bensinstation 46	Ludvika									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Ludvika. Förorenat gv pumpades upp och renades via en koalescensavskiljare till dagvattennätet. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner. Restföroreningar lämnades i anslutning till ledningssystem.
183	Bensinstation 47	Mora	1	1	1						1	1		1						Fastigheten klassades som KM utan gv-uttag och utan odling. Generella riktvärden ersattes därför med platsspecifika riktvärden. Saneringen utfördes genom dels grävsanering och dels in situsanering. Under grävrensen urschaktades 147 ton förorenade massor och transporterades till anläggning i Ludvika för biologisk behandling genom kompostering. Efter avslutad schaktning lämnades en restförorening kvar i schaktkanten mot byggnaden. Schaktgropen återfylldes och det sanerade området återställdes genom asfaltering. Restföroreningen sanerades sedan med markventilation/air sparging efter ett in situtest. 2 st airspargingbrunnar och 4 st kombinationsbrunnar installerades till ett djup på 3-4 m under markytan. Anläggningen drevs under 16 månader och omfattade inblåsning av luft i gv och förorenad jord följt av vakuumenträkning av porgaser och rening av porgas i kolfilter. Efter avslutad ventilering var anläggningen avställd i 4 månader innan jordprover analyserades och saneringen avslutades.
184	Bensinstation 48	Rättvik	1	1	1															Saneringen utfördes in situ genom markventilering/air sparging. 4 st air spargingbrunnar installerades 2 m under gv-ytan och 1 st tvåfasbrunn installerades för extraktion förorenad porgas och gv. Anläggningen var i drift under 11 månader och omfattade inblåsning av varm luft under gv-ytan och rening av extraerad porgas och uppumpat gv med hjälp av aktivt kolfilter.
185	Bensinstation 49	Bollnäs	1	1							1	1		1						Saneringen utfördes in situ genom markventilering, men kompletterades med urgrävning av restförorening. Saneringen inleddes med att underjordiska cisterner grävdes upp och omhändertogs. I samband med schaktningen kontrollerades även föroreningens utbredning. Efter in situtest installerades 5 st vertikala brunnar på 4 m djup och 2 st horisontella brunnar på 2 m djup under markytan. Anläggningen var i drift under 12 månader med inblåsning av varmluft och extraktion av porgaser som renades med kolfilter. 150 m ³ förorenat gv pumpades upp och renades med kolfilter innan det släpptes ut. Vid slutkontroll var huvuddelen av föroreningen avlägsnad men då saneringsmålet inte var uppfyllt fortsatte saneringen i ytterligare 10 månader. Då restförorening fortfarande fanns grävdes ca 100 m ³ lätt förorenad jord ur och transporterades till Sävsåås för kompostering.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förorenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ/gärd markeras (l), halt efter schaktätgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transport sätt
186	Bensinstation 50	Rättvik	W	Lerdal 3:63	SPIMFAB	Kn	2000	J	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.		1		2002	0	119	Bil
187	Bensinstation 51	Mora	W	Öna 394:17	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.		1		1358	0	154	Bil
188	Bensinstation 52	Orsa	W	Kyrkbyn 1:7, 1:8	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	KM, MKM		1	0	i.u.		1		1400	0	10	Bil
189	Bensinstation 53	Bollnäs	W	Kamreraren 1	SPIMFAB	Kn	2003	J	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.		1		4760	0	115	Bil
190	Bensinstation 54	Ljusdal	W	Gruvbyn 7:4	SPIMFAB	Kn	2002	J	1							1			Kolväten	MKM		0	0	i.u.	1	1		224	i u	59	Bil
191	Bensinstation 55	Leksand	W	Älvik 107:1	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	KM		1	0	i.u.		1		4760	0	125	Bil
192	Bensinstation 56	Arboga	U	Hasta 12:1	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	KM		1	1	i.u.		1		1455	0	55	Bil
193	Bensinstation 57	Hällefors	T	Klockarbäcken 4:10	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM		0	0	Alifater $\sum >C5-C16 (-)/20(i)/500$ Alifater $>C16-C35 (-)/50(i)/1000$ Bensen $(-)/0,01(i)/0,04$ $\sum TEX (-)/0,08(i)/30$ Aromater $\sum >C8-C10 (-)/1(i)/30$ Aromater $\sum C10-C35 (-)/2,3(i)/40$	1			0	924	0	0
194	Bensinstation 58	Örebro	T	Lokföraren 10	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	i.u.		1		1572	0	104	Bil
195	Bensinstation 59	Lekeberg	T	Gropen 1:2	SPIMFAB	Kn	2000	J	1									MTBE	Kolväten	MKM Gv		0	0	i.u.		1		952	0	i u	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	Årtal för rapport	Förenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m ³)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportätt	
196	Bensinstation 60	Uppsala	S	Svartbäcken 53:1, 53:4	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	KM				i.u.	1			2543	0	74	Bil	
197	Bensinstation 61	Uppsala	S	Fälhagen 10:5	SPIMFAB	Kn	2003	J, Gv	1									1	MTBE	Kolväten	MKM					1	1		1300	i.u.	74	Bil
198	Bensinstation 62	Uppsala	S	Rickebasta 7:4	SPIMFAB	Kn	2001	J, Gv	1										Kolväten	KM					1			2954	0	74	Bil	
199	Bensinstation 63	Kristinehamn	S	Vall 1:26	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM					1			2500	0	i u	Bil	
200	Bensinstation 64	Tyresö	AB	Bollmora 2:589	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	PSR	arom. Σ>C16-C35 80 mg/kg TS					1	1		673	2500	i u	Bil
201	Bensinstation 65	Haninge	AB	Söderbymalm 3:489	SPIMFAB	Kn	2001- 2005	J, Gv	1										Kolväten	PSR	se övrig info					1	1		5313	4500	66	Bil

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	Årtal för rapport	Förenat medium	Oljekolväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förening	Styrande förening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m ³)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportätt
202	Bensinstation 66	Enköping	D	Sjutolfts- Holm 5:2	SPIMFAB	Kn	1999	J	1							1			Kolväten	PSR	i.u.	0	1	i.u.	1		4164	0	391	Båt, Bil	
203	Bensinstation 67	Enköping	D	Höja 4:1	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	KM		1	1	Alifater $\sum >C5-C16$ 410/22(e)/100 Alifater $\sum >C16-C35$ 230/13(e)/100 Bensen 0,005/0,005(e)/0,08 \sum TEX 1/1/10 Aromater C8-C10 160/7(e)/40 Aromater C10-C35 94/3(e)/20 PAHc 0,03/0,15(e)/0,3 PAHö 2,4/2(e)20	1		599	0	39	Bil	
204	Bensinstation 68	Enköping	D	Romberga 22:3	SPIMFAB	Kn	2005	J	1										Kolväten	PSR	se övrig info	i.u.	0	se örig info	1		1450	0	33	Bil	
205	Bensinstation 69	Linköping	E	Ryckelösa 6:1	SPIMFAB	Kn	2000	J	1										Kolväten	MKM Gv		1	1	i.u.	1		3504	0	10	Bil	
206	Bensinstation 70	Motala	E	Ångdalen 12	SPIMFAB	Kn	2001	J	1										Kolväten	MKM Gv		1	1	i.u.	1		1140	0	57	Bil	
207	Bensinstation 71	Göteborg	O	Vallgraven 701:30	SPIMFAB	Kn	2003	J	1							1			Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		1150	0	63	Bil	
208	Bensinstation 72	Uddevalla	O	Aröd 7:6	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	Alifater $\sum >C5-C16$ (-)/37(e)/500 Alifater $>C16-C35$ (-)/36(e)/1000 Bensen (-)/0,01(e)/0,4 \sum TEX (-)/0,1(e)/40	1		2520	0	125	Bil	
209	Bensinstation 73	Trollhättan	O	Göta 6	SPIMFAB	Kn	2002	J, Gv	1										Kolväten	PSR	i.u.	0		i.u.	1	1	196	i.u.	77	Bil	
210	Bensinstation 74	Göteborg	O	Tingstads- vassen 19:3	SPIMFAB	Kn	2004	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	1	i.u.	1		1300	0	63	Bil	
211	Bensinstation 75	Töreboda	O	Ekagården 4:16	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	KM		1	1	i.u.	1		225	0	39	Bil	
212	Bensinstation 76	Grästorps	O	Bleckslagaren 8	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	PSR		1	0	i.u.	1	1	276	i.u.	52	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighetsbeteckning	Problemägare	Tillsynsmyndighet	År för rapport	Företrat medium	Objektväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situ åtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt-beh.anl.	Transportsätt
213	Bensinstation 77	Dals-Ed	O	Kärslätt 1:29	SPIMFAB	Kn	2002	J	1										Kolväten	se övrig info		1	0	Alifater $\sum >C5-C16$ (-)/30(i)20(e)/ 100(500) Alifater $>C16-C35$ (-)/19(i)10(e)/ 100(1000) Bensen (-)/0,03(i)0,01(e)/ 0,08(0,4)(3 (>2 m)) \sum TEX (-)/18(i)16(e)/ 10(60) Aromater $\sum >C8-C10$ (-)/14(i)60(e)/ 40(200) Aromater $\sum >C10-C35$ (-)/10(i)30(e)/ 20(40)	1	1		42	i u	i.u.	Bil
214	Bensinstation 78	Vara	O	Jung 3:30	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	MKM Gv		0	0	i.u.		1	2394	0	i.u.	Bil	
215	Bensinstation 79	Falköping	O	Narven 1:11	SPIMFAB	Kn	1999	J	1										Kolväten	KM		1	0	i.u.		1	1610	0	66	Bil	
216	Bensinstation 80	Lilla Edet	O	Lilla Edet Tingberg 4:88	SPIMFAB	Kn	1998	J	1										Kolväten	KM		1	0	i.u.		1	2256	0	i.u.	Bil	
217	Bensinstation 81	Västervik	E	Odensvi Prästgård 1:20	SPIMFAB	Kn	2002	J	1							1			Kolväten	80 % av KM		1	0	Alifater $\sum >C5-C16$ 835/120(i)/ 100(KM) Alifater $>C16-C35$ <10/35(i)/ 100(KM) BTEX 184/4,9(i)/ 10,1(KM) Aromater $>C8-C10$ 595/6,7(i)/ 59(KM) Aromater $>C10-C35$ 6,15/1,3(i)/ 20(KM) PAHc <0,35(-)/0,3(KM) PAHö 0,58(-)/20(KM)	1			0	150	0	0
218	Bensinstation 82	Sävsjö	F	Sävsjö Lundby 1:49	SPIMFAB	Kn	2000	J	1										Kolväten	i u		0	0	i.u.		1	1300	0	30	Bil	
219	Bensinstation 83	Ljungby	G	Nöttja 7:17, 7:4	SPIMFAB	Kn	2004	J	1										Kolväten	KM		1	1	i.u.		1	1550	0	11	Bil	
220	Bensinstation 84	Vaxjö	G	Väpnaren 10	SPIMFAB	Kn	2000	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.		1	55	0	13	Bil	
221	Bensinstation 85	Älmhult	G	Göteryd 1:44	SPIMFAB	Kn	2000	J	1										Kolväten	MKM		0	1	i.u.		1	1450	0	65	Bil	
222	Bensinstation 86	Vaxjö	G	Lågan 18	SPIMFAB	Kn	2003	J, Gv	1										Kolväten	MKM		0	0	i.u.		1	745	0	50	Bil	
223	Bensinstation 87	Skurup	M	V. Vemmenhög 15:29	SPIMFAB	Kn	2003	J, Gv	1							1		MTBE	Kolväten	KM		1	1	i.u.		1	1220	0	24	Bil	

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	In situ: mark- ventilering	spargning- metoder	biologisk nedbrytning	naturlig självrening	filter/ barriär	stabilisering	Annan in situ metod	Gv-behandling	Ex situ/On site: behandling/ deponering på plats	deponering på plats	ventilering	jordtvätt	kompostering/ biologisk beh.	biologisk beh. termisk avdrivning	förbränning	stabilisering	Annan ex situ/ on site metod	Övrig information
213	Bensinstation 77	Dals-Ed	1	1							1	1								Saneringen utfördes in situ genom markventilation. Saneringsmål var riktvärde för KM för djup 0-1 m och MKM för djup 1-4 m under markytan. Markventilationen pågick under 6 månader. Då saneringsmålen inte var uppfyllda i en provpunkt grävdes en mindre mängd jord upp och transporterades till behandlingsanläggning.
214	Bensinstation 78	Vara								Gv-rening	1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning. Det förorenade gv sanerades genom uppumpning och rening innan det släpptes ut. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner.
215	Bensinstation 79	Falköping									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggningar i Vårgårda (53 km) och Borås (80 km).
216	Bensinstation 80	Lilla Edet									1	1		1						Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning för kompostering. Under schaktningen länsumpades schaktgroparna varefter vattnet renades i oljeavskiljare. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner.
217	Bensinstation 81	Västervik	1		1															Saneringen utfördes in situ genom injicering av först näringsämnen kväve och fosfor och sedan två typer av bakteriekulturer. Injiceringen utfördes i januari och i februari året därefter utfördes en kompletterande injicering i den del av området där föroreningen var störst. I juni samma år kontrollerades saneringsresultatet. Då halten lätta alifater fortfarande var för hög utfördes en kompletterande injicering. Efter kontroll i september avslutades saneringen.
218	Bensinstation 82	Sävsjö									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggningar i Flisult (20 km) och Eksjö (40 km). Förorenat gv omhändertogs även och transporterades till anläggning.
219	Bensinstation 83	Ljungby									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Hylte. Under schaktningen pumpades en mindre volym gv upp som renades genom oljeavskiljare och sedan släpptes till dagvattennätet. Restförorening lämnades i vissa schaktgropar.
220	Bensinstation 84	Växjö									1	1					1			Markundersökningarna hade påvisat behov av gv-sanering. Vid installation av pumpbrunn urgrävdes även en mindre mängd förorenad jord som transporterades till anläggning i Växjö för destruktion. Gv renades sedan genom uppumpning och rening i oljeavskiljare innan det släpptes ut. Saneringsmålet för gv var 0,1 mg/l vilket uppfylldes.
221	Bensinstation 85	Älmhult									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Älmhult (10 km) och Helsingborg (121 km). Restförorening lämnades under ledningssystem. Gv-pumpning skulle påbörjas i ett senare skede, då återstående förorening i gv-zonen skulle pumpas upp. Saneringen skulle fortgå tills riktvärdena underskreds. Återfyllning utfördes med friklassade massor och externa massor.
222	Bensinstation 86	Växjö									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till anläggning i Uppvidinge kommun. Gv uppumpades och renades med en oljeavskiljare, därefter till en container som innehöll ett skikt av det adsorberande materialet "Float absorb" och därefter via ett kofilter innan det släpptes ut. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner.
223	Bensinstation 87	Skurup									1	1								Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av de förorenade massorna till anläggning i Ystad. Saneringen omfattade även omhändertagande av underjordiska cisterner. Gv uppumpades och renades genom barkfilter innan det släpptes ut. Återfyllning utfördes med rena jordmassor.

HÅLLBAR SANERING Rapport 5637 - bilaga 1

Nr	Objektnamn	Kommun	Län	Fastighets- beteckning	Problem- ägare	Tillsyns- myndighet	År för rapport	Förorenat medium	Objektväten	As	Cu	Cr	Zn	Pb	Hg	PAH	PCB	Övrig förorening	Styrande förorening	Åtgärds- mål	Platsspecifikt riktvärde	Ny markanvändning	Restförorening	Halter (mg/kg TS): medelhalt före/medelhalt efter åtgärd/saneringens riktvärde (halt efter in situåtgärd markeras (i), halt efter schaktåtgärd markeras (e))	In situ	Ex situ	On site	Sanerad mängd ex situ (ton till beh.)	Sanerad mängd in situ (m3)	Avstånd (km) objekt- beh.anl.	Transportsätt
224	Bensinstation 88	Malmö	M	Kv. Concordia 25	SPIMFAB	Kn	2004	J, Gv	1										Kolväten	PSR	se övrig info	0	0		i.u.	1		3189	0	10	Bil
225	Bensinstation 89	Malmö	M	Lärkträdet 14	SPIMFAB	Kn	2000	J	1										Kolväten	MKM		0	1		i.u.	1		2100	0	10	Bil
226	Bensinstation 90	Malmö	M	Förrådet 4	SPIMFAB	Kn	1998	J	1										Kolväten	MKM		0	0		i.u.	1		1470	0	10	Bil

Bilaga 2.

Fallstudier in situ, on site och ex situ

Innehåll			sidnr
Översiktsnr (Bilaga 1)	Strategi	Åtgärdsteknik och föroreningsituation	
	<i>In situ</i>		
217		Bakterietillsats till oljeförorenad jord	3
79		Vakuumextraktion/bioventilering i oljeförorenad jord	5
111		Kemisk oxidation i oljeförorenad jord	7
201		Air sparging/bakterietillsats/gv-sanering med biologisk nedbrytning i oljeförorenad jord	9
115		Immobilisering genom stabilisering av nickelförorenad jord	12
	<i>On site</i>		
96		Sugmuddring av kvicksilver- och PCB-förorenade sediment och deponi på plats	14
Pilot		Frysmuddring av oljeförorenade sediment	17
20		Öppen kompostering av oljeförorenade massor	19
86		Gv-pumpning/luftning av gv, xylenförorening	21
33		Filter/barriär av järnfiltersand, arsenikförorening	23
70		Filter/barriär av mulljord, PCB-förorening	25
72		Filter/barriär av torv, oljeförorening	27
122		Jordtvätt av kopparförorenade massor, förbränning och deponi på plats	29
64		Jordtvätt av blyförorenad kulfångssand	31
106		Deponi på plats/övertäckning	32
	<i>Ex situ</i>		
195/205		Grävsanering av nedlagda bensinstationer	34
136		Grävsanering av "exploateringsområde"	36

Använd teknik i fallstudier och respektive förorening samt översiktnr (Bilaga 1).

Teknik och kapitelnr i rapport	Flyg- drivmedel	Spillolja	Bensin/Diesel	Nickel	Kvick- silver	PCB	PAH	Arsenik	Koppar	Bly
Schakt och Sortering 2.1			136,195, 201, 205				136			
Muddring 2.2			201, pilot		96	96				
Spridningsbegränsande åtgärder 2.3										
Transport av förorenade massor 2.4			136,195, 201, 205				136			
Vakuumextraktion/markventilation 3.2.1			79, 201							
Air sparging 3.2.2			201							
Jordtvättning 3.2.3			86						122	
Filterteknik och reaktiv barriär 3.2.5			72			70		33		
Pumpning och behandling 3.2.6			72, 86, 201							
Förbränning 3.3.1									122	
Biologiska nedbrytningsmetoder 3.3.2	20		201, 217							
Stabilisering och solidifiering 3.4.1				115					122	64
Inneslutning och barriärteknik 3.4.2		106			96				122	
Övriga destruktionsmetoder/Kemisk oxidation 3.3.3			111							

Bilagan ingår som en del i rapporten Åtgärdsteknik – erfarenheter och tillgängliga metoder. Urval av objekt till fallstudier har i första hand skett ur den i projektet ingående *Översiktlig sammanställning av genomförda saneringar 1994-2005*. Författare är Berith Juvonen/Tyréns med hjälp av projektets övriga deltagare Thomas Liljedahl/Umeå Universitet, Johan Helldén/Johan Helldén AB, Sandra Broms/SPIMFAB och Ulf Wiklund/Tyréns.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Biologiska nedbrytningsmetoder (Bakterietillsats)	In situ	Västervik	Bensinstation 81 (2002)	217



Figur 1-2. Bilderna visar från vänster till höger: Förberedelser för injicering och det förorenade området med nedsatta kontrollrör (ur: *Saneringsrapport Odensvi Prästgård, Västervik, se referenser*).

Sammanfattning:

På fastigheten hade det tidigare funnits en bensinstation och saneringen utfördes genom SPIMFAB:s arbete med sanering av nedlagda bensinstationer. Bensinstationen var i drift mellan åren 1948-1985. Alla installationer ovan mark och den enda underjordiska cisternen hade grävts upp och bortforslats. En föroreningskälla bedömdes finnas i anslutning till cisternläget. Alifater i fraktionen $>C_5-C_{16}$, BTEX, samt aromater i fraktionen $>C_8-C_{10}$ fanns i högst halter. Gv var framförallt påverkat av BTEX. Föroreningen hade spridits i västlig riktning från det tidigare cistern- och pumpläget och fanns på 1-5 m djup. Volymen förorenad jord bedömdes uppgå till 100-150 m³. Saneringen skulle genomföras in situ och markförhållandena bedömdes vara goda för behandling med specialodlade nedbrytningsbakterier. Injicering utfördes i januari månad. Ett år efter kontrollerades resultatet med följden att en ny injicering utfördes. I juni månad kontrollerades resultaten. Då halten lätta alifater fortfarande var för hög utfördes ytterligare en kompletterande injicering. I september samma år hade saneringen uppfyllt målen.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Saneringsmålet var att uppnå minst 80 % reningseffekt relativt de riktvärden som gäller för KM. Det motsvarade en högsta tillåtna resthalt efter sanering för de dominerande fraktionerna alifater $>C_5-C_{16}$ på 150 mg/kg, BTEX 45 mg/kg och aromater $>C_8-C_{10}$ 150 mg/kg. Medelutgångshalterna var för dessa fraktioner 835 mg/kg, 184 mg/kg, respektive 595 mg/kg.

Strategi:

Saneringen skulle ske in situ genom biologisk nedbrytning. Detta utfördes med hjälp av tillsatser av specialodlade bakteriekulturer och näringsämnen till marken.

Val av åtgärdsalternativ:

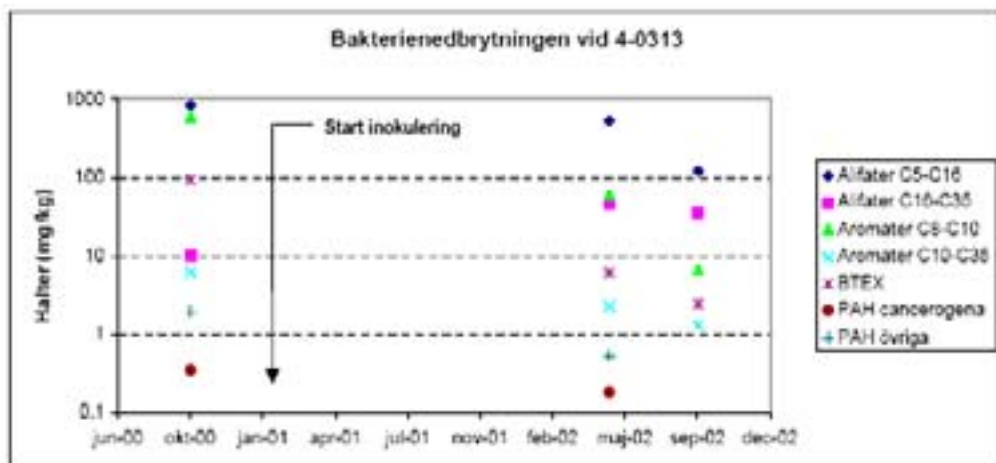
Saneringen skulle ske genom in situ sanering och den specifika tekniken ansågs lämplig med de lokala förutsättningar som förelåg. Det fanns fysiska hinder för ex situ sanering. Föroreningen låg på ca 5 m djup och i anslutning till en byggnad med källare. En urgrävning skulle därför kunna orsaka instabilitet. Det var också dåligt utrymme mellan byggnaden och byvägen. En urgrävning på så stort djup skulle innebära att vägen skulle behöva stängas av och trafik ledas förbi under entreprenaden. In situ strategi var därför ett naturligt val. Det fanns en vilja till utveckling av ny saneringsteknik i projektorganisationen och injicering av bakteriekulturer ansågs vara ett steg i den riktningen. Markförutsättningarna ansågs också goda med en finkornig sand.

Behandling:

Saneringen utfördes genom injicering av först näringsämnena kväve och fosfor och sedan två typer av bakteriekulturer uppslammat i vatten i ett tätt rutnätsmönster. Det var viktigt att näringsmedlet homogeniserades i jorden innan injicering av bakterier. Den bakteriekultur som först tillsattes skulle bryta ned tyngre eller mer komplicerade kolväten till lättare fraktioner. Den bakteriekultur som tillsattes i ett andra steg skulle bryta ned de lätta fraktionerna. Den inledande injiceringen utfördes i januari 2001. Efter en kontroll i februari 2002 genomfördes en kompletterande injicering i den del av området där föroreningen var störst. I juni samma år kontrollerades saneringsresultatet. Då halten lätta alifater fortfarande var för hög utfördes ytterligare en kompletterande injicering. Under september månad kontrollerades saneringen och då målen var uppfyllda avslutades saneringen. Injiceringen hade utförts direkt med skruvborring. Vid kompletterande injicering skruvborrades det på nytt. Den enda installation som fanns på platsen var rör för att utföra mjölk kontroll.

Åtgärdsresultat:

Av de föroreningar som översteg riktvärdet KM visade kontrollprovtagning i maj 2002 att medelhalten alifater >C₅-C₁₆ hade minskat till 534 mg/kg, medelhalten BTEX till 5,5 mg/kg och medelhalten aromater >C₈-C₁₀ till 59,5 mg/kg TS. Det var endast alifater >C₅-C₁₆ som inte reducerats tillräckligt. Efter ny injicering maj/juni visade kontrollprovtagning i september 2002 att alifater >C₅-C₁₆ hade minskat till 117 mg/kg TS vilket understeg de uppsatta åtgärdsmålen. Jämfört med riktvärden för KM understegs även dessa utom för alifater >C₅-C₁₆. Uttryckt i procent hade föroreningshalterna minskat med 86-99 %.



Figur 3. Haltminskning av föroreningar uttryckta som medelvärden vid respektive provtillfälle (Ur: *Saneringsrapport Odensvi Prästgård, Västervik*, se referenser, med tillstånd av SPIMFAB och Envipro).

Erfarenheter från projektet:

Konsult: Nedbrytningsförloppet tog längre tid än vad som lovats, något som bör tas med i beräkningen när det gäller biologisk nedbrytning. Tekniken används ofta i Danmark och vid överföring till ett svenskt kallare klimat är det framförallt temperaturskillnaden som bör räknas in. Bakterierna som tillsätts förökar sig inte av sig själv utan istället tillsätts ett ganska stort överskott av bakterier. Det är viktigt att markens näringshalt inte begränsar bakterierna. Kväve/kolkvoten och fosfor/kolkvoten analyseras därför noggrant för att rätt näringstillsetser ska kunna göras. Lämpligt pH-värde är också en viktig faktor och tillsatsen av näringslösning förbättrar även dessa förhållanden. Tekniken användes även i saneringen av Centrala industriområdet i Åtvädaberg med mycket gott resultat. Då användes den inte in situ utan i en komposteringsprocess.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och förhållanden på objektet:

Biologisk nedbrytning är beroende av god tillgång av näring, samt lämplig fuktighet, lufthalt, temperatur och pH-värde. På det aktuella objektet förbättrades bakterieantalet i marken och lämplig näring tillsattes varmed även pH-värdet justerades. Det jordlager som behandlades bestod av finkornig sand vilket medgav en god genomströmning av tillsatserna. Behandlingen utfördes i omättad zon.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	- Behandlingen överskred tidsplanen

Slutsatser att ta med:

- Betydelsen av temperatur borde inte spela någon större roll för att tidsplanen överskreds eftersom behandlingen utfördes på 1,5-5 m djup.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Biologiska nedbrytningsmetoder 3.3.2

Referenser:

Tom Lundgren, Envipro Miljöteknik AB

Elin Ek, Miljö- och byggnadskontoret, Västerviks kommun.

Saneringsrapport Odensvi Prästgård, Västervik. Envipro Miljöteknik AB. 2002-10-18.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Vakuumextraktion/bioventilering	In situ	Götene	F d Shellstation (2003)	79

Sammanfattning:

Den tidigare bensinstationsverksamheten hade förorenat marken med petroleumkolväten. Försäljning av drivmedel var också den nuvarande verksamheten och sanering utfördes när fastigheten skulle byta verksamhetsutövare. Inom området varierade jordlagerföljden med från markytan stenig grusig sand/lerlager/mer genomsläppligt material med bl a grus, sand och silt. Lerlagret var mellan 0,5-1 m mäktigt och fanns på djupet 2-3 m. Gv-ytan låg på ca 3,5 m djup och gv-strömningen var svårbedömd. Föroreningen började på ca 3 m djup och hade spridit sig med gv i det genomsläppliga materialet som fanns under lerlagret. På fastigheten fanns flera installationer/anläggningar bestående av dels stationsbyggnaden, pumpstationer och underjordiska bränslecisterner då drivmedelsförsäljning fortfarande pågick. Saneringen genomfördes med vakuumextraktion/bioventilering där den biologiska nedbrytningen dels stimulerades med hjälp av syretillförsel och dels genom att kvävehalten i marken ökades. Saneringen uppnådde önskade mål efter fem månaders behandling.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Saneringen skulle utföras ned till riktvärdet MKM GV, mindre känslig markanvändning med gv-skydd, enligt normaltäta jordar. De högsta utgångshalterna för föroreningar med förhöjda halter var för ΣTEX 654 mg/kg, aromater >C8-C10 4 300 mg/kg och aromater >C10-C35 74 mg/kg TS.

Strategi:

In situsaneringen skulle ske genom vakuumextraktion i kombination med bioventilering. Marken ventilerades och porgas extraherades samt uppumpat vatten renades med kolfilter. Till det renade vattnet som återinjicerades i marken var kväverik näringslösning tillsatt vilket stimulerade den biologiska nedbrytning ytterligare förutom att syreförhållandena förbättrades genom bioventileringen.

Val av åtgärdsalternativ:

Pilotförsök som upptar ett par dagar/upptill en vecka utförs på de objekt som ska saneras genom ventilation. I försöket mäts och bestäms vilket luftflöde och vakuumtryck som är lämpligt, hur stor radie runt ventilationsbrunnarna som påverkas av ventileringen (ventilationsradie) och föroreningshalterna i extraherad porgas. På aktuellt objekt utfördes även en kontroll av förutsättningarna för biologisk nedbrytning. De grundläggande faktorerna för biologisk nedbrytning ansågs vara uppfyllda förutom för jordprovets kvävehalt. Till det vatten som återinjicerades i marken tillsattes därför en kväverik lösning. Entreprenörens tumregel var att pH-värdet skulle ligga mellan 6-9, att antalet heterotrofa bakterier, cfu/g (colony forming units/gram jord) $>10^5$ ($>100\ 000$ st.), att kol-kväveknot N/C $>0,10$ och att kol-fosforknot P/C $>0,01$. Värdet för totalkväve, samt totalt organiskt kol (TOC) används i de båda kvoterna.

Behandling:

9 st ventilationsbrunnar installerades och användes till injektion av luft till marken och extraktion av förorenad porgas från marken, uppumpning, rening och återinjicering av renat vatten till marken. I reningsprocessens slutfas tillsattes näringslösning i det cirkulerande vattnet för att förbättra biologisk nedbrytning. Den extraherade porgasen renades med filter av aktivt kol. Behandlingen påbörjades i mars och i juli bedömdes nedbrytningen ha gett önskat resultat. Under augusti togs prover som verifierade att saneringsmålen uppfyllts.

Åtgärdsresultat:

Under saneringsperioden hade ca 300 kg föroreningar extraherats/destuerats. Målen för saneringen uppfylldes vilket verifierades genom kontroll av oberoende konsult.

Erfarenheter från projektet:

Kommunens handläggare: Saneringen var smidig och gick planenligt. Åtgärden var diskret då endast några rör stack upp ur marken och en mindre anläggning fanns på platsen. Även om drivmedelsförsäljning pågick på området så var det förmodligen inte många utomstående personer som uppmärksammade att sanering pågick vilket kan vara positivt då inte onödig oro skapas. Entreprenör: Saneringstiden på varje objekt när det gäller biologisk nedbrytning uppskattas m h a föroreningsens uppskattade mängd, dess halter och de olika föroreningsfraktionernas kända halveringstid. Jordlagerföljden på det specifika objektet innefattade även tätare jordarter. Ventilation fungerar bra även under sådana förutsättningar, men lera är svårare att syresätta. Antalet ventilationsbrunnar som används beror på markens genomsläpplighet och fler brunnar behövs vid mindre genomsläppliga markförhållanden. Den primära saneringen är i regel extraktion av flyktiga föroreningar under behandlingens första månader. Därefter blir den ökade biologiska nedbrytningen den dominerande reningsprocessen. Konsult: När det gäller miljökontroll av ventileringssaneringar så utgår kontrollen ofta från där hot spots funnits. Borrningar utförs i närområdet av ventileringsbrunnar då det ger bättre genomsnittsvärden än i direkt anslutning till brunnarna. Kontrollen bör dock ha koll på oväntade förhållanden då ventilering ibland kan blåsa på för starkt och därigenom förflytta föroreningar i marken.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

För vakuumenträktion krävs en genomsläpplig och gärna homogen mark. Bioventilering är i sin tur beroende av markens temperatur, pH-värde, fuktighetsförhållanden/syretiligänglighet och förekomst av toxiska ämnen. På objektet fanns ett tätare jordlager som skulle ha kunnat försämra resultatet för vakuumenträktion. Föroreningen låg i ett halvmetertäktigt jordlager mellan gvy och tätare jordlager. I lager nära gvy är syretiligången sämre än i yttigare lager något som förbättrades genom ventilationen. Förutsättningen för biologisk nedbrytning kontrollerades innan åtgärd med ett jordprov från 3-3,5 m djup. Jordprovet analyserades med pH-värde, antal bakterier, kväve/kolkvot och fosfor/kolkvot och föroreningar. Utifrån den analysen tillsattes kvävelösning till marken. Den biologiska nedbrytningen stimulerades därav både av inblåsningen av luft och av kvävetillförseln.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	- Föranalys gjorde att den låga kvävehalten kunde justeras

Slutsatser att ta med:

- Kontroll av förutsättningarna för saneringstekniken var viktig.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Vakuumenträktion och markventilering 3.2.1, biologiska nedbrytningsmetoder 3.3.2

Referenser:

Ann-Charlotte Williamson, Götene kommun,

Klas Arnerdal och Jonny Bergman, MB Envirotech.

Christian Lindmark och Markus Nilsson, Sandström Miljö & Säkerhetskonsult.

Lars-Ove Andersson, Svenska Shell.

Efterkontroll av In-situsanering av en fd Shell bensinstation 0011 Götene, Sandström Miljö & Säkerhetskonsult, 2003-10-01.

Bilaga 1 *Situationsplan*.

Bilaga 6 *Marksanering med Busermetoden Slutrapport 2003-04-29*.

Bilaga 7 *Marksanering med Busermetoden Slutrapport 2003-09-25*.

Godkännande av efterbehandling av förorenad mark, Götene kommun, 2003-11-13.

Miljöteknisk markundersökning, F d Shells bensinstation Götene, Sandström Miljö & Säkerhetskonsult AB 2002-11-07.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (årtal för rapp.)	Översiktnr
Kemisk oxidation	In situ	Jönköping	Statoil Bottnaryd (2005)	111

Sammanfattning:

Pågående verksamhet på området var bensinstation och restaurang. Föroreningarna fanns på 2-3 m djup under asfaltytan och läckage från påfyllningsledningar var den troliga orsaken till föroreningsspridningen. Föroreningen bestod främst av bensin, men även tyngre petroleumkolväten som gasolja och diesel. Saneringsområdets yta var ca 650 m² med en förorenad mängd jord av ca 960 ton. Totalhalterna för alifater, aromater och Σ TEX varierade mellan 231 och 1561 mg/kg TS och fri fas petroleum förekom även. En tidigare sanering hade skett på området och därför bestod de övre 2 m av fyllnadsmassor av sand med underliggande makadamlager på 2 dm. Även gv var förorenat med både alifatiska och aromatiska kolväten.

Entreprenören utförde både ett bänkskaleförsök och en pilotstudie inom en del av saneringsområdet med det aktuella oxidationsmedlet. Metoden innebar att ett granulat av natriumperkarbonat och väteperoxid tillsätts jorden och löses med vatten. Oxidationsmedlet frigörs under kontrollerade former och oxiderar (bryter ned) föroreningen till koldioxid och vatten. Vid nedbrytningen frigörs också syre vilket bidrar till en ökad aerob (syrekrävande) biologisk nedbrytning. Den kemiska processen pågår i huvudsak under 1-2 veckor beroende på gv-tillgång och jordens genomsläpplighet. Pilotstudiens syfte var att optimera doseringsmängden med hänsyn till gv, jordart och föroreningstyp och att ge en uppfattning om behandlingstid och nedbrytningsförlopp. Saneringen utfördes under sammanlagt 5 veckor och omfattade gv-sänkning, friläggande av förorenade massor och inblandning av oxidationsmedlet. Efter de första processkontrollproverna tagits fylldes schakten igen varefter nästa schakt påbörjades. Åtgärdsmålen uppfylldes för alla kolvätefraktioner utom för aromater C8-C10.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Totalhalterna för summa alifater, aromater och Σ TEX varierade mellan 231-1561 mg/kg och fri fas av petroleum förekom även. Gv var kraftigt förorenat av alifatiska och aromatiska kolväten. Saneringsmålet var att minska risken för föroreningsspridning med gv och att förbättra situationen på området. Riktvärdet för MKM genomsläppliga jordarter användes som åtgärds mål.

Strategi:

In situsanering genom kemisk oxidation. Omgrävning av massor och behandling av dessa i schaktgropen.

Val av åtgärdsalternativ:

Förhållandena var goda för in situsanering med en god genomströmning i marken och en lätt jordart med inte så mycket humus (organiskt material). Jämfört med urgrävning och efterföljande deponering var det en billigare strategi och jämfört med andra in situmetoder var det en snabbare metod. Tekniken hade noggrant utprovats i både bänk- och piloskaleförsök innan åtgärden.

Behandling:

Bensinstationen och restaurangen var i full drift under projektet och saneringen utfördes därför stegvis. Sänkning av gv-nivån utfördes genom att vattnet pumpades upp till ett mobilt reningsverk. Reningsverket bestod av två utjämningsbassänger följda av tre oljeavskiljare baserade på filterteknik och till sist ett steg med ett adsorptionsmaterial. Efter reningen leddes vattnet ut i en tillfällig infiltrationsgrop. Med hjälp av gv-sänkning kunde grävning ned till föroreningen ske. De rena jordmassorna schaktades bort för att senare användas som återfyllnad. När föroreningen hade grävts fram på 2-3 m djup blandades jordmassorna om för att en homogenitet i föroreningsnivå skulle erhållas. Doserat granulat av det aktuella oxidationsmedlet fördelades i schakten och blandades med jordmassorna. Efter omblandningen startade den kemiska reaktionen i jordmassorna och efter ca 1,5 dygn togs de första jordproverna för att kontrollera nedbrytningsförloppet. I två av fyra schakt förekom mycket gv och även några hot spots med petroleum i fri fas. I dessa schakt utfördes en mer långvarig sanering med dosering av oxidationsgranulat i kombination med uppumpning och rening av gv. Jord och gv sanerades i dessa schakt genom pumpning och behandling under ett till fem dygn.

Åtgärdsresultat:

Saneringsentreprenaden omfattade 5 veckor istället för beräknade 3 veckor. Detta p g a arbetet med gv-sänkningen. Resultatet visade att 97-99 % av Σ TEX och 71-88 % av aromater >C8-C10 hade oxiderats inom ca 4 dygn. TEX hade reducerats till 16 mg/kg TS och aromater C8-C10 hade reducerats till 144 mg/kg TS. Jämfört med åtgärds målen med riktvärde MKM så hade målen uppnåtts för alla fraktioner utom för aromater C8-C10. Totalt bedöms hela entreprenaden att ha brutit ned >70 % av föroreningarna eller mer än 700 kg petroleumkolväten. Gv-prover togs före, under och efter saneringen och studerades med avseende på ekotoxicitet. Studierna visade en detekterbar men inte

signifikant toxicitet och vattenproverna bedömdes vara icke-toxiska. I gv-proverna före, under och efter saneringen detekterades inte någon förorening. Den kemiska oxidationsprocessen bedömdes ha varit snabb och kraftfull med de förutsättningar som förelåg med sandig jordart, rikligt med gv, den gällande föroreningstypen och dess utbredning.

Erfarenheter från projektet:

Entreprenör: Förhållandena på objektet var goda för in situ sanering, då marken hade bra genomströmning och låg halt organiskt material. Det gjordes en jämförelse mellan metoden och urgrävning i kombination med deponering av massorna och då var denna metod mer fördelaktig. Den använda metoden var också snabbare än andra in situ metoder. Det kemiska oxidationsmedlet är en betydande kostnad, men jämfört med andra in situ metoder undviks kostnaden för etablering av anläggningar.

När oxidationsmedel tillsätts marken så innebär det att en mängd kemiska reaktioner sker som under en tid bildar en topp av nedbrytningsprodukter, både av oxidationsmedlet och av aktuella föroreningar. För att studera nedbrytningsprodukternas påverkan analyserades gv-prover både m a p ekotoxicitet och spridning av föroreningar. Ingen momentan spridning påvisades och vattnet ansågs vara icke-toxiskt. För det aktuella objektet var omgivningen passande då ingen recipient fanns i närheten och ev ökad spridningsrisk av förorening i samband med åtgärd var därför låg. För kemisk oxidering som saneringsmetod i allmänhet konstateras att med starka oxidationsmedel går nedbrytningen av petroleumkolväten väldigt fort. Lösningar med höga koncentrationer av väteperoxid är riskfyllda att arbeta med då reaktionerna blir väldigt kraftiga och hög värme utvecklas.

Kemisk oxidering kan också använda långsammare reaktioner med s k *slow release compounds* där behandlingstiden är mellan 3-6 månader. I det fallet syresätts den biologiska nedbrytningen av petroleumprodukterna av syret som frigörs från oxidationsmedlet. En ny utveckling av kemisk oxidation är när väteperoxid används i kombination med tensider eller katalysatorer. Detta för att öka tillgängligheten av petroleumkolväten i jorden. Används ett aggressivt oxidationsmedel renas markvattnet mycket effektivt, men föroreningar kan kvarstå inne i jordklumpar. Genom tensider kan kontakt- och reaktionsytorna mellan jordpartiklar och oxidationsmedel öka. Tensider bryts ned efter en tid i marken, medan katalysatorer finns kvar men är ofarliga. Entreprenören menar att kemiska oxidationsmetoder är vanliga i USA, medan det i Skandinavien hittills använts i få (5-10 st) projekt.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Markförhållanden med god genomströmning är betydande faktorer för att oxidationen ska ske i hela jordmassan och inte endast lokalt.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	- Förutsättningarna för tekniken hade utprovats i bänkskale- och fältförsök - Den förorenade jorden frilades och oxidationsmedlet omblandades med de förorenade massorna

Slutsatser att ta med:

- Kontrollen av förutsättningarna för tekniken och av lämplig dosering av oxidationsmedlet var viktig.
- Friläggandet av de förorenade massorna och omblandning i dessa av oxidationsmedlet ökar förutsättningen för ett lyckat resultat och kontrollen av saneringsprocessen avsevärt jämfört med injektion till marken.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Efterkontroll med provborring utfördes 2 månader efter doseringen. Det konstaterades då att halter i tidigare hot spots reducerats ytterligare sedan tidigare kontroll i samband med saneringen.

Läs mer:

Övriga destruktionsmetoder 3.3.3

Referenser:

Lennart Oldén, Jönköping kommun,

Mikael Karlsson, Detox AB.

In-Situ, Kemisk oxidation, Sanering av Statoil Bottnaryd. Mikael Karlsson, Detox AB, 2005-01-25.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Air sparging, vakuumextraktion & biologisk nedbrytning (fas 1), schakt och sortering/transport (fas 2), samt pumpning och behandling av gv med biologisk nedbrytning (fas 3)	In situ, avsl. med schakt	Haninge	Bensinstation 65 (2001-2005)	201

Sammanfattning:

Inom fastigheten fanns en bensinstation mellan år 1963-1990. Verksamheten hade förorsakat mycket stora petroleumföroreningar i jord och gv. I förundersökningen påvisades höga halter flyktiga kolväten inom ett avgränsat område och hela jordvolymen bedömdes vara förorenad. En föroreningsplym bedömdes föreligga mot nordost i gv-riktningen mot angränsande fastighet. I samband med anläggningsarbete på nämnda grannfastighet upptäcktes en betongkassun som hade fungerat som bräddavlopp från en oljeavskiljare vid bensinstationen. Föroreningshalterna runt kassunen var höga och saneringschakt och borttransport av kassunen samt slamsugning av oljeavskiljaren genomfördes. Den förorenade jordvolymen inom fastigheten uppskattades till 3 000 m³ och skulle saneras in situ med hjälp av air sparging/vakuumextraktion. Bedömningen var att föroreningen fanns från ca 2 m djup och ned under gv som låg på 3,5 m djup. Marksaneringen med in situ air sparging/vakuumextraktion lyckades inte sanera gv till uppsatta mål. En andra fas blev därför en ny entreprenad med gv-sanering med biologisk nedbrytning. När gv-saneringen inte fungerade gjordes en utökad provgroppgrävning och en utbredd förorening upptäcktes. Föroreningen låg i undre delen och under utbredningen för den tidigare marksaneringen. En omfattande grävsaneringen genomfördes därför och med den avlägsnades föroreningskällan. Gv-saneringen fortsatte därefter med bra resultat.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Föroreningen bestod av petroleumprodukter och de platsspecifika riktvärden som hade utarbetats motsvarade 2 ggr MKM GV.

Strategi:

In situ air sparging/vakuumextraktion i kombination med tillsats av bakterier. Efter genomförd in situ marksanering sanerades gv in situ med biologisk nedbrytning. En omfattande grävsanering blev dock nödvändig innan gv-saneringen kunde genomföras.

Val av åtgärdsalternativ:

Ingen uppgift.

Behandling:

Fas 1: Saneringen inleddes med vakuumextraktion av omättad zon i februari 2000 där porgas ventilerades upp ur marken och flyktiga kolväten kunde samlas upp för förbränning i en katalysator. Air sparging i mättad zon påbörjades i augusti 2000 där porgas trycks upp i omättad zon varifrån den kunde vakuumextraheras eller brytas ned biologiskt. 12 st. brunnar användes varav 5 st. tvåfasbrunnar där vatten pumpades upp och porgas extraherades samt och 7 st. ventilationsbrunnar. Varje brunns influensradie bedömdes vara 4 m. Gv pumpades i tre korsande linjer och passerade ett sandfilter följt av 2 aktiva kolfilter i serie. Totalt för hela saneringen pumpades 2 470 m³ vatten upp och 8 kolfilter mättades vilket motsvarade 240 l petroleumkolväten. I februari år 2001 slutbesiktades saneringen. Kontrollen påvisade fortsatt höga halter aromater i det förorenade området och en kompletterande saneringsschakt bedömdes vara nödvändig. Sammanlagt urschaktades 113 ton förorenade jordmassor och borttransporterades. Efter saneringsschakten bedömdes jorden som färdigbehandlad, men att gv behövde saneras ytterligare. Inför gv-saneringen genomfördes en kompletterande mark- och gv-undersökning. Undersökningen visade att föroreningshalter överstigande de platsspecifika riktvärdena återfanns i hela föroreningsplymen. Inom källområdet påträffades höga föroreningshalter av lättare aromater i gv pendlingszon på djupet 3,2-4,5 m. Över pendlingszonen på djupet 2-3,2 m bestod föroreningen av halvflyktiga kolväten som högre alifater. Föroreningsförekomsten ansågs vara lokal och en del av den tidigare sanerade hot spoten. Gv-entreprenören utförde en begränsad inblandning av näringsämnen och bakterier i det avgränsade området i syfte att minska halterna och understödja kommande gv-sanering. Inför inblandningen labanalyserades ett jordprov från 2-2,5 m djup. Resultatet visade att halten alifater C₁₂-C₃₅ översteg gränsvärdet 1,5 ggr och att halten aromater var låg. Näringsämnen och bakterier tillfördes marken under hösten år 2002.

Fas 2: Gv-saneringen inleddes under sensommaren år 2002 genom biologisk sanering. Saneringen genomfördes genom ett injektions-, extraktions- och recirkulationssystem där ämnen som stimulerade den biologiska nedbrytningen tillsattes i det vatten som injicerades. Efter nyåret kontrollerades resultatet. Ingen förbättring av gv-tillståndet kunde påvisas. Inom källområdet var halterna så höga att den antagna hot spotens utbredning befarades vara betydligt mer utbredd än förväntat. Försöket med sanering med tillsats av näring och bakterier hade inte givit något resultat.

Fas 3: Ytterligare markundersökning med provgroppgrävning vidtogs och en utbredd föroreningszon i gv pendlingszon uppdagades. Kompletterande schaktsanering bedömdes vara nödvändig för att gv-sanering skulle kunna lyckas. En

utökad provgropsundersökning utfördes för att avgränsa föroreningens utbredning. Undersökningen påvisade en mycket omfattande förorening i jord under och i de undre delarna av den tidigare in situsanerade volymen. Huvuddelen av föroreningen fanns under gvy i ett mellansandlager på 3,2-4 m djup, men även ovan gvy i överlagrande sandlager på 2-3,2 m djup. Analyser från det undre markskiktet visade på halter av aromater C₈-C₁₀ som var 55-230 ggr högre än det uppsatta saneringsmålet. Under följande schaktsanering grävdes 5 250 ton upp och borttransporterades. Under schaktningen påträffades även en betongkassun och en betongplatta som enligt fältanalys var kraftigt förorenade och som borttransporterades till behandlingsanläggning.

Fas 4: Saneringen fortsatte med biologisk gv-sanering som påbörjades i mars år 2003 och avslutades i juli samma år. En processjustering gjordes under april månad när vattnets temperatur höjdes från 6 till 11 °C innan det återcirkulerades till marken.

Åtgärdsresultat:

In situentreprenören ansåg att saneringen kunde avslutas när VOC-halter <100 ppm erhöles i extraherad luft och bakgrundshalterna av koldioxid var 0,1 %. Kontroll av in situsaneringens resultat gjordes mer än två månader efter att driften stoppats för att undvika mätning av de temporärt förhöjda halter som kan uppkomma innan balansen i markluften är återställd. Kontrollen visade att halterna fortfarande var förhöjda av framförallt aromater C₈-C₁₀, men även andra aromater och alifater överskred uppsatta saneringsmål. Vattenanalyserna visade på en klar förbättring i område för föroreningskällan, men ingen märkbar förbättring visades i föroreningsplymen. Föroreningshalterna var överlag fortfarande för höga. Förorenade jordmassor i källområdet schaktades ur och en ny riskutvärdering genomfördes. Det konstaterades då att saneringen av jord var tillräcklig, men att ytterligare sanering av gv behövdes om framtida byggnationer kunna utföras utan restriktioner. Genom in situsanering bedömdes 3 000 m³ eller 4 500 ton jord ha sanerats från ca 5 500 kg petroleumprodukter och ytterligare 600 kg genom urgrävning. Under den senare mer omfattande schaktsaneringen grävdes 5 250 ton förorenad jord upp och mängden avlägsnade föroreningar över och under 3,5 m djup beräknades till 80-420 kg respektive 2 800-4 800 kg. Denna djupindelning utgjorde även den vertikala begränsningen för den tidigare utförda in situsaneringen. Totalt beräknades det att 10 000 kg petroleumprodukter avlägsnats från området. Under gv-saneringen uppskattades gv ha renats från 57 kg petroleumkolväten. Saneringsmålen för gv uppfylldes dock inte. Resthalterna i gv korrelerade dock till resthalterna i marken och en vidare sanering bedömdes inte som rimlig. Föroreningshalterna visade även en avtagande trend vilket kunde påvisa att eftersom källan hade tagits bort så skulle halterna fortsätta att avta tiden. Exponering av restföroreningen bedömdes endast kunna förekomma via inomhusluft i framtida byggnader och den risken var liten om inte byggnader anlades under 1 m djup. Saneringen ansågs därför kunna avslutas.

Erfarenheter från projektet:

Rapportmaterial: Effektiviteten hos in situsaneringen med hjälp av markventilering varierade under saneringstiden. Den biologiska reningen var snabbast i början för att sedan sjunka och plana ut efter ca 7 månader. Samma förlopp gällde också för den katalytiska reningen. Här uppkom dock en förhöjd reningshastighet efter 6-7 månader då den högsta hastigheten uppmättes. Detta berodde på att brunnarnas ventileringsdjup justerades till att börja ventilera i mättad zon, d v s air sparging påbörjades. Denna justering gav dock ingen ökning i den biologiska nedbrytningen. Den inledande gv-pumpningen i samband med in situsaneringen uppvisade en låg reningseffektivitet och det uppges bl a bero på svårigheter/begränsningar i tekniken. Entreprenören menar att tekniken inte medger att hela föroreningen över den förorenade gv-tytan är åtkomlig under hela driftperioden. Med andra ord så saneras endast en del av föroreningen. När den egentliga gv-saneringen med biologisk nedbrytning skulle genomföras påvisades att höga halter föroreningar kvarstod efter marksaneringen, dels i den undre delen av den sanerade volymen, dels i markskiktet under. Föroreningens utbredning var med andra ord inte tillräckligt avgränsad innan åtgärden på området påbörjades.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

En förutsättning för air sparging/vakuumextraktion är en genomsläpplig jord. Air sparging är också mest effektiv i jordlager med många luftkanaler, d v s i en inte alltför grovkornig jord. På fastigheten dominerade sand med lågt organiskt innehåll (TOC 0,4 %). Jorden hade låg vattenhalt och därigenom hög lufthalt. Dessa förhållanden förbättrar effektiviteten vid vakuumextraktion. Den hydrauliska konduktiviteten hade uppmätts med s k *slugtest* i källområdet (4×10^{-6} m/s), i området närmast nedströms källområdet (7×10^{-8} m/s), och i området ännu längre nedströms (2×10^{-6} m/s). Den hydrauliska konduktiviteten i mättad zon som ska behandlas med air sparging bör överstiga 1×10^{-5} m/s vilket inte riktigt uppnås på det aktuella objektet. I bästa fall kan det sägas att den hydrauliska konduktiviteten ligger inom gränsfallet när tekniken är effektiv.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- För låg permeabilitet	- Lämplig	- Fel teknik	- För litet förundersökt - Ventilationstest dåligt utfört

Slutsatser att ta med:

- Kartläggning av förorening var bristfällig

-
- Ventilationstest var inte tillräckligt utförd
 - In situsaneringar kräver mer markundersökning än grävsaneringar
-

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Vakuumextraktion och markventilation 3.2.1, air sparging 3.2.2, pumpning och behandling 3.2.6, biologiska nedbrytningsmetoder 3.3.2

Referens:

Klas Arnerdal, MB Envirotech

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Stabilisering och solidifiering (kalkning av mark och gv)	In situ	Värnamo	Ytman (1997)	115



Figur 4-5. Bilderna visar från vänster till höger: Installation av brunn för injicering av kalkhaltigt vatten till marken, brunn A vid nya provtagningar hösten 2005 (Bildkälla: Sten Martinsson, Värnamo kommun).

Sammanfattning:

Marken under och i anslutning till källaren i den gamla ytbehandlingsfabriken var förorenad av i huvudsak nickel. Föroreningen hade uppkommit genom att invallningen runt de kar där nickel använts var sprucken. Metallhaltiga lösningar hade spridits ned genom betonggolvet ned till underliggande jord och gv samt vidare till källarvåningen. Under tidigare verksamhet pumpades gv upp i en brunn utanför fastigheten för att förhindra översvämning i byggnadens källare. Nickel påträffades sedan i både pumpbrunn och i källarvåningen och under en tid trängde ett kraftigt flöde av nickelförorenat gv in i källarvåningen. Nickelhalterna var då till en början upptill 140 mg/l för att sedan minska till 30-40 mg/l. Det förorenade vattnet renades genom sedimentering till <2 mg Ni/l innan det släpptes till dagvattennätet. Mellan februari 1994 till mars 1995 pumpades mer än 100 kg nickel på detta sätt upp med gv.

Undersökningar visade att det fanns ca 500 kg nickel i marken huvudsakligen koncentrerat till ett område utanför en källarvägg och under betonggolvet i den norra delen av byggnaden som saknade källare. Efter utredning beräknades den förorenade jordvolymen till ca 360 m³ eller motsvarande ca 800 ton jord. Allvarlig risk för spridning av nickelförorenat markvatten till den sprickiga berggrunden förelåg. På grund av den höga destruktionskostnaden för nickelförorenade massor skulle mängden borttagen jord minimeras. Urgrävning av all förorenad jord var inte heller möjlig utan att byggnaden revs. De åtkomliga massorna grävdes ur och pumpbrunnar installeras. Genom brunnarna pumpades sedan en lösning av släckt kalk genom det förorenade marklagret. Behandlingen höjde pH-värdet i marken och resultatet blev att nickelhalten i utströmmande gv sänktes till 1 mg/l.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Medelhalten nickel i marken bedömdes till 600 mg/kg TS. Gv:s utgångshalt innan saneringen beräknades till ca 35 mg/l utifrån de halter som uppmättes i inströmmande vatten i källaren. Saneringsmålet var att minska risken för spridning av nickelförorenat vatten.

Strategi:

Den mest förorenade jorden vid själva föroreningskällan grävdes upp och 28 ton transporterades till behandlingsanläggning. Den huvudsakliga saneringsåtgärden var dock att alkalinisera mark och gv och på så vis immobilisera (binda) nickelföroreningen i marken.

Val av åtgärdsalternativ:

En lösning av föroreningsproblemet genom in situ sanering valdes då endast en begränsad del av de förorenade massorna var möjliga att gräva ur utan att byggnaden revs. Ett ytterligare skäl var att massorna som skulle skickas till behandling skulle minimeras eftersom behandlingskostnaden för nickelförorenad jord var mycket hög (1 500-4 000 kr/ton). Den teknik som valdes var att immobilisera/ fastlägga kvarvarande nickelförorening i jorden och på så vis förhindra att nickel transporterades med gv. Saneringen utfördes av Miljö- och hälsoskyddsnämnden i Värnamo kommun under ledning av en tidigare anställd på Ytman som med sina kemikunskaper utarbetade saneringstekniken. I laborieförsök användes först natriumhydroxid på jordprover utan lyckat resultat. När sedan kalk användes blev resultaten de förväntade och kunde användas i saneringen. Tillsats av kalk till marken skulle höja markens pH-värde så att marken skulle ha större förmåga att binda nickel och att nickelhalten i gv därmed skulle minska.

Behandling:

Schaktning utfördes till ett djup av 0,5 m under gv-ytan av åtkomlig förorenad jord. Under schaktningen pumpades gv upp i

källarvåningen varav nickel fälldes ut i en bassäng. I schakten blandades släckt kalk in i jorden ned till ca 2 m under betongplattan. Ett sprinklersystem av uppslitsade rör installerades under betongplattan och anslöts till brunn A för att möjliggöra tillsats av alkalisk vätska i framtiden. För alkaliniseringsen installerades två brunnar, brunn A och B, till ett djup av 0,5-1 m under källargolvet, eller ca 4 m under marknivån. Kalkhaltigt vatten tillsattes sedan brunn A varefter pumpning i brunn B utfördes. På detta sätt transporterades det alkaliska vattnet i marken mellan brunnarna varmed pH-värdet höjdes och nickelföroreningen till högre del fastlades i marken. Behandlingen pågick i ungefär 6 månader under 1995. Efter avslutad mark- och gv-sanering fylldes sedan källaren igen. Vid igenfyllningen lades ett makadamlager på källargolvet varefter sammanlagt 10 ton kalk fördelades på en golvyta av 400 m². Därefter fylldes källaren med jord upp till 1 m under taket. Totalt tillfördes 15-16 ton kalk jord och gv samt källargolv vid saneringen. År 2005 hade det installerade sprinklersystemet fortfarande inte använts.

Åtgärdsresultat:

Inom det förorenade området fanns efter åtgärden ca 250 kg nickel kvar i den omräknade zonen. Mängden i den mätta zonen som efter åtgärden var bunden med kalk beräknades till 50-100 kg. Under urgrävningen och samtidig rening av gv hade ca 300 kg nickel avlägsnats. Efter tillsatserna av kalkhaltigt vatten sjönk nickelhalten i gv till 1 mg/l. Restriktioner för framtida användning av området finns eftersom den resterande föroreningen måste tas om hand om markanvändningen för området skulle förändras och/eller om byggnaden skulle rivras.

Erfarenheter från projektet:

Kommunens handläggare: "Ett spännande projekt som förmodligen är unikt i landet".

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Rätt sammansättning av den kemiska tillsatsen krävs för att effekten ska bli den förväntade. Laboratorieförsök är nödvändiga. I detta fall prövades först natriumhydroxid som gav en motsatt effekt och gjorde nicklet mer rörligt. En hög grad av säkerhet över åtgärdens effekter är viktig att ha innan genomförande.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Låg genomströmning av gv, området låg ungefär på vattendelare	- Lämplig	- Lämplig	- Tekniken är beroende av kontinuerlig kontroll

Slutsatser att ta med:

- In situ stabilisering är beroende av att markförhållanden inte förändras. Till exempel kan en förändrad grundvattennivå förorsaka försämring i den stabiliserande förmågan i marken. Det förorenade området hade låg genomströmning av gv och redox-förhållanden är därför stabila.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Kontroll efter saneringen utfördes under 5 års tid mellan åren 1996-2000 då halter i gv analyserades. Ny provtagning utfördes under 2006 som uppföljning av åtgärden. Ett preliminärt resultat från *provbrunn C* belägen mellan brunn A och brunn B uppvisade pH-värde 12 under provtagning hösten 2005.

Läs mer:

Stabilisering och solidifiering 3.4.1

Referenser:

Sten Martinsson, Värnamo kommun.

Redovisning av efterbehandlingsprojekt (marksanering) vid YTMAN i konkurs AB. Sten Martinsson, Värnamo kommun, 1997-01-31.

Rapport över förslag till marksanering vid YTMAN i konkurs AB m.m. Sten Martinsson, Värnamo kommun, 1995-03-14.

Marksanering Ytman, Fastigheten Vävaren 2 Värnamo. Miljö- och hälsoskyddskontoret Värnamo kommun, 1997-02-12.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (årtal för rapp.)	Översikt nr
Muddring (sug-), inneslutning och barriärteknik (deponi på plats)	On site	Västervik	Örserumsviken (2005-2006)	96



Figur 6-8. Bilderna visar från vänster till höger; Mudderverk som användes i Örserumsviken från och med 2002, Avvattningsanläggning med sedimenteringsbassäng i förgrunden, Översikt deponin (Bildkälla och foto: Christer Ramström, Västerviks kommun).



Sammanfattning:

Det tidigare pappersbruket vid Örserumsviken hade förorenat sedimenten och under slutet av 1970-talet muddrades den inre delen av viken på stora mängder kvicksilverförorenade sediment. Under 1980-talet gjordes nya undersökningar och ett nytt stort saneringsprojekt påbörjades år 1999. Enligt Miljöbalken krävs att muddringsprojekt av denna storlek prövas i Miljödomstol och i november 2000 kom miljödomen med de villkor som skulle gälla. Tillståndet omfattade muddring av 200 000 m³ sediment och uppläggning av massorna på land innanför en ny, förstärkt skyddsvall. Domen krävde bl a att vikens utlopp mot skärgården skulle avskärmas under muddringsarbetet. Ansökan till Miljödomstolen hade föregåtts av ett stort antal undersökningar där bl a olika muddringsalternativ utretts och under sommaren 2001 startade saneringsarbetet. Saneringen kom att omfatta muddring och omhändertagande av nästan 200 000 m³ kvicksilverhaltigt- och PCB-haltigt sediment vilket avvattnades och deponerades inom fastigheten. Saneringsprojektet överskred tidplanen med 2 år.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Övergripande saneringsmål var att minska belastningen på Örserumsviken av PCB och kvicksilver och reducera transporten av PCB och kvicksilver ut från Örserumsviken med 90 % respektive 70 %, samt att den årliga avgången från land till luft av PCB och kvicksilver skulle minska med 99 %. Mätbara saneringsmål för sedimenten definierades som tillåtna resthalter för kvarvarande botten sediment och var för PCB₇ 0,4 mg/kg TS och för kvicksilver 1,0 mg/kg TS. Av vikens totala yta, ca 37 ha stor, fick endast 25 % innehålla halter överstigande 0,15 mg/kg TS för PCB₇ och 0,4 mg/kg TS för kvicksilver. Dessa åtgärdskrav blev styrande för muddringsarbetena. Utöver åtgärdskraven ställde kommunen ett antal villkor på entreprenören för att säkerställa att villkoren enligt miljödomen uppfylldes. Dessa villkor innefattade bl a riktvärden för vattnets turbiditet (grumling), halt suspenderat material i returvattnet från avvattningen och muddermassornas skjuvhållfasthet.

Strategi:

Sugmuddring, avvattning och deponering på plats av förorenade sediment.

Val av åtgärdsalternativ:

I huvudstudien [se referenser: *Projekt Örserumsviken, Huvudstudie*] kontaterades att muddringen borde utföras med mudderverk som specialkonstruerats för att begränsa grumling. Som referensobjekt användes saneringen av Järnsjön i Hultsfreds kommun år 1999. Konventionell grävuddring valdes bort med hänsyn till grumlingsrisken om inte särskilda skyddsåtgärder skulle vidtas. När det gällde avvattning så valdes mekanisk avvattning som var dyrare än passiv avvattning, men mer effektiv och snabbare. Passiv avvattning skulle även kräva stora landutrymmen eller utbyggnad av dammar i vattenområdet. Kostnadsbesparingen med passiv avvattning ansågs inte uppväga nackdelarna och mekanisk avvattning

förordades. Deponin skulle vara en *Farligt avfall-deponi* och konstruktionen av en sådan ska uppfylla vissa villkor. Undantag från gällande regler gjordes dock för lakvatten från deponin. Reglerna föreskriver både att lakvatten samlas upp genom en botten tätning och att en *geologisk barriär* mellan deponi och första recipient finns, d v s en viss förmåga att fördröja uttransport i marksystemet. I huvudstudien ansågs lokalisering av deponin till samma område som sedan tidigare deponerade massor ha flera fördelar. Nackdelen var att avståndet till viken var för litet för att en geologisk barriär motsvarande en genomströmningstid på 200 år för klass 1-deponi (farligt avfall), eller ens 50 år för klass 2-deponi (icke-farligt avfall) skulle uppfyllas. Fördelarna med deponering på det gamla deponiområdet ansågs så stora att ett avsteg från kravet om geologisk barriär var motiverat. I ansökan till Miljöödomstolen framförs bedömningen att undantag från bestämmelsen om uppsamling och behandling av lakvatten från deponin också borde göras. De gamla deponimassorna påverkade redan jordlagren i området och eftersom gv var i direkt anslutning till viken var det inte utvinningsbart. Tillskottet av föroreningar till viken som det "nya" lakvattnet kunde komma att bidra med bedömdes vara försumligt.

Behandling:

Muddringen av viken föregicks av kartläggning av vattendjup och botten topografi samt en detaljerad sedimentprovtagning. Vilken typ av muddringsinsats som skulle användas utarbetades genom modellering av såväl föroreningsspridning som vattenströmning. Den teknik som användes var sugmuddring där mudderverket hade en horisontell skruv med skyddsskärmar mot spill. Vid sugmuddringen blandades sedimenten med vatten och pumpades till land genom den flytande rörledningen. För att minska spridningsrisken utfördes muddringen bakom en skyddsskärm placerad i Örserumsvikens mynning. På land avvattnades massorna och stabiliserades vid behov genom inblandning av cement. Det utvunna vattnet renades innan det återfördes till viken. Deponering av de avvattnade sedimenten utfördes sedan bl a i den gamla sedimentationsbassängen. Utläggning av armerad geotextil utfördes innan fyllning. Deponin utformades enligt föreskrifter för klass 1-deponi, med dimensionering av täckningen så att lakvattenbildning inte skulle överstiga 5 l/m²/år. Gasdränering anlades kopplad till en centralt placerad gasbrunn. Deponin fick efter täckning ett vegetationsskikt. Vid deponins konstruktion gjordes det undantag från gällande regler i EG:s *Deponeringsdirektiv (1999/31/EG)* m.a.p. uppsamling av lakvatten från deponin. Eftersom lakvattenbildningen skulle bli låg avleddes det bildade lakvattnet direkt till viken där tillskottet av föroreningar skulle vara försumbart. Närmare 200 000 m³ förorenade sediment muddrades, avvattnades och deponerades.

Åtgärdsresultat:

Efterkontroll av vikens botten visade att åtgärdskraven hade uppfyllts. Vattenreningsanläggningen modifierades under arbetets gång då den tillåtna halten suspenderat material överstegs i utsläppsvattnet. I arbetsprocessen var problemen många under hela arbetstiden. Det första mudderverket hade för låg kapacitet och byttes ut. Silbandspressar som skulle avvattna massorna hade driftsstörningar och för låg kapacitet. Felet avhjälpes med att utjämningsbassänger anlades där muddermassor togs om hand när pressarna var överbelastade. Projektet hamnade snart i tidsbrist p g a driftsstörningarna och att möjligheten att använda det bidrag som finansierade projektet (statligt LIP-bidrag) var tidsbegränsat. Projektet använde därför allt större resurser och även många innovativa problemlösningar. En ansökan om förlängd projekttid lämnades in och beviljades av regeringen. I augusti 2003 avslutades muddringsarbetet och våren 2004 avslutades arbetet med deponin. Projektets avslutning var då 2 år senare än planerad.

Erfarenheter från projektet:

Konsult: Tekniken kräver ett visst vattendjup och för omhändertagande av sediment på grunda vatten krävdes andra lösningar. Det som försenat och i viss mån fördröjt projektet var dels att den sedimentkartering som utgjort underlag till projektplanering och budgetering inte var tillräckligt omfattande. När en ny kartering genomfördes visade det sig att föroreningen var mer utbredd än förväntat. De tekniska problemen som sedan uppstod i samband med entreprenaden bestod av för låg kapacitet hos maskinläggningarna. I samband med de tekniska problemen uppstod också djupa konflikter mellan leverantörer och beställare. Från kommunens sida ses projektet som mycket lärorikt där organisationen har fungerat bra. I länet fanns stor erfarenhet av liknande projekt och samma personer från länsstyrelsen som tidigare deltagit i saneringsprojekt deltog också i detta vilket var till stor fördel. Västerviks kommun hade ansvar för miljökontrollen i projektet och det var en ny erfarenhet för kommunen.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Genom sugmuddring med skydd för spill är syftet att minimera uppgrumling och därigenom spridning av förorenade sediment. När det gäller omhändertagande av muddermassor är en fungerande avvattningscentral för att massorna efter deponering ska förändras så lite som möjligt och därigenom undvika sättningar i deponin.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Den andra sedimentkartering var noggrant utförd, d v s geologin var välkänd	- Föroreningssituationen var kritisk och det fanns stor spridningsrisk	- Muddringstekniken var noga utredd för att minimera spridningsrisken	- Den första sedimentkarteringen som utgjort underlag för projektplanering var undermålig och gjordes om - Problem uppstod mellan beställare och leverantör när muddringsaggregat inte höll måttet - Problem med maskinell utrustning vanlig

Slutsatser att ta med:

- Förundersökningen är viktig och låg till grund för en initial felplanering av projektet
- Skyddsåtgärderna vid muddringsarbetet var många och fungerade bra
- Uppföljande kontroll av "nyanlagda" deponier är noggrann
- Kontroll vid vattenverksamhet är noggrann

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Saneringen följs av ett omfattande kontrollprogram. Högskolan i Kalmar genomför sedan muddringarna avslutades 2003 en studie om hur livet i viken återhämtar sig efter muddringen. Deponin övervakas för att kontrollera att inget utläckage av föroreningar sker. Fram till 2008 kontrolleras gv i 5 punkter på och omkring området och ett flertal dricksvattenbrunnar undersöks. Genom deponin har rör installerats och från deponins topp utförs kontroller av processer som sker inne i deponin även det fram till 2008.

Läs mer:

Muddring 2.2, inneslutning och deponering 3.4.2

Referenser:

Christer Ramström, Västerviks kommun,

Therese Steinholtz, Empirikon.

Sanering av förorenade sediment i Örserumsviken, Västerviks kommun omfattande muddring, avvattning och deponering.

Therese Steinholtz och Kjell Hansson, Empirikon.

Projekt Örserumsviken – saneringen. Västerviks kommun 2004.

Projekt Örserumsviken – Klart för saneringen. Västerviks kommun 2002.

Frigörelse av kvicksilver, PCB och PAH från sediment i Örserumsviken, Västerviks kommun. Kemakta Konsult AB 2003.

Domslut Mål nr M1001-00, Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken (1998:808) till muddringar av förorenade massor... Växjö Tingsrätt, Miljödomstolen 2000-11-20.

Ansökan om tillstånd enligt miljöbalken (1998:808) till muddringar av förorenade massor... Västerviks kommun 2000-03-13.

Projekt Örserumsviken, Huvudstudie. Stockholms Universitet 1998-06-08.

Örserumsviken, Förstudie, Sanering av PCB- och kvicksilverhaltiga fibersediment. Västerviks kommun 1994.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Muddring (frys-)	Pilotprojekt	Gällivare	Vassijaure (2002)	Pilotsanering



Bild 9. På bilden visas lyftenheten som användes vid försöket, ponton och lastbil. I kranen hänger en av 10 frysceller (ur *Frysmuddring av sjön vid stationshuset i Vassijaure*, se referenser, med tillstånd av Banverket Norra banregionen).

Sammanfattning:

Vid banvallen i Vassijaure var den närliggande sjöns sediment förorenade med petroleumkolväten. I samarbete med Luleå Tekniska Universitet genomförde Banverket Norra Banregionen en pilotsanering av sedimenten. Syftet med saneringen var att förbättra situationen i sjön och att testa om frysmuddring var en lämplig metod för sanering av sediment. Under arbetets gång muddrades 28 ton förorenade sediment från en yta av ca 240 m².

Föroreningshalter och saneringsmål:

Totalhalten olja i det översta sedimentlagret var ca 2 500 mg/kg TS. De högsta uppmätta halterna var 6 300 mg/kg TS. Det övergripande saneringsmålet var att förbättra situationen i sjön och att testa om frysmuddring var en lämplig metod för sanering av sediment. Mätbart åtgärds mål var att uppnå en halt av totalolja på 900 mg/kg TS.

Strategi:

Frysmuddring och borttransport av förorenade sediment till behandlingsanläggning.

Val av åtgärdsalternativ:

Saneringen var ett försök.

Behandling:

Frysmuddringen utfördes genom att frysceller i form av plattor lades ovanpå sedimentet. När materialet hade frusit fast lyftes fryscellerna med sediment upp och sedimentet tinades av i tät container varefter cellen användes igen. 10 frysceller med en area av 1,2× 1,8 m användes och frös under 12-40 timmar. Frystiden avgjorde hur mycket sediment som hann frysa fast innan cellen lyftes. Efter 12 timmar hade 7 cm frusit fast, efter 36 timmar hade 25 cm frusit fast. Totalt hanterades 97 celler under muddringen. Efter att materialet tinat i täta containrar fördes det med slamsugbil till behandlingsanläggning. Vid lastning av bilen sorterades grövre stenar och skrot bort. Det tinade materialet separerade från en stor mängd vatten. Vattenfasen kunde efter provtagning betraktas som rent och återfördes via ett filter till sjön. Detta kunde dock endast genomföras under saneringsarbetets första vecka då det senare blev så kallt att det upptagna sedimentet pumpades runt för att inte frysa.

Åtgärdsresultat:

Området där muddringen genomförts provtogs efter avslutat arbete i 5 punkter. I genomsnitt innehöll det översta skiktet en halt av 250 mg/kg TS och åtgärds målet på högst 900 mg/kg TS understegs med råge.

Erfarenheter från projektet:

Rapportmaterial: Frysmuddring borde vara ett intressant alternativ till mer traditionella muddringsmetoder. Resultatet från projektet skulle användas för att designa ett system för storskalig muddring. Under muddringen uppstod en hel del tekniska problem och problem p.g.a. vädret. Saneringsobjektets avlägsna lokalisering gjorde att transporter av personal och utrustning blev kostsamma. Sedimentets separering från vatten under upptiningen borde tas tillvara på bättre sätt än vad som nu var fallet. Metoden var gynnsam ur miljösynpunkt då den minimerade spridningsrisken av förorenat material. En annan fördel är att metoden innebär att inget vatten tillförs under muddringen utan det upptagna sedimentet håller samma vattenhalt som på botten. Avvattningen av sedimenten på land är därför billigare än för traditionella muddringsmetoder.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Vid all slags muddring är det mycket viktigt att uppgrumlingen av sedimentpartiklar i vattnet är så liten som möjligt. En

annan mycket viktig faktor är att avvattningen på land av sedimenten är effektiv. I det aktuella fallet så minskades uppgrumlingsrisken maximalt eftersom sedimentet inte rördes om när det frös fast på fryscellerna. På samma gång tillfördes inte något extra vatten. Ingen avvattning skulle genomföras på plats utan den första veckans avvattning genom att sediment och vatten självseparerade var en bonus. Avvattning skulle kunna ske genom självseparering om projektet hade genomförts under varmare årstid. Efter den första veckan blev det dock så kallt att sedimentet pumpades runt för att inte frysa.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Geologin var väl utredd	- Ingen uppfattning	- Lämplig	

Slutsatser att ta med:

- Försöket visade att frysmuddring är en intressant metod att vidareutveckla till storskaliga muddringar.
- Möjligheten till avvattning genom självseparering vattenfas-fast fas vid sedimentets upptining bör tas tillvara.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Muddring 2.2

Referenser:

Frysmuddring av sjön vid stationshuset i Vassijaure, Banverket Norra banregionen och Luleå Tekniska Universitet, Rapportmaterial tillhandahållet av Henrik Eriksson, Banverket Norra Banregionen mars 2006.

Frysmuddring – innovativ sedimentsanering, FriGeo, Powerpoint-presentation tillhandahållen av Henrik Eriksson, Banverket Norra Banregionen mars 2006.

Muntlig kontakt Susanne Rostmark, Frigeo maj 2006.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Biologiska nedbrytningsmetoder (öppen kompostering)	On site	Smedjebacken	Statens oljelager Vad (1999)	20

Sammanfattning:

På fastigheten hade Statens oljelager en anläggning för oljedepå. Ett större spill av flygbränsle hade skett i början av 1980-talet. Efter några månader hade föroreningen spridits till recipienten sjön Södra Barken ca 40 m nedströms läckaget. Vidare spridning förhindrades då med länsor och större delen av spillet togs om hand. När anläggningen skulle läggas ned och grävning inom området utfördes påträffades en markförorening med höga halter opolära alifater. De lättflyktigare fraktionerna av det utspillda flygbränslet fanns inte kvar i marken utan det var de tyngre fraktionerna, *fatogenet* som utgjorde föroreningen. Statens oljelager påbörjade efterbehandlingsarbeten på objektet under 1996. Åtgärden pågick i sammanlagt 1,5 år där förorenade massor behandlades i tre omgångar. Saneringsmålen för komposteringen uppfylldes.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Föroreningen bestod av petroleumrester (upp till 5 000 mg/kg opolära alifatiska kolväten) och höga halter påträffades i 3 st punkter. Total förorenad jordvolym uppskattades till 2 000 m³. Saneringsmål för schaktningen av förorenade massor var 200 mg/kg för opolära alifater. Målet för komposteringsbehandlingen av jordmassorna var 100 mg/kg.

Strategi:

Saneringen skulle genomföras on site och inleddes med urschaktning av den förorenade jorden. De massor som var förorenade skulle saneras med biologisk behandling genom kompostering. Den grövre fraktionen avskiljades och följdes av inblandning av bl a bark varefter massorna behandlades i öppen kompost. De behandlade massorna mellanlagrades först inom ett närliggande område och återfylldes sedan på saneringsobjektet. En del nya massor användes för återfyllnad.

Val av åtgärdsalternativ:

Föroreningstyp och jordtyp passade väl för biologisk behandling. Komposteringen krävde stort utrymme och det fanns på fastigheten. Samtidigt fanns också kunnig personal på anläggningen som kunde sköta komposteringsprocessen.

Behandling:

De massor som skulle komposteras siktades så att grovfraktioner (>75 mm) avskiljades. Massorna blandades sedan med bark, hästgödsel och grönmassor med en traktormonterad jordfräs. Jordmassorna lades upp i ca 4 m breda och 2 m höga och mellan 30-54 m långa strängar på täta dränerande underlag av PEH-duk. Ytan som behandlingen utfördes på hade också hårdgjorts med padda. I underlagens låga punkter anslöts lakvattenledningar till den befintliga oljeavskiljaren inom området. Ett par dm djup sand hade lagts ovanpå PEH-duken för att den inte skulle skadas då massorna vändes. Tre behandlingsomgångar genomfördes där vändning av massorna med grävmaskin gjordes en eller två gånger per omgång. Behovet av vändning av massorna utvärderades genom temperaturmätning ungefär varannan dag då också fuktighetshalt och kompakteringsgrad kontrollerades. Laboratorieanalys gjordes på jordprover i början och i slutet av komposteringen. Sammanlagt behandlades massor mellan juni 1997 till november 1998 och varje omgång behandlades 2-3 månader, förutom en omgång som låg kvar under vintern. När saneringen avslutades togs oljeavskiljaren och förorenad jord runt den upp. Oljeavskiljaren rengjordes, knackades sönder och lades ned i schaktgropen tillsammans med de lätt förorenade jordmassorna. Dessa massor hade blandats med bark, grönmassor och hästgödsel innan de återfylldes i schaktgropen för att på så sätt påskynda den biologiska nedbrytningen av föroreningarna.

Åtgärdsresultat:

Provtagning efter genomförd kompostering visade på halter klart under åtgärdsmålen. Den sista komposteringsomgången genomfördes efter augusti månad med följden att yttemperaturen blev för låg för att behandlingen skulle nå önskat resultat. Omgången fick därför ligga kvar under vintern varefter behandlingen kunde avslutas i maj månad.

Erfarenheter från projektet:

Konsult: Massorna skulle hålla en vattenhalt så att de var *lagom krambara*. Under behandlingstiden var vädret mycket varmt och torrt och kompoststrängarna vattnades för att temperaturen inte skulle bli för hög och för att höja fuktighetshalten. En följd av den torra väderleken var även att inget nämnvärt lakvatten bildades som måste tas om hand. Allmänt för kompostering så är jordens egenskaper viktiga framförallt i förbehandlingen då jorden ska siktas och strukturgivande material blandas in. Hög lerhalt är svårbehandlad i det fallet. Vid öppen kompostering som i det specifika fallet kan avgång till luft ske av flyktiga kolväten, men det är framförallt under förbehandlingen som avgången sker. Täckning av komposten kan motiveras av driftstekniska skäl, d v s om komposteringsprocessen skulle förbättras vid täckning. Temperaturen uppmättes regelbundet som en kontroll av behandlingen och när det var dags att vända materialet. I andra fall och på andra platser, exv. i tätbebyggda områden med korta avstånd till

behandlingsanläggningar, kan det vara lämpligare att transportera bort massorna. Detsamma gäller om kort saneringstid för objektet är viktig eftersom biologisk behandling är en långsam metod. Om massorna blandas ut med upp till 30 % organiskt/strukturmateriäl kan det vara svårt att få avsättning för massorna eftersom hög halt organiskt materiäl begränsar användandet. Den biologiska behandlingen kan utföras utan dessa tillsatser då näringsämnen tillsätts på andra sätt vilket medför att massornas struktur och mängd inte påverkas. Behandling genom kompostering i så stor skala betraktades som innovativ vid den här tiden. SGU: Sammanfattande erfarenheter var att det var ett spännande projekt som fungerade mycket bra.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Kompostering kräver förutom nedbrytbara föroreningar ett jordmaterial som är syrerikt och näringsrikt. Kompostering kräver stort utrymme för att behandla så stor volym massor som möjligt. I det specifika fallet krävdes det ändå tre behandlingsomgångar och behandlingen tog därför mellan 6-9 månader effektiv tid där temperaturen är tillräckligt hög för komposteringsprocessen.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	- Väderförutsättningarna var mycket passande vid behandlingsskedet

Slutsatser att ta med:

- Öppen kompostering kräver stora ytor för att så stora mängder som möjligt ska behandlas samtidigt
- Tekniken är väderberoende

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Biologiska nedbryningsmetoder 3.3.2

Referenser:

Annika Jacobson, Smedjebackens kommun

Anders Persson SYSAV Kemi (tidigare Anox AB)

Björn Lindbom, SGU, Jan Hellkvist, SGU.

Åtgärdsplan rörande jordsanering vid Statens oljelagers anläggning i Vad. Anox AB, 1997-03-16.

Kvalitetsplan rörande jordsanering vid Statens oljelagers anläggning i Vad. Anox AB, 1996-03-16.

Slutredovisning av genomförda arbeten och erhållna resultat, Anläggningen i Vad Smedjebackens kommun jordsanering. Ola Landin. 1999-02-04.

Bilaga 1: Sanerade respektive undersökta områden inom fastigheten Vad 1:4.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Pumpning och behandling av gv och jordtvättning (in situ)	On site In situ	Tranemo	Teknos Tranemo (2004)	86



Bild 10. Bilden visar luftningsanläggning med cisterner och damm vid saneringen av Teknos i Tranemo (Bildkälla: Peter Nacke, Teknos Tranemo AB).

Sammanfattning:

Marken under fabriksbyggnaden är förorenad av xylen och grundvattnet inom området är förorenat. I byggnaden pågår fortsatt verksamhet. Saneringen har genomförts genom att gv i det förorenade området under aktuell byggnad pumpas upp och luftas i dammar och cistern för att sedan återföras uppströms byggnaden. Saneringen har pågått sedan 1999 med minskande halter i gv som följd. Halterna ska reduceras ytterligare innan saneringen avslutas.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Föroreningshalten i uttaget gv vid pumpningens start 1999 var 49 mg xylen/l. Saneringsmålet definierades till att halterna i gv skulle minska, men inget specifikt riktvärde fastslogs.

Strategi:

On sitesanering av grundvatten genom att vatten pumpas upp, renas genom luftning och återförs för att strömma genom det förorenade området. I och med att grundvatten pumpas runt i marken renas marken under byggnaden in situ.

Val av åtgärdsalternativ:

Sanering in situ var nödvändig eftersom föroreningen fanns under byggnad och rivning av byggnaden för urgrävning inte var aktuell.

Behandling:

Gv-rening har pågått sedan 1999 och pågår fortfarande. Sedan 1999 pumpas vatten upp nedströms föroreningskällan under fabriksbyggnaden. Vattnet renas i en luftningsanläggning och återförs i en brunn uppströms fabriksbyggnaden. På så vis skapas en urtvättning av marklagren med renare och syrerikt vatten. Det syrerika vattnet förbättrar även den naturliga biologiska nedbrytningen av föroreningen. Sedan år 2001 utökades återföringskapaciteten av uppumpat och luftat vatten genom att en infiltrationsbassäng anlades för att matcha reningsanläggningens kapacitet på 30 l/min. Under år 1999 anlades även en skyddsvall nedströms det förorenade området för att minimera risken för utsläpp till den närliggande ån. Under år 2004 har reningsanläggningen kompletterats till att lufta vattnet både i cisterner och en damm.

Åtgärdsresultat:

Hösten år 2004 var föroreningshalterna 20 mg xylen/l. Enligt beräkningar finns ca 500 kg xylen kvar i marken. Målet är att halten ska minska ytterligare innan saneringen avslutas. Företaget kommer att föra diskussion med länsstyrelsen om åtgärdens avslutning. Vid de första kontrollprovtagningarna efter saneringens start år 1999 var reningseffekten ca 80 % vilket innebar att 4-5 kg xylen togs bort per vecka från marken under byggnaden.

Erfarenheter från projektet:

Teknos representant: Saneringen innebär en långsam men tydlig förbättring av föroreningssituationen inom området.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Rundpumpning av gv är beroende av god genomströmning i marken, gv egenskaper som exv pH-värde, temperatur, samt föroreningens egenskaper exv vattenlöslighet.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Ingen uppfattning	- Lämplig (lättflyktig)	- Tveksam	- Reduceringen av xylenhalt i gv är långsam

Slutsatser att ta med:

- Den reducerande effekten av gv-sanering genom pumpning, rening och återföring är tveksam. Haltminskningen avstannar ofta på de restföroreningar som kvarstår i marken och "återförorenar" vattnet. Gv-sanering genom pumpning bör kombineras med annan teknik som exv biologisk nedbrytning.

-
- Det avdrivna xylenet tilläts avgå till luften, något som kan anses kontroversiellt.
 - Saneringen kan anses omfatta både mark och gv under byggnaden och marksaneringen är per definition en jordtvätt av marken med renat vatten, s k *in situ soil flushing*. Saneringen är i det avseendet innovativ.
-

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Saneringen pågår fortfarande.

Läs mer:

Pumpning och behandling 3.2.6, jordtvättning 3.2.3

Referenser:

Div skrivelser mellan Teknos AB och Länsstyrelsen i Västra Götaland

Peter Nacke, Teknos AB

Elisabeth Morales, Länsstyrelsen i Västra Götaland.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Filterteknik och reaktiv barriär	On site	Kil	Gunnita f d impregnering (1995-1999)	33



Bild 11.
Markfilter vid Gunnita f d impregnering. Filtret är anlagt som en markbädd/"jordkulle" dit vattnet pumpas. Inloppet sker genom två fördelningsbrunnar med isolerade trälådor som skydd. De synliga rören är luftningsrör som ska motverka uppkomst av reducerande anaeroba förhållanden och därmed risk för bildning av arsenikväte (Bildkälla: Carina Lippel, Kils kommun).

Sammanfattning:

Inom fastigheten hade efterbehandlingsåtgärder genomförts vid tre olika tillfällen. 1995 grävdes ca 200 ton högkontaminerad jord upp och transporterades till behandlingsanläggning. 1998 anlades ett markfilter för rening av ytvattnet. 2002 övertäcktes slutligen kvarvarande arsenikförorenade ytor med geotextil och matjord i syfte att minska exponeringsrisken. Denna fallstudie behandlar dock endast åtgärden med anläggande av markfilter.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Målet för filtret är en utgående arsenikhalt <10 ug/l. För kvarvarande arsenikförorening i marken har halter på upp till 2 000 mg/kg TS tillåtit ligga kvar under en övertäckning (geotextil + jord) som begränsar tillgängligheten/exponeringen.

Strategi:

Anläggande av ytvattenfilter för att reducera arsenikhalterna innan dikesvattnet når recipienten.

Val av åtgärdsalternativ:

Olika metoder utvärderades som exv deponi på platsen och jordtvättning. Den valda lösningen ansågs vara den mest miljö- och kostnadseffektiva. Både Länsstyrelse och kommun deltog i beslutet angående vald åtgärdslösning.

Behandling:

Filtret är en markbädd med två speciella fraktioner av rostjordssand till vilket ytvattnet pumpas.

Åtgärdsresultat:

Filtret visade mellan åren 1998-2004 god reducerande förmåga med mer än 80 %. 2004 försämrades dock förmågan av att filtret sattes igen och restaurerande åtgärder utfördes genom att rören spolades igenom. Filtersanden var inte mättad och behövde inte bytas ut. Drift- och underhållsrutiner förbättrades även.

Erfarenheter från projektet:

Erfarenheterna av åtgärden har varit goda. Dock kräver markfiltret regelbunden tillsyn och underhåll.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Rapportmaterial: Den hydrauliska gradienten mellan det förorenade området och filtret var liten och pumpning av ytvatten/lakvatten till filtret används därför. Filterkonstruktionen leder nästan alltid till viss nedsättning av den hydrauliska konduktiviteten. Därför är det viktigt att omgivande jordlager är täta för att inte vattnet ska passera vid sidan om filtret. I detta fall pumpades vattnet till filtret och de omgivande lagren får mindre betydelse än vid självfall.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Hydraulisk gradient liten och pumpning måste användas	- Lämplig, arsenik binder gärna till järn i rostjorden	- Enkel åtgärd, kräver dock kontinuerlig kontroll	

Slutsatser att ta med:

- Filtret av rostjord har effektivt bundit huvuddelen av arseniken i ytvattnet. Efter 6 år restaurerades filtrets funktion

- Erfarenheter från Gunnita visar att tillsyn/underhåll är viktigt för filteranläggningens funktion.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Saneringen pågår fortfarande och kontroll av filtrets funktion har genomförts 1 gång/månad sedan anläggandet.

Läs mer:

Spridningsbegränsande åtgärder 2.3, filterteknik och reaktiv barriär 3.2.5

Referenser:

Övriga områden vid Gunnita f d impregneringsplats, Utredning av alternativa efterbehandlingsåtgärder – redovisning.
Johan Helldén AB 1999-11-09.

Problem med ytvattenfiltret i Gunnita november 2004, Skrivelse av Miljö- och Byggnadsförvaltningen i Kils kommun
2004-11-12.

Muntlig kontakt med Carina Lippel, Miljökontoret, Kils kommun, mars 2006.

Muntlig kontakt med Johan Helldén, Johan Helldén AB, april 2006.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Filterteknik och reaktiv barriär	In situ	Lerum	EK 2 transformatorstation (2004)	70



Bild 12. Arbete med invallning av det förorenade området vid transformatorstationen i Stenkullen, Lerum (Källa: Rolf Bergman, Vattenfall, Trollhättan).

Sammanfattning:

Vid ett haveri år 1984 av ett kondensatorbatteri benämnt EK 2 förorenade den PCB-haltiga oljan Aroclor 1242 närliggande mark. Marken sanerades och saneringsresultatet kontrollerades genom provtagning och analys. Under åren 2000-2003 undersöktes området för ev kvarvarande förorening efter haveriet. Halter i gv varierade då mellan 5,6-44 ng/kg, halter i ytvatten varierade mellan 3,32-136 ng/kg och i jord mellan 16,5-70 ng/kg. Mängden utsläppt PCB i samband med haveriet beräknades till 4 g. Efter simulering beräknades att 60 % av den utsläppta PCB-mängden var adsorberad i markens mullskikt och skulle långsamt tvättas ur under en tidsrymd på flera hundra år. Utifrån generella riktvärden för förorenad mark skulle inte åtgärder behövas. Kommunen förelade ändå problemägaren att reducera halterna i utgående vatten. Saneringen utfördes genom att gv genomströmning inom det förorenade området minskades genom avskärande diken. Omkringliggande diken tätades för att gv och ytvatten skulle ledas genom ett adsorberande filter av mulljord som anlades nedströms området.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Halter i gv låg mellan 5,6-44 ng/kg, halter i ytvatten varierade mellan 3,32-136 ng/kg och i jord mellan 16,5-70 ng/kg. De slutgiltiga målen sattes till att halterna i utgående vatten från den del av området som avbördas genom dräneringssystem åt nordväst skulle ha halter $<(1-3)$ ng/l. Det kan alltså jämföras med de uppmätta halterna i gv på 5,6-44 ng/kg.

Strategi:

För att minska halterna i utgående vatten minskades genomströmningen av vatten genom det förorenade området, förorenat vatten leddes sedan genom ett adsorbent filter innan det tillsammans med övrigt vatten från delområdet passerade en provtagningsbrunn. Vattenproverna skulle på så vis visa hela områdets vattenkvalitet inklusive utspädningsseffekt av PCB-läckaget.

Val av åtgärdsalternativ:

Att hitta föroreningskällan var som att "leta en nål i en höstack" och urgrävning var bl a på grund av det inte en effektiv lösning. Vid anläggandet av det adsorbentiva filtret utprovades lämpligt material varav den lokala mulljorden hade den bästa bindningskapaciteten.

Behandling:

För att reducera genomströmningen anlades en avskärande dränering uppströms det förorenade området. Diket förlades ytligt, var täckt och utformades med ytvattenintag. Vattnet skulle ledas ut sidledes och släppas fritt på markytan i de gräsbevuxna slänterna. Ett adsorbent filter bestående av mulljord anlades nedströms det förorenade området. Filtret skulle fördröja PCB-transporten för att naturlig nedbrytning skulle hinna verka innan föroreningen lämnade området. Tidigare utgående diken från det förorenade området pluggades med tät lerjord. En provtagningsbrunn som de nya dräneringsdikena kopplades till anlades nedströms området. I brunnen sammanfördes således dräneringsvatten från täckdikena med ev ytvatten. För att inte i onödan sprida PCB-haltigt material användes en arbetsordning där arbetsmoment som var renare utfördes före de smutsigare momenten. Provtagning har skett fyra

ggr per år, en gång per årstid.

Åtgärdsresultat:

Uppmätta halter har i medeltal varit ca 4 ng PCB/l. Åtgärds målet med en högsta halt på 1-3 ng/l är således inte helt uppnått.

Erfarenheter från projektet:

Företagets representant: Denna sanering syftade till att förhindra ev utläckage av kvarvarande PCB-föreningar inom området efter PCB-läckaget som skedde på mitten av 1980-talet. Nedanför det aktuella området finns en också naturlig tuv-/mossmark och när föroreningstransporten från området fördröjs med hjälp av barriären, så tar det också längre tid för vattnet att passera tuv-/mossmarken. Det bör ha en positiv inverkan på den markens redan höga bindningsförmåga vilket ytterligare minskar risken för spridning av PCB-förening.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Filter av mulljord grävdes ned i område där utströmmande vatten passerade. Det var alltså en fysikalisk adsorption genom bindning till den stora sammanlagda partikelytan hos en jord med hög organisk halt som var syftet.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	

Slutsatser att ta med:

- Mulljorden har fungerat bra som adsorbent i filtret och representerar en både effektiv och billig lösning på föroreningsläckaget från området.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

- Saneringen är inte avslutad än och provtagning har genomförts sedan anläggandet av filtret fyra gånger per år.

Läs mer:

Spridningsbegränsande åtgärder 2.3, filterteknik och reaktiv barriär 3.2.5

Referenser:

Rolf Bergman, Vattenfall Trollhättan

Stenkullen, Förslag till efterbehandling av PCB-förorenat område vid EK2. Rikard Jernlås, 2004-08-10.

Rapport över efterbehandling av PCB-förorenat område vid EK2-Stenkullen transformatorstation. Entropi SAB, 2004-11-25.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Filterteknik och reaktiv barriär	In situ	Hjo	Hjo telestation (2003)	72



Bild 13-14: Utläggning av värmebehandlad torv invid kabeltrumma och överfyllning av makadam.

Sammanfattning:

Efter observationer av olja på Hjoåns yta spårades föroreningskällan efter fördjupade undersökningar i dagvattensystemet till telestationen. Föroreningen fanns i anslutning till ett ledningsgrav och en byggnad. Den huvudsakliga saneringen utfördes genom urgrävning av åtkomliga massor. Adsorberande material lades sedan ut under kabeltrumma för att förhindra utläckage av kvarvarande föroreningar. Efter att saneringen genomförts upptäcktes återigen oljeföroreningar i Hjoån som spårades till marken under ett befintligt garage på fastigheten. Urgrävning i garaget utfördes under 2004. Det adsorberande materialet bestod av torv som lades i riklig mängd runt den kvarlämnade förorenade jorden under kabeltrumman. Torvmaterial i en jutesäck installerades även i den provtagningsbrunn nedströms området där dräneringsvatten från området passerade. Kontrollprogrammet har innefattat kontroll av filtrets funktion och provtagning av dräneringsvattnet och har utförts ungefär var tredje månad. Under den tiden som gått har det funnits tekniska problem med användandet av filtret i kontrollbrunnen. Kontrollbrunnen ligger nära områdets utlopp och filterfunktionen har bl a påverkats i hög grad vid höga nederbörds mängder. Vid ett tillfälle uppvisades skyhöga halter i kontrollbrunnen utan logisk förklaring och misstanke om sabotage fanns. I övrigt är minskande oljehalter i det utströmmande vattnet den sammanfattande bilden. Nya provtagningar utförs under april 2006 och om dessa visar låga halter kommer det att föreslås att saneringsåtgärden avslutas.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Saneringsmål var att kvarvarande oljeföroreningshalter skulle understiga riktvärdet för MKM för genomsläppliga jordar. Vidare skulle läckaget av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromatiska kolväten till Hjoån understiga 0,1 mg/l.

Strategi:

Den huvudsakliga strategin var urgrävning och borttransport av förorenade massor. Som ett komplement användes filterteknik för att förhindra spridning från kvarlämnade föroreningar.

Val av åtgärdsalternativ:

Den förorening som behandlades med filter fanns under en telekabeltrumma som inte skulle röras. Urgrävning var alltså inte aktuell. Föroreningshalterna understeg det angivna riktvärdet för saneringen och den kvarvarande föroreningen var därför inte av allvarlig karaktär. Som ett kompletterande skydd för mottagande recipient behandlades dock massorna med adsorberande material för att minska ev spridning av förorening.

Behandling:

Saneringen inom telestationområdet omfattade i huvudsak urgrävning och borttransport av förorenade massor. Föroreningen fanns i anslutning till en utgående kabeltrumma från byggnaden på området och hade uppkommit genom spridning från byggnaden. Omkring kabeltrumman fanns lera vilket medfört att föroreningen framförallt spridits längs ledningsgraven och att spridning i sidled var mycket liten. Urgrävning av förorenade massor utfördes så nära kabeltrumman och byggnaden som möjligt varefter massor under kabeltrumman behandlades med värmebehandlad torv för att förhindra utläckage av olja från restföroreningen. I provtagningsbrunnen där dräneringsvattnet från det sanerade området passerar innan utlopp i dagvattennätet installerades även ett filter av den värmebehandlade torven.

Åtgärdsresultat:

Resultat från gv-prov tagna ca 3 veckor efter avslutade arbeten visade att målen var uppfyllda. Initialt var inblandade mycket nöjda med resultatet. Sedan uppvisades det nya läckaget och en utökad urgrävning tog vid. I april 2006 har det genom kontrollprogrammet uppvisats låga halter och en ev avslutning av saneringsåtgärden genom filterteknik kan

komma att föreslås.

Erfarenheter från projektet:

Konsult: Det har funnits en hel del tekniska/praktiska problem med användandet av filtret i provtagningsbrunnen. Ett problem som har varit är att provtagningsbrunnen är belägen nära utlopp och filtret i brunnen har påverkats negativt vid höga flöden. Det adsorberande materialet i sig har troligen fungerat som det ska. Från kommunens sida hade man även gärna sett att en oljeavskiljare installerades som en slutstation innan dräneringsvattnet strömmade ut från området. Detta lika mycket p g a den pågående verksamheten på området som den aktuella saneringsåtgärden. Efter att problem som funnits har övervunnits har oljehalterna ändå legat på en låg nivå och filtret kan i det avseendet ha fullgjort sitt syfte.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Det adsorberande materialet blandades in i förorenade massor i en ledningsgrav vilken i sin tur var omgiven av täta jordlager med lera. Eftersom spridning har skett längs efter ledningsgraven har den torv som använts i anslutning till kabeltrumman i första hand hindrat spridning i sidled. Filtret i provtagningsbrunnen i sin tur har reducerat spridningen till recipienten. Filterteknik är beroende av att föroreningens spridningsväg går genom filtret och förekomsten av täta omgivande jordlager på vägen till provtagningsbrunnen var till stor fördel på det aktuella objektet.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	- Sorbenten användes som kompletterade åtgärd för svårskaktade massor

Slutsatser att ta med:

- Vid användning av filterteknik är omgivande jordlager viktiga. I detta fall var de omgivande jordlagren täta och ingen spridning i sidled vid sidan om provtagningsbrunnen riskerades.
 - Kontinuerlig kontroll av filtret är nödvändig. I detta fall har kontroll skett var tredje månad.
-

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Saneringen slutrapporterades i juni 2003 och kompletterande kontroll skulle utföras i september/oktober då vattenflödet bedömdes vara stort. Därefter skulle fortsatt kontroll ske minst en gång per år vid högt vattenflöde fram till våren 2005, d.v.s. i två år efter genomförd sanering. Efter den nya urgrävningen har kontrollprogrammet fortlöpt och nya provtagningar utförs under april 2006. Om resultaten är goda kommer det att föreslås att saneringsåtgärden ska avbrytas. Kontrollen har i regel skett var tredje månad i provtagningsbrunnen där vattenprover har analyserats och filtrets funktion har kontrollerats.

Läs mer:

Spridningsbegränsande åtgärder 2.3, filterteknik och reaktiv barriär 3.2.5

Referenser:

Sanering av oljeläckage, Hjo telestation, Rapport 4: Slutrapport, Carl Bro AB, 2003-06-23.

Per-Åke Johansson, Hjo kommun

Margareta Kellinge, Carl Bro.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Jordtvättning, förbränning, stabilisering och solidifiering, inneslutning och barriärteknik (deponi på plats)	On site	Ljungby	Bolmen (1995)	122

Sammanfattning:

På området hade en träimpregneringsanläggning bedrivit verksamhet under 15 år omkring sekelskiftet 1900. När saneringen skulle genomföras år 1995 var det mer än 80 år sedan impregneringen upphörde och markytan inom området som kallas *Fnasbacken* var i det närmaste helt sterilt. Undersökningar hade visat att jordmaterialet till stor del bestod av organiskt material efter den bark som den tidigare verksamheten producerat och att jordmassorna var kraftigt förorenade av framförallt koppar men även arsenik. Under år 1983 genomfördes markundersökningar och området kalkades som saneringsåtgärd. Ytterligare kalkning av området utfördes under åren 1984 och 1993 och totalt nedbrukades 107 ton kalk. Fortsatta saneringsåtgärder skulle utföras 1995 då förhöjda kopparhalter hade uppmätts i sjösediment i den närliggande sjön Bolmens strandområde. Saneringen genomfördes genom urgrävning av förorenade massor på land och i strandsediment. Behandling utfördes genom avvattning av sedimenten, sortering och jordtvätt/förbränning av jordmassor, samt efterföljande *solidifiering* av massorna samt deponering på plats.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Föroreningen återfanns framförallt i bark- och träresterna, men även i underliggande matjordslager. Medelvärdet för koppar var 3 400 mg/kg TS och högsta halt var 11 100 mg/kg TS. Mängden förorenade barkmassor beräknades till 1 000 m³ och mängden koppar till 4 ton. I underliggande matjordslager fanns ytterligare 100 m³ med en halt på 500 mg/kg TS. I sjöns bottensediment rakt utanför deponin fanns ytterligare 60 m³ massor med halter på <1000 mg/kg TS. På två närliggande fritidshustomter dit förorenat material hade spridits fanns 500 m³ förorenade massor med halter på 700-800 mg/kg TS eller 450 kg koppar. Förorenad totalvolym var därför 1600-1700 m³ och kopparmängden var 5 ton. Saneringsmålet var att minska risken för läckage till den närliggande sjön Bolmen, sydsveriges största sjö och dåvarande vattentäkt för mer än en halv miljon människor. I anmälan anges att riktvärde från den Holländska riktvärdeslistan ska användas, d v s för koppar 75 µg/l och 190 mg/kg TS. Riktvärdet för schaktning av förorenade massor blir sedan 100 mg/kg TS. Genom saneringen skulle sjön Bolmen även fortsättningsvis användas som ytvattentäkt och markområdet skulle kunna användas utan restriktioner.

Strategi:

De förorenade massorna grävdes ur, förbehandlades genom sortering/siktning samt jordtvätt/förbränning innan kvarvarande förorenat material deponerades inom en på platsen anlagd deponi.

Val av åtgärdsalternativ:

Ingen uppgift.

Behandling:

Utgrävning skedde av delar av strandzonen, landområdet *Fnasbacken*, samt av två närliggande fritidshustomter. Urgrävningen av strandsediment skulle ske med stor försiktighet och etappvis för att förhindra slamspridning. Schaktningsområdet inhängnades även med en flytvägg bestående av ett tätt draperi hängande vertikalt ned mot sjöns botten, en s k läns. När schaktningen avslutats skulle länsen rengöras och området innanför länsen kalkas. Vid urgrävningen på fritidshustomterna användes bl a en sug för att komma åt massor under en byggnad. Vid urgrävningen sorterades grövre material ut och återfylldes. De urgrävda massorna placerades i en tillfällig deponi varifrån lakvatten samlades upp i en damm och kalkades och provtogs innan det släpptes ut i sjön. 8 500 ton massor behandlades sedan i en reningsprocess inom området. Massorna delades upp i olika fraktioner och organiskt och oorganiskt material skiljdes från varandra. Det organiska materialet förbrändes på plats i anläggning och askan från förbränningen blandades sedemera med slammet från jordtvätten av det organiska materialet. Det oorganiska materialet tvättades och blandades med ett bindemedel. Det vattenbemängda slammet tillförde den vätska som behövdes vid bränningen av den "betongklump" som var slutresultatet. Efter jordtvätten återstod ca 4 000 ton finkornigt förorenat material som deponerades inom området och 4 000 ton grovkornigare material kunde friklassas och återfyllas. De massor som skulle deponerades blandades med ett bindemedel, cefyll, och en monolit (*stenliknande*) betongklump gjöts och deponerades på plats. Platsen för deponin förbereddes med att en stor grop grävdes ur och väggar och botten tätades med bentonit innan deponimassorna fylldes i. Deponin topptätades sedan.

Åtgärdsresultat:

Saneringen uppfyllde målen med urschaktning där halten i kvarlämnade massor skulle understiga 100 mg/kg TS.

Erfarenheter från projektet:

Ingen uppgift.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Jordtvätt ska koncentrera föroreningen. Eftersom kapaciteten för bindning av föroreningar är stor för mindre

kornstorlekar är det i regel inte möjligt att tvätta finfraktionen. Jordtvättningens effektivitet är därför beroende av föroreningens fördelning mellan olika kornstorlekar i den förorenade massan. På samma vis har organiskt material stor bindningskapacitet och är inte lämplig för jordtvätt. På det aktuella objektet skiljdes den organiska delen som bestod av bark ut innan jordtvätten och förbrändes. Vid förbränningen bildades aska med hög metallhalt som deponerades. Jordtvätten utfördes med vatten och hälften av de massor som sorterades och/eller tvättades kunde sedan friklassas. Utifrån det kan föroreningens fördelning mellan kornstorleksfraktioner sägas vara lämplig.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	- Föroreningen var koppar som är en relativt "orörlig" metall, d v s den binder hårt till jordpartiklar. Metallens orörlighet är en fördel när åtgärdslösningen består av deponering.

Slutsatser att ta med:

- Jordtvätt kan inte utföras på material med hög organisk halt. Om den organiska delen är lätt att avskilja kan en kombination med andra behandlingsmetoder vara lämplig.
- Jordtvätt kan kraftigt minska andelen förorenad jord till deponering eller annan behandling.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Jordtvättning 3.2.3, förbränning 3.3.1, stabilisering och solidifiering 3.4.1, inneslutning och deponering 3.4.2

Referenser:

Alf Carlsson, Ljungby kommun

Ansökan Fnasbacken Bolmen. Miljö- och byggnämnden Ljungby kommun, 1995.

Marksanering vid gammal impregneringsanläggning Bolmen, Ljungby kommun. Kjessler & Mannerstråle AB, 1995-11-01.

Barkupplag vid Bolmen, kartläggning av tungmetallförekomst vid gammal impregneringsanläggning. Kjessler & Mannerstråle AB, 1983-12-22.

Fnasbacken, en miljöskuld är betald. Ljungby kommun.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Jordtvättning	On site	Strängnäs	P10 (2006)	64

Sammanfattning:

Försvarsmakten ersätter efterhand och sanerar de konventionella kulfängen med ett färre antal s k miljökulfång. I samband med detta urgrävdes och behandlades blyförorenade kulfångsmassor med en mobil jordtvättsanläggning vid P10 i Strängnäs.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Föroreningshalterna varierade mellan <100 mg/kg till mer 40 000 mg/kg TS. Saneringsmål var att massorna fick innehålla högst 300 mg/kg TS.

Strategi:

Uppgrävning av massorna och behandling i mobil jordtvättsanläggning.

Val av åtgärdsalternativ:

Jordtvätt valdes som ett steg i att utveckla och använda ny teknik istället för deponering av blyförorenade massor.

Behandling:

Jordtvättsanläggningen etablerades på asfalterat underlag och omgavs av en kant. Dagvatten och ev spillvatten från anläggningen avleddes till en damm som anlagts med tätsvetsat geomembran. Vattnet recirkulerades i processen. Tvättprocessen bestod i flera behandlingssteg med torrskivning, magnetseparering, sköljning, cyklonering, flotation och avvattning. I det sista steget avvattnades jordslurryn och det avvattnade vattnet transporterades till behandlingsanläggning. Den renade jorden lagrades i avvaktan på återanvändning inom området. Efterbehandlingen pågick mellan juni 2002 och januari 2005.

Åtgärdsresultat:

XRF-mätning gjordes direkt på det renade materialet och innehöll det för höga halter kördes det en gång till i tvätten. Det renade materialet efter avslutad tvättning uppfyllde därför det uppsatta åtgärds målet. Mängden avvattnat slam som behöver vidare behandling hade i Försvarsmaktens tidigare kulfångsreningsprojekt uppgått till mellan 5-10 % av behandlad jordmängd. I detta fall blev det 30 % vilket alltså betyder en betydligt högre vidarebehandlingskostnad än väntat. Tidplanen följdes, men efterbehandlingskostnaden (för första verksamhetstillståndet på behandling av 20 000 ton) överstegs med 16 % vilket ändå betraktas som ett bra resultat. 27 900 ton massor behandlades varefter 18 500 ton kunde återanvändas och 9 300 ton kördes till deponi.

Erfarenheter från projektet:

Konsult: De förorenade massorna mellanlagrades på lermark som inte höll för belastning från de tunga arbetsmaskinerna. Detta medförde att en stor yta blev förorenad. I detta fall fanns två tillsynsmyndigheter, Generalläkaren och kommunen. I sådana fall är det viktigt att från början klargöra hur asvaret fördelas. Det var svårt att få en överensstämmelse mellan de olika mätmetoder som användes, atomabsorptionsspektrofotometer av entreprenören för egenkontroll, XRF för saneringskontroll och laboratorieanalyser (ICP-AES). Problemet låg i att den normala jordfördelningen med inslag av finfraktion fattades i proverna som enbart innehöll en ren sand- och grusfraktion. Laboratorieanalyserna modifierades därför på ett flera sätt på grund av detta. Projektet har ännu inte sammanställts färdigt.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Viktiga faktorer i jordtvättsprojekt är föroreningsfördelning mellan fin- och grovfraktion och den förorenade jordens kornstorleksfördelning och halt organiskt material. Detta beroende på att mindre kornstorlekar och organiskt material binder föroreningar betydligt hårdare än grövre kornstorlekar. I detta fall var materialet ren sand med grus och alltså idealiskt för jordtvätt.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Lämplig	- Lämplig	- Lämplig	

Slutsatser att ta med:

- Kornstorleksfördelning var gynnsam för jordtvätt.
- Endast en förorening i massorna gör behandlingen enklare.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Nej.

Läs mer:

Jordtvätt 3.2.3

Referenser:

Monica Ouacha, Johan Helldén AB, Sammanfattning av jordtvättsprojektet genom personlig kontakt under mars 2006.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översiktnr
Inneslutning och barriärteknik	On site	Jönköping	Syraslamgropen (2002 (rev. 2005))	106



Figur 15-16. Övertäckning av den gamla syraslamgropen i Kniphammaren, Jönköping. Bilden till vänster visar anläggande av skyddslagret och bilden till höger visar terrasserings- och gasdräneringsbrunn (Källa: Mats Käll, Sweco, Jönköping).

Sammanfattning:

Området var ursprungligen en grustäkt men hade under många år använts som deponi av syraslam och annat oljehaltigt avfall. Cirka 10 000 m³ avfall hade deponerats. Undersökningar visade att ca 30-40 kg kolväteföreningar (varav 0,2-0,5 kg halogenerade) samt några kilo tungmetaller årligen läckte till den närliggande recipienten. Saneringen utfördes genom att ytligt syraslam grävdes ur och borttransporterades till behandlingsanläggning. Deponiytan tätades sedan för att minska lakvattenbildningen i deponin och därigenom minska spridning av föroreningen. Kontrollprogrammet sträckte sig först från övertäckningens avslutande år 2002 till år 2004. Under denna period innehöll en lysimeter (vattenprovtagare) för mycket vatten och tätskiktet ovanpå denna byttes därför ut. Kontrollprogrammet har därefter förlängts till år 2007 eftersom föroreningshalterna i gv inte har minskat efter övertäckningsåtgärden.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Det övergripande åtgärds målet var att minska riskerna på området och att minska utläckaget av föroreningar. Mätbart åtgärds mål var att innesluta/övertäcka den gamla deponin så att gv-bildningen genom deponin minskades med minst 90 %.

Strategi:

Saneringen genomfördes med urgrävning av ytligt syraslam vilket transporterades till behandlingsanläggning. Därefter täcktes kvarvarande syraslam i den gamla deponin.

Val av åtgärdsalternativ:

Det fanns redan en stor mängd deponerat material inom området och urgrävning och borttransport av så stora mängder var inte rimlig. Övertäckning av den gamla deponin ansågs vara lämpligast.

Behandling:

I planeringskedet inför täckningen av deponin genomfördes en provbelastning av två ytor inom deponiområdet. Provbekastningen innebar att sandhögar lades upp och fick ligga mellan oktober till januari. Trots att denna provbelastning visat att sättningarna i syraslammet var små utfördes en förbelastning av området. Efter att markytan terrasserats med en utfyllnad på upp till 2 m över ursprunglig höjd, förbelastades ytan med 1,3 m massor. Förbelastningsmassorna låg upplagda under ett år mellan år 2000 och 2001 och under denna period gjordes regelbundna mätningar. Sättningarna avtog tydligt under de första månaderna och det konstaterades att deponin kunde byggas. Förbelastningsmassorna lyftes av för att senare kunna användas som skyddsmassor på deponin. Tätande lager med bentonitmatta, gasdränlager och gasbrunnar, samt lysimetrar installerades. Den tätade ytan uppgick till ca 5 800 m². De två gasbrunnarna som installerades skulle avleda gas som kunde bildas under lång tid och äventyra bl a tätskiktets funktion. Uppbyggnaden av gasdränlagret blev också styrande för hur lutningar utformades för olika lager i tätskiktet. Skyddslagret utgjordes av massorna som tidigare använts för förbelastning och bestod av sandig siltig morän och skulle skydda mot rotnedträngning och tjäle. Utströmningsområdet från deponin inhägnades och 2 st gv-rör installerades inom området för att möjliggöra kontroll av gv. Efter hösten 2002 har kontrollprogrammet inneburit kontroll

och analys av grund- och ytvatten, kontroll av gasspridning från deponin och funktionskontroll av tätskiktet. Kontrollprogrammet skulle pågå t o m år 2004. Eftersom halterna i gv inte har minskat efter åtgärden har kontrollprogrammet förlängts t o m år 2007.

Åtgärdsresultat:

Under saneringsarbetet påträffades förorenade massor utanför det område som skulle täckas. Jönköpings kommun ansökte därför om ytterligare bidrag för att utöka täckningsområdet och för att täcka uppströms beläget inströmningsområde. Efter avslutad sanering har kontroll av övertäckningens funktion bestått av bl.a kontroll av lysimeterar installerade i deponin. Under år 2004 läckte det in för stor mängd vatten i en lysimeter. Tätskiktet grävdes då fram för kontroll varmed ett stycke av tätskiktet byttes ut. Det initiala kontrollprogrammet sträckte sig två år efter åtgärden, t o m 2004. Efter det har kontrollprogrammet förlängts t o m år 2007 eftersom föroreningshalterna i gv inte har minskat efter åtgärden. Inga ytterligare problem med täckningen har påvisats och det har inte fastlagts varför gv-halterna inte minskar.

Erfarenheter från projektet:

Rapportmaterial: I ett projekt som går från en lång utredningsfas till projekteringsfas och där flera olika aktörer varit inblandade kan svårigheter uppkomma. De åtgärder som en utredare förespråkar kanske inte är möjliga eller lämpliga att projektera och en del av det framtagna underlaget kanske i vissa fall inte håller tillräckligt hög kvalitet. I detta fall var exv. den terrängmodell som framtagits i ett tidigare skede och som använts i förfrågningsunderlaget inte korrekt utan gjordes om av anlitad entreprenör. Det tillsammans med en ny stabilitetsundersökning medförde att täckningens yta minskade med några 100-tals m². En kontrollmetod som användes var att lysimeterar byggdes in i täckningskonstruktionen. Lysimeterna bestod av makadamfyllda lådor på 5 m² som täcktes av makadam och sand innan tätskiktet bentonitmattan lades på. En godkänd kontroll av tätskiktet innebar sedan att det kontrollerades att inget eller mycket små mängder vatten fanns i lysimetern. Tätskiktet över en av fem lysimeterar läckte och tätskiktet åtgärdades på den platsen. Möjligheten att tätskiktet läcker på andra delar av deponin, d.v.s. utanför lysimeterarna kan ändå inte uteslutas. Lysimeterarna utgör med andra ord en slags stickprovskontroll av tätskiktet.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Materialets lakningsförmåga är en viktig faktor.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objektet:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Komplicerad, nya deponimassor skulle läggas på gamla och stabiliteten var osäker och testades noggrant.	- Syraslam, d v s deponimassor med höga kolvätehalter	- Lämplig, svårt att behandla på annat sätt	- Gv-halterna har inte minskat trots övertäckningen.

Slutsatser att ta med:

- Deponimassor av olika slag är svåra att behandla på annat sätt än genom fortsatt deponering.
- Föroreningshalten i gv har inte minskat efter åtgärden.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Anläggande av deponier följs ofta av en kontinuerlig och långvarig kontroll av deponins funktion och av ev föroreningsspridning från deponin. Här rör det sig dock om övertäckning av en gammal deponi och kontrollprogrammet var därför inte lika omfattande. I detta fall skulle övertäckningen kontrolleras i 2 år efter åtgärden. På det aktuella objektet skulle kontroll ske av grund- och ytvatten, gasspridning, funktionskontroll tätskikt samt okulär besiktning av omgivningen t o m år 2004. Kontrollprogrammet har nu förlängts t o m år 2007 eftersom att föroreningshalterna i gv inte har minskat efter åtgärden.

Läs mer:

Inneslutning och deponering 3.4.2

Referenser:

Mats Käll, Jönköping Sweco Viak.

Slutrapport över sanering och efterbehandling av Kniphammaren 1:3 (syraslamgropen) i Jönköpings kommun. Sweco VBB Viak, 2005-02-25.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Schakt och sortering/transport	Ex situ	Lekeberg, Linköping	Bensinstation 59 (2000), Bensinstation 69 (2000)	195, 205

Sammanfattning:

Bensinstation 59: Saneringsarbetet bestod av framschaktning av två bensincisterner vilka rengjordes och togs upp. En pumpö avlägsnades även. Förorenade jordmassor i anslutning till cisterner grävdes ur och borttransporterades till behandlingsanläggning. Förhöjda halter petroleumkolväten hade påvisats i gv. Under saneringsarbetet kontrollerades därför gv för att verifiera att de gällande utsläppskraven inte överskreds.

Bensinstation 69: Jordlagren bestod av ca 2 m fyllning följt av lera ned till ca 5 m underlagrat av morän. Markytan var till största delen asfalterad. I omgivningen fanns ett behandlingshem och närliggande mark var i huvudsak jordbruksmark. En bergsborrad gv-brunn fanns inom fastigheten. Jorden var förorenad av petroleumkolväten. Gv var inte förorenad. Saneringen utfördes genom urgrävning och borttransport av förorenade massor till behandlingsanläggning.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Bensinstation 59: Saneringsmål var riktvärde för MKM GV.

Bensinstation 69: Riktvärde för MKM Gv användes som åtgärds mål.

Strategi:

Marken sanerades genom urgrävning och borttransport av förorenad jord.

Val av åtgärdsalternativ:

Ingen uppgift.

Behandling:

Bensinstation 59: Sanering av den nedlagda bensinstationen innefattade kontroll av kända cisterner. Underjordiska cisterner skulle vara tömda och sandfyllda. I detta fall togs två cisterner upp och överlämnades till fastighetsägaren. I anslutning till cisterner och pumpöar undersöktes om marken var förorenad av petroleumkolväten. Sammanlagt 680 m³ förorenad jord grävdes ur och borttransporterades till behandlingsanläggning. Förhöjda halter petroleumkolväten hade påvisats i gv innan sanering. Under urgrävningen kontrollerades därför halterna i gv för att verifiera att utsläppskraven uppfylldes. Provan analyserades även med avseende på MTBE. Två respektive fem månader efter urgrävningen togs uppföljande gv-prov.

Bensinstation 69: Schaktning genomfördes inom två områden och utefter de ledningar som gått mellan pumpar och cisterner. Rivning av asfalt och återfyllning med rena massor utfördes successivt varefter schakterna utvidgades. Återfyllningen utfördes till största delen med osorterad sand. Grävningen utfördes maximalt ned till 4 m djup ned i naturliga lerlager. Förutom förorenad jord omhändertogs även tre cisterner som rengjordes och borttransporterades. Under urgrävning kontrollerades schaktbotten med avseende på VOC-halt med fältinstrumentet PID. Gränsvärde för PID sattes till 10 ppm efter att jämförelse mellan fält- och laboratorieresultat från markundersökningen visat att detta motsvarade halter som understeg riktvärdet för MKM Gv. Under arbetets gång kom dock gränsvärdet att höjas till 40 ppm. Sammanlagt borttransporterades 3 500 ton förorenade massor till behandling.

Åtgärdsresultat:

Bensinstation 59: Alla kända föroreningskällor hade avlägsnats och kontrollerande provtagning visade på halter klart understigande åtgärds målet.

Bensinstation 69: Åtgärds målen ansågs vara uppfyllda. Restförorening lämnades dock i schaktvägg mot en väg och i ett område väster om kontorsbyggnad.

Erfarenheter från projektet:

Rapportmaterial: Bensinstation 59: Vid cisternkontrollen påträffades en cistern som innehöll en stor mängd bensin. En konflikt mellan fastighetsägaren och tidigare stationsföreståndaren om äganderätten till bensinen uppstod. Efter en hel del tumult fick saneringsentreprenören tillslut låsa och inhägnat cisternen under tiden ägandefrågan löstes. Under tiden fortsatte undersökningen av övriga cisterner.

Bensinstation 69: Det arbetet som tillkom var ledningar som skadades vid grävning och som lagades eller byttes ut. Efter en natts kraftigt regnande fylldes schakten av vatten som sanerades med hjälp av slambil och kördes till anläggning.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Urgrävning av förorenad jord är beroende av om massorna är åtkomliga eller schaktbara. En försvårande omständighet är om det rinner till mycket vatten i schakterna. Läns pumpning med efterföljande rening av vattnet i oljeavskiljare brukar då användas.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objekten:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
Bensinstation 59: - Lämplig	Bensinstation 59: - Lämplig	Bensinstation 59: - Lämplig	Bensinstation 59: - Problem runt äganderätten över
Bensinstation 69: - Besvärlig lera	Bensinstation 69: - Lämplig	Bensinstation 69: - Lämplig	kvarlämnad bensin. Bensinstation 69: - Schaktgrop fylldes med regnvatten

Slutsatser att ta med:

- Täckning eller färdigställande av schaktgropar inför stillestånd hade besparat tömning med slambil.
- Inga försvårande omständigheter runt schaktningen. Ett problem uppstod dock runt äganderätten av kvarvarande bensin i cistern.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Gv kontrollerades med provtagning två respektive fem månader efter urgrävningen.

Läs mer:

Schakt och sortering 2.1

Referenser:

Miljökontrollrapport, Efterbehandling av fastigheten Gropen 1:2, Gropen, Fjugesta i Lekebergs kommun, Jordmiljö Nordic AB, 2000-09-17.

Miljökontrollrapport, Genomförd efterbehandling rapport, Fastighet Ryckelösa 6:1, Ryckelösa Linköpings kommun, SGI 2000-11-13.

Teknik	Strategi	Kommun	Objektnamn (rapport årtal)	Översikt nr
Schakt och sortering/transport	Ex situ	Malmö	Bo-01	136

Sammanfattning:

Bo-01-området utgör en del av Malmö kommuns 80 ha stora exploateringsområde *Västra hamnen* i Malmö. Området har bildats genom utfyllnader i havet mellan 1940-1980-talet och marken består därför av en mycket varierande och komplicerad geologi. Historisk verksamhet på området hade varit bl a fartygstillverkning och föroreningen bestod i huvudsak av tyngre alifater (>C₁₆-C₃₅) och PAH:er. Även metangas förekom i marken p g a den pågående nedbrytningen av det organiska material som fanns i utfyllnadsmassorna. Metangasen åtgärdades dock inte inom saneringsprojektet utan de framtida byggherrarna fick istället ansvara för att utforma källare med gassäker betong.

Saneringen omfattade urgrävning av mark inom ett antal olika delområden och även muddring av bl a en småbåtshamn. Genom provgrovsgrävningar avgränsades en stor del av PAH-föroreningen som var den förorening som skulle styra saneringen. Sanering utfördes sedan genom urgrävning ned till 2 m under befinlig markyta. De urgrävda massorna sorterades och provtogs och kunde sedan i många fall klassas som B-massor och återanvändas på djup större än 1,2 m. 4 300 ton jordmassor med högre halt än B-massorna borttransporterades till behandlingsanläggning. 130 000 m³ lermorän tillfördes området för terrasseringsarbeten. Inom projektet genererades dock ett överskott av B-massor på 286 000 ton som borttransporterades med lastbilar nattetid till utfyllnadsområde i Norra hamnen i Malmö.

Föroreningshalter och saneringsmål:

Tyngre alifater, PAH:er och metangas var de huvudsakliga föroreningstyperna. Styrande förorening var PAH (EPA16). Saneringsmål för PAH varierade med jorddjup som beräknades från *färdig markyta*. Riktvärden var 2 mg/kg TS för ytjord ned till 1,2 m, 20 mg/kg TS för djupet 1,2-2 m och 100 mg/kg TS för djup >2 m. Riktvärden för oljeförorenade massor användes dock inom vissa urgrävningar.

Strategi:

Urgrävning av förorenade massor och/eller övertäckning med rena massor.

Val av åtgärdsalternativ:

Föroreningen bestod av PAH:er bundna i marken som varken var flyktiga eller lättlösliga i vatten. Därför bedömdes spridningsrisken som försumbar. Det konstaterades att risken fanns i de föroreningar som fanns i ytjorden. Problemet med metangaser som bildades genom den pågående nedbrytningen av organiskt material i marken ansågs inte vara realistiskt att åtgärda genom urgrävning. De framtida byggherrarna fick därför ansvara för att använda gassäker betong i källare. Bo-01-området bestod av utfyllnader under lång tid och en hel del miljöfarligt material ansågs kunna vara dumpat i marken. Att lokalisera sådana hot spots skulle vara omöjligt utan en mycket omfattande provtagning. Med de åtgärder som valts beräknades dock de sammanhängande föroreningarna ha sanerats.

Behandling:

Saneringen omfattade urgrävning av mark inom ett antal olika delområden och även muddring av bl a en småbåtshamn. Genom provgrovsgrävningar avgränsades en stor del av PAH-föroreningen som var den förorening som skulle styra saneringen. Sanering utfördes sedan genom urgrävning ned till 2 m under befinlig markyta.

Åtgärdsresultat:

Saneringen uppfyllde målen och de riktvärden som uppställts. En säker boendemiljö anses därför vara säkrad.

Erfarenheter från projektet:

Rapportmaterial: När de PAH-förorenade massorna grävdes upp och sorterades ut från sten o s v togs laboratorieanalyser för att klassa materialet. En hel del av massorna kunde då klassas som B-massor vilka kunde återanvändas på området på djup större än 2 m. Detta förklaras med att det vid urgrävningen är omöjligt att endast gräva ur de förorenade massorna utan att få en utspädning med renare massor. Krasst kan sägas att massorna har för höga halter i marken men när de har grävts upp så är de *rena nog* att återföra. De oljeförorenade massorna däremot klassades efter urgrävning fortfarande till borttransport, även om även dessa halter hade minskat. Här kan den ökade biologiska nedbrytning tillsammans med viss avgång till luft ha spelat en viss roll, men utspädningen med renare massor anses vara den största orsaken till haltminskningen. För att förbättra saneringsresultatet, d v s för att avlägsna större mängder föroreningar ansågs en mycket mer omfattande provtagning behövas vilket inte ansågs vara praktiskt möjligt i många fall under saneringsskedet.

Framgångskritiska faktorer för tekniken och rådande förhållanden på objektet:

Urgrävning av förorenad jord är beroende av om massorna är åtkomliga eller schaktbara. En stor del av schaktarbetet ägnas åt sortering av massorna vilket är mer komplicerat än vanligt vid tätortsschaktningar.

Sammanfattande framgångskritiska faktorer för objekten:

Geohydrologi	Föroreningar	Teknik/metodik	Övrigt
- Komplicerad, mycket varierande – vet inte vad som dyker upp	- PAH:erna ansågs inte flyktiga och därför inte spridningsbenägna	- Lämplig	- Ett överskott på 285 000 ton B-massor genererades och 130 000 m ³ lermorän tillfördes, det var alltså en massiv transportinsats inom projektet

Slutsatser att ta med:

- Svårt att sanera på annat sätt än schakt och sortering/transport.

Har uppföljande kontroll efter saneringen utförts?

Ingen uppgift.

Läs mer:

Schakt och sortering 2.1

Referenser:

Rapport för kontroll, hantering och sanering av jord och övriga schaktmassor inom Kv Bilén, Västra hamnen.

Scandiaconsult, 2001-05-31.

Bilaga 3A. Lista över behandlingsanläggningar för utskick av enkät

Huvudman	Anläggning	Svar J/N
Försvarsmakten Sydkustens Marinbas	Berga Övningsskolor Övningsfält	N
Ragn-Sells Avfallsbehandling	Högbytors avfallsanläggning	N
SRV Återvinning AB	Sofielunds Återvinningsanläggning	J
SÖRAB	Löt Avfallsanläggning	N
Uppsala Kommun	Hovgårdens Avfallsanläggning	N
RGS90 Sweden AB	Norrköping	J
Tekniska Verken i Linköping	Linköping	J
Gnosjö Kommun	Gynnås Avfallsanläggning	N
Jönköping Jordhantering AB	Jönköpings Jordhantering AB	N
Jönköping kommun	Hult avfallsanläggning	N
Vetlanda Energi & Teknik AB	Flishults avfallsanläggning	J
Växjö kommun	Häringetors avfallsupplag	N
Västerviks kommun	Målsenums avfallsanläggning	J
Affärverken Karlskrona AB	Bubbetors avfallsanläggning	N
Hässleholms kommun	Vankiva avfallsanläggning	J
MERAB	Rönneholms Mosse Avfallsupplag	N
NSR	Filborna avfallsanläggning	N
SYSAV AB	Albäcks avfallsupplag, Hedeskoga avfallsupplag, SYSAV Kemi AB	J
Östelens Kom. Renhållningsbolag Simrishamns kommun	Måsalycke avfallsanläggning	J
Borås kommun	Sobacken	J
EkoTec	Gullspång, Sundsvall, Skellefteå	J
Renova AB	Kläpp, Avfallsanläggning	N
Sita Sverige AB	Löt	J
Sita Sverige AB	Rödjorna	N
Miljöbolaget i Svealand	Miljöbolaget i Svealand	N
Sydskraft -SAKAB	SAKAB	J
Örebro Kommun, Tekniska förvaltningen	Atleverket	J

Huvudman	Anläggning	Svar J/N
VAFAB	Gryta avfallsanläggning	N
Ludvika Kommun	Björnhyttans avfallsanläggning	N
Dewatech AB	Dewatech AB	N
Gästrike Avfallshantering	Forsbacka Avfallsanläggning	N
Hudiksvalls kommun	Ulvberget Deponiplats	
Ragn-Sells Avfallsbehandling	Ragn-Sells avfallsbehandling	N
Vägverket Produktion Nord	Bollnäs, Umeå, Piteå	J
Reko Sundsvall AB	Blåberget	J
Bodens kommun	Brandkläppens avfallsupplag	J
Gällivare Kommun	Kavahedens avfallsupplag	N
Nordmark Miljö	anl Svalget	J
Norrlandsjord & Miljö	Sunderbyn	
BDX Företagen AB	BDX Miljö, Gällivare	J
Soilrem MB Envirotech	.	J

Bilaga 3b. Enkät till behandlingsanläggningar

ENKÄT

Vi ber dig svara noggrant och sanningsenligt för att få så rättvisande bild som möjligt över hur den förorenade jorden tas om hand på behandlingsanläggningar. Alla frågor ska läsas som att de gäller förorenad jord och under år 2005, exv *Anläggningen har följande tillstånd för behandling av förorenad jord under 2005, osv.* Även om enkätsvaren behandlas under sekretess så kanske det är frågor som ni inte vill svara på. Markera i så fall den frågan med anledningen till att ni inte svarar, exv *konfidentiellt* eller *vet inte*.

1. Anläggningen eller anläggningarna har följande tillstånd:
2. Är anläggningen/arna till för behandling, deponering eller behandling och deponering:
3. Hur transporteras de förorenade massorna till era anläggningar. Ange om möjligt andelen av olika transportmedel:

Med vilka metoder har massorna behandlats under år 2005?

4. Vilka koncentrationsmetoder användes och hur stor mängd/volymer behandlades med respektive metod?
5. Vilka destruktionsmetoder användes och hur stor mängd/volymer behandlades med respektive metod?
6. Vilka stabiliseringsmetoder/immobiliseringsmetoder användes och hur stor mängd/volymer behandlades med respektive metod?
7. Har inkommande massor behandlats på annat sätt som inte kan sorteras efter ovan nämnda benämningar, vilka är då dessa metoder och hur stor mängd/volymer behandlades med respektive metod?

Vilka föroreningsnivåer/halter har respektive behandlingsmetod givit som resultat under år 2005?

8. Vid vilka föroreningsnivåer/resthalter har behandlingen med respektive behandlingsmetod avslutats?
9. Hur vanligt förekommande är det att behandlingen avslutats innan planerad reducering av föroreningsnivå är uppnådd?

Andel av fallen. Markera det alternativ som passar bäst.

- 0%
- 10%
- 25%
- 50%
- 75%
- 90%
- 100%

Vilka metoder har fungerat som förväntat under år 2005?

10. Kan möjligheten till att uppnå planerad föroreningsreducering kopplas till vissa behandlingsmetoder, och vilka metoder är i så fall framgångsrika respektive inte framgångsrika?
11. I de fall behandlingsmetoden inte har varit framgångsrik, vad anser ni har varit den huvudsakliga orsaken till misslyckandet? Ange först vilken behandlingsmetod som avses.

Hur har massorna tagits om hand efter genomförd behandling under år 2005?

12. På vilka olika sätt tar ni hand om massor som genomgått behandling, och hur stora mängder/volymer tar ni om hand på respektive sätt?

Hur stora mängder/volymer togs om hand på anläggningen och deponerades utan eller enbart med förenklad behandling (exempelvis sortering) föregående behandling under 2005?

13. Hur stora mängder/volymer deponerades utan, eller med enbart förenklad behandling (exempelvis sortering)?
14. Vilka föroreningshalter, eller andra karaktärer som exempelvis jordegenskaper hos massorna var styrande för beslut om deponering enligt ovan?
15. Vilken övrig information om hur förorenade massor behandlas inne på mottagnings- och behandlingsanläggningen vill ni delge oss?

Bilaga 3c. Svarshantering av enkät

Projektet: Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder
I Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering

Anonym enkät till behandlingsanläggningar

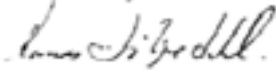
Öppning av svarskuvert har idag genomförts på följande sätt, på Umeå Universitet,
Miljökemi.

Samtliga inkomna numrerade svarskuvert öppnades och numret bockades av mot sändlistan.
Svarsformulären lades därefter i en hög för sig och kuverten för sig varefter kuverten
makulerades.

För avbockning mot sändlistan svarade Lena Burström utan insyn från övriga. Öppning av
kuverten gjordes av Thomas Liljedahl. Det hela bevittrades av Lars Öberg.

Umeå 2006-02-03

Ovanstående intygas härmed
Thomas Liljedahl



Lena Burström



Lars Öberg

Bilaga: Utskrift av avbockad sändlista

Bilaga 3d. Sammanställning av svar på enkät sid 1(5)

ID	1. Tillstånd	2. Behandling/ deponering /mellanlagring: b,d,bd,ml	3. Transport	5. Destruktions- metoder	4.6.7 Annan metod	8. Uppnådda nivåer	9. Andel problem	9. Problem	Metoder som fungerat	10,11 Vad styr framgång? Vad orsakar problem ?	12. Användning av behandlad jord	Mängd dep. ej behandlad	Vad styrde deponibeslut	Övrigt
1	Behandling av f. Jord	bd	Enbart lastbil	Sluten kompost 10200 ton		MKM enl. NV 4889	0% *	* Ev. högre resthalt i oljeslam	Sluten kompost		Allt används som konstruktions- material på deponi.	2650 ton	Kolväte konc. under MKM vid leverans	
2	<10.000 ton/år oljef. Massor. /gäller endast IFA. FA jord från akutolyckor kan mellanlagras. Kan deponera i klass1 och klass 2. Har sökt om utökning till 50.000 ton/år behandling.	bd	Lastbil 50%. Båt/Pråm/ lastbil 50%	Kompostering. 8000 ton		2x MKM till nyttjande under kommande tätskikt på klass 2 deponi. 1x MKM till nyttjande i vegetationstätskikt på gamla deponin. Enbart 500 ton detta år behandlad till denna nivå. Gäller jordar med hög organisk halt.	0%	inga	kompost		Konstruktionsmaterial i deponi	ca 4000 ton	Kolväte konc under 2x MKM vid leverans används som konstruktions i deponi utan behandling	Anser att behandling på anläggning är miljövänligt. Komposten fungerar och jorden kan återanvändas på gamla deponin. Ev lakvatten tas omhand av ordinarie hanteringssystem. Kommer att bygga ut sin verksamhet för att möta de stora behoven i området.
3	Att under två år ta om hand om 67.000 ton Fmass, varav max 50.000 ton F. Mass till klass 1 deponi. Därefter att årligen behandla/mellanlagra 46.000 ton F.Mass. Deponera 20.000 ton i klass F.mass i deponi. Anläggningen startar April 2006.	b/d												
4	Tillstånd för behandling av 20.000 ton /år olje F. Massor, behandling med slutet system med styrd ventilation. Anv av behandlade massor för täckning inom bef. Deponi	b/d	Lastbil				0%					ca 400 ton	kolvätekonc så lågt att behandlings ej behövdes	

ID	1. Tillstånd	2. Behandling/deponering/mellanlagring: b,d,bd,ml	3. Transport	5. Destruktionsmetoder	4.6.7 Annan metod	8. Uppnådda nivåer	9. Andel problem	9. Problem	Metoder som fungerat	10,11 Vad styr framgång? Vad orsakar problem ?	12. Användning av behandlad jord	Mängd deponierad	Vad styrde deponibeslut	Övrigt
5	Upp till 30.000 ton/år med opolära alifater max 20000 mg/kg. F Massor med annan förorening efter anmälan. Samlad mängd max 40.000 ton/år	b	Lastbil	Kompostering		< 1000 ppm opol alifater					Används som sluttäckning på gammal deponi			
6	Tre anläggningar för behandling av IFA och FA	b	lastbil 100%	Kompostering. Bollnäs 1784 ton, Umeå, 4567 ton, Piteå, 3612 ton.	nej, nej	MKM	0%		Biologisk behandling	Vissa metoder fungerar bra. Vet ej varför?	1. Utfyllnad av mark. 2. Inblandning i grusvägar, 10%	0 ton	deponerar ej	
7	Mellanlagring av högst 2000 ton förorenade uppgrävda massor EWC 1705.- Behandling av högst 1000 ton F massor.- Mellanlagring av högst 1000 ton oljeavfall. - Mellanlagring av högst 10 ton övrigt FA	b, mellanlagring. Endast mellanlagring sker idag.	Lastbil											
8	160.000 ton	behandling	Lastbil	Biobehandling 30.000 ton	Jordtvätt 10.000 ton		0 %		Biologisk behandling		Täckmassor på deponi 50.000 ton. Friktionsmaterial, återanvändning i anläggningsprojekt 5.000 ton	0		
9	Behandling av f. Jord	b/d	85% bil/ 15% präm	Biologisk nedbrytning	0	MKM	0				Återanvändning inom avfallsanläggningen	50.000 ton	MKM	OBS! Tvetydigt svar angående om de 50 000 tonen behandlats el.inte.

ID	1. Tillstånd	2. Behandling/ deponering/ Mellanlagring: b,d,bd,ml	3. Transport	5. Destruktions- metoder	4.6.7 Annan metod	8. Uppnådda nivåer	9. Andel problem	9. Problem	Metoder som fungerat	10,11 Vad styr framgång? Vad orsakar problem ?	12. Användning av behandlad jord	Mängd dep. ej behand- lad	Vad styrde deponibeslut	Övrigt
10	Behandling av oljef. massor och slam. FA får inte slutligt omhändertas	b/d	Lastbil	Öppen kompostering			ingen uppföljning	ingen uppföljning			All jord används i sluttäckning av deponin	vet ej	Svagt F massor som inte bedöms behandlingsbara används direkt i sluttäckning	Nytt tillstånd för behandling och lagring tas i anspråk från 2006
11	Har tillstånd för beh	b/d. Ej tagit mot jord sista tre år												
12	Mellanlagring eller kompostering av högst 20000 t/år lätt Förorenad jord (ej FA) med huvudsaklig F är olja. Behandlar även annat oljehaltigt slam	b/d	Lastbil med grusflak eller lastväxlarflak . Täckt och otäckta lass	Kompostering i öppna strängar med tillsats av stallgödsel och strukturmaterial (ex träflis halm etc) Vändning för luftning och ombländning. Temperaturmätning och provtagning för behandlingskontroll och friklassning		RVFs acceptanskriterier för mottagning R 02:09	0	Kompostering: Långsam nedbrytning pga liten syresättning. Orsak för få vändningar alt. för lite strukturmaterial . Problem vid leriga massor.			Massor lagras inför sluttäckning av deponi alt. Avjämningsarbeten inför sluttäckning. Behandlat 2005: 489 ton	163 ton	Inom RFV acceptanskriterie vid mottagning	Stor minskning av mottagna massor senaste 5 åren
13	Tillstånd enl. miljöskyddslagen	b/d samt omlastning/sortering	lastbil	Biologisk nedbrytning ca 1000 ton		beror på förorening	0				Mellantäckning och konstruktion			
14	Kompostering av oljeförorenade massor, 20000 ton/år	b	Lastbil	Endast kompostering		MKM	0				Mellantäckning deponi	inget		

ID	1. Tillstånd	2. Behandling/ deponering /mellanlagring: b,d,bd,ml	3. Transport	5. Destruktionsmetoder	4.6.7 Annan metod	8. Uppnådda nivåer	9. Andel problem	9. Problem	Metoder som fungerat	10,11 Vad styr framgång? Vad orsakar problem ?	12. Användning av behandlad jord	Mängd deponier behandlad	Vad styrde deponibeslut	Övrigt
15	Norrtorp/ Kumla. Att mellanlagra 30000 ton avfall samtidigt. Att behandla 50000 ton jord/år. Att deponera 85.000 ton jord/FA per år	b/d	90 % lastbil, 10 % Järnväg (in till anläggning)	Förbränning av ca 500 ton trähaltig fraktion utsorterad från CCA-jord. Biobehandling (sluten kompostering) av 11000 ton oljeförorenad jord, ca 400 ton PAH haltig jord, 500 ton TCE jord samt 800 ton PCP jord.	Torr-siktning 7000 ton, vätsiktning 8000 ton. Jordtvätt för rening av PAH jord totalt 5000 ton, där koncentrat till slamfas sändes till förbränning (ca 800 ton). Utlakning av bly ur lerjord ca 500 ton jord, gav 20 ton blykoncentrat till deponering. Ca 4000 ton slam med hög vattenhalt togs emot och förfästades med hjälp av flygaska före deponering.	Uteslutande saneringsmål MKM under 2005		Torr-siktning och jordtvätt har genererat mer restprodukt än förväntat. Biobehandling av PAH tog längre tid än förväntat.	All aktiv behandling har nått saneringsmålet under 2005	Ingen särskild metod har generella problem. Alla jordar är unika och bör gå igenom förstudier behandlingsbarhetsstudier, för rätt design av behandling.	Konstruktionsmaterial inom anläggningarna. Sand 2000 ton, grus 1500 ton, Sten 1000 ton. Försäljning av renad oljeskadad jord ca 700 ton. Mellanlager till ev. försäljning ca 3000 ton. Mellanlagring till sluttäckning av deponi 15000 ton.	ca 25000 ton. (inkluderar även filterkakor från jordtvätt ca 7000 ton)	1. Massor med mkt hög finfraktion samt metall halter. 2 Massor med blyhaltiga metallfragment i olika storleksklasser. 3. Massor med CCA haltiga träspånor som inte kunde floterats ut genom jordtvätt.	
16	8 anläggningar i sverige. 8x20.000 ton/år teknisk kapacitet. Tillstånd för 50.000 ton/år i Skelleftehamn	b	70% lastbil, 30 % präm	Enbart täckt kompostering, 50.000 ton		MKM eller mindre. Oftast mellan KM och MKM		I vissa fall tar behandlingen längre tid än planerat	Alla åtgärder	Orsak till långsam nedbrytning är hög andel tyngre kolväten. I vissa fall PAH	1. Täckmaterial till kommunala deponier i anslutning till behandlingsanläggningar. 2. Konstruktionsmaterial vid vägar, bullervallar släntmaterial etc. 3. Som fyllnadsmaterial i samhällen och industriområden, dock ej vid KM	5000-10000 ton, Ca 10-15 % utsorterades som rent under KM, baserat på prov analyserat på fraktion under 30 mm.		

ID	1. Tillstånd	2. Behandling/deponering/mellanlagring b,d,bd,ml	3. Transport	5. Destruktionsmetoder	4.6.7 Annan metod	8. Uppnådda nivåer	9. Andel problem	9. Problem	Metoder som fungerat	10,11 Vad styr framgång? Vad orsakar problem ?	12. Användning av behandlad jord	Mängd dep. ej behandlad	Vad styrde deponibeslut	Övrigt
17	Norrköping) har tillstånd för mottagning av 275 000 ton avfall, varav 10 000 ton farligt avfall. Tillståndet omfattar behandling av förorenade jordmassor och PAH-asfalt samt följande ebh-metoder; termisk teknik, jordtvätt och biologisk behandling samt geooxidation och geokinetik.	b	95% lastbil, 5% präm	Geooxidation 25.000 ton. Massor med alifater och aromater	Försök har gjorts/görs med geokinetik, elektrokemisk separation av metaller från jord. Resultaten är hittills dock långtifrån entydiga.	Under MKM	0%		Geooxidation. Möjligen Geokinetik i vissa fall	Geooxidation fungerar bra på alifater men ej på klorerade kolväten	Massorna avyttras till lokala tippar som konstruktionsmaterial/täckmassor.			
18	100 000 ton/år. Biologisk behandling, jordtvätt, termisk avdrivning, kemisk behandling, förbränning och stabilisering	b/ (men ligger på deponi för ickefarligt avfall)	bil	16000 ton biologisk behandling		Alifater: 100-500 ppm,beroende på fraktion, annars föroreningspecifik halt					konstruktionsmaterial på deponi, alt. Annan användning i samhället	800 ton	Måttliga tungmetallhalter, inte rimligt att jordtvätta pga liten mängd	
19	Behandling av högst 10.000 ton oljeförorenad jord per år. Mellanlagring av högst 10.000 ton jord med andra föroreningar.	Behandling och mellanlagring	bil	Biologisk behandling		Halter högst motsvarande MKM	0%-problem--Om prov visar för högt värde fortsätter behandlingen				Massorna används till konstruktion och täckning på deponi.	ingen		

Åtgärdslösningar

– erfarenheter och tillgängliga metoder

RAPPORT 5637

NATURVÅRDSVERKET

ISBN 91-620-5637-9

ISSN 0282-7298

Med målet att skapa ett lärande material har beskrivningar av de vanligaste saneringsmetoderna kombinerats med erfarenheter från ett stort antal genomförda saneringar i form av fallstudier och analyser av olika material. Studien riktar sig till alla som behöver få en insyn i hur marksanering bedrivits, vilka metoder som finns tillgängliga och hur de fungerar i praktiken.

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

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.