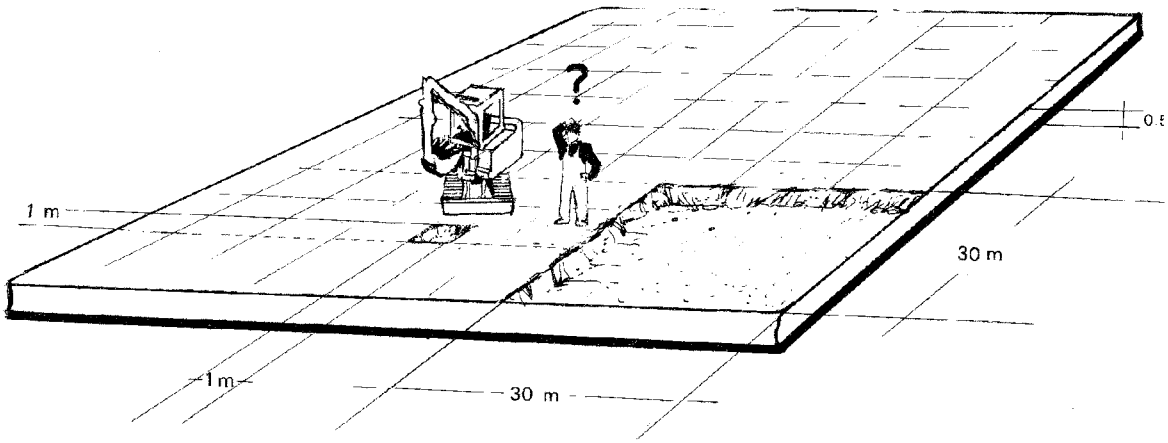
NATUR VÅRDS VERKET



Åtgärdskrav vid efterbehandling

Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet

EFTERBEHANDLING OCH SANERING

RAPPORT 4807

Åtgärdskrav vid efterbehandling

Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalteroch restmängder uppnås – metoder och säkerhet

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG

Beställningsadress:
Naturvårdsverket
Kundtjänst
106 48 Stockholm
Tel: 08-698 12 00
Fax: 08-698 15 15
E-post: kundtjanst@environ.se
Internet: www.environ.se

ISBN 91-620-4807-4 pdf
ISSN 0282-7298
© Naturvårdsverket
Form: Golder Associates
Illustrationer: Golder Associates
Tryck: Scannrepro Uppsala 1997/12
Upplaga: 600 ex

Förord

För att underlätta och ge rimlig enhetlighet åt arbetet med efterbehandling av förorenade områden producerar Naturvårdsverket hjälpmedel och verktyg i form av rapporter och vägledningar.

Föreliggande vägledning har flera utgångspunkter och skall ses dels som ett komplement till rapporten "Generella riktvärden för förorenad mark", dels som ett vidareförande av "Vägledning för miljötekniska markundersökningar" och "Rätt datakvalitet".

Krav som miljömyndigheten ställer på en sanering skall säkerställa att de för projektet formulerade övergripande åtgärdsmålen blir uppfyllda.

Ett av de åtgärdskrav som är relevanta vid en sanering av ett förorenat område anger hur och med vilken säkerhet man säkerställer att acceptabla resthalter och kvarlämnade mängder av föroreningar uppnås efter åtgärdernas avslutande. Denna rapport är utarbetad för att ge vägledning till hur detta kan göras. Rapporten ger även kunskap om hur man kan klassificera schaktmassor och förorenad jord m.m.

De siffervärden som anges i riktvärdesrapporten eller de platsspecifika riktvärden man bestämmer sig för behöver kunna "översättas" till volymrelaterade halter till vilka även fogas med vilken säkerhet som resultaten anges. Man kommer på så sätt till konkreta åtgärdskrav som kan hanteras i entreprenadtermer, vilket är behövligt för praktiskt genomförande av saneringar. Det handlar om vad som skall göras vad gäller t.ex. provtagningstäthet och databearbetning. Vägledningen behandlar särskilt hur säkerhet bör hanteras i detta sammanhang.

Texten har utarbetats av Golder Associates AB på uppdrag av och i samarbete med Naturvårdsverket. Texten har i flera steg granskats av en projektgrupp med personer från Jakobsson och Widmark AB, KTH, länsstyrelsen i Kalmar, SGI samt från Naturvårdsverket. Projektledare vid Naturvårdsverket har varit Olov von Heidenstam.

Stockholm i november 1997

Naturvårdsverket

Innehållsförteckning

Förord

Sammanfattning **4**

Summary in English **7**

1 Bakgrund och introduktion **11**

2 Entreprenadanpassning **15**
Allmänt 15
Generell arbetspraktisk anpassning av åtgärdskrav 16
Anpassning av upphandlingsunderlag 17
Beskrivningstexter 18

3 Åtgärdskrav som innefattar acceptabel resthalt **20**
Allmänt 20
Vilka massor skall åtgärdas? 20
Formulering av acceptabel resthalt 23

4 Klassificering av jord **29**
Allmänt 29
Statistiskt angreppssätt 29
Deterministiskt angreppssätt 34

Referenser och litteratur **37**

Ord- och begreppsförklaringar **38**

Bilagor

Bilaga 1: **Exempel på klassificering av enhetsvolymer under åtgärdsfasen med statistiska metoder** **B1:1**

Bilaga 2: **Exempel på användning av statistiska metoder för indelning av förorenade massor inför åtgärd** **B2:1**

Bilaga 3: **Exempel på klassificering av jord under åtgärdsfasen med deterministiska metoder** **B3:1**

Sammanfattning

Under de senaste åren har inventering och undersökning av förorenade områden i Sverige skett i en ökande omfattning. Resultaten visar att förorenade områden är en sektor med betydande åtgärdsbehov. De miljötekniska undersökningarna *kan* göras så detaljerade att markens föroreningsinnehåll i alla delar är känt innan åtgärden påbörjas. Oftast stannar dock undersökningen vid en identifiering och yttre avgränsning av föroreningen till underlag för riskbedömning samt utarbetande av åtgärdsmål och *åtgärdskrav*. Åtgärdskraven skall bl.a. ange vilka massor som skall åtgärdas, *acceptabla resthalter* i kvarlämnad jord samt hur och med vilken säkerhet man skall kontrollera att åtgärdskraven uppfyllts.

Åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt måste vara *entreprenadanpassade*. Den *selektiva efterbehandlingsvolymens* (SEV:s) form och storlek måste anpassas till de entreprenadmaskiner som skall användas. Föroreningens lokalisering kan innebära att särskilda föreskrifter för schaktning (t.ex. skiktvis schaktning) krävs för att undvika onödig utspädning. Schakt i lösa jordar eller invid en husgrund innebär geotekniska risker varför åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt ibland måste vara flexibla. Man kan t.ex. överenskomma att lämna en högre resthalt nära ett husliv och istället sänka den acceptabla resthalten på övriga ytor. Sunt förnuft måste prägla alla efterbehandlingsentreprenader. Missfärgade eller illaluktande massor som upptäcks vid en entreprenad måste vara överordnat den acceptabla resthalten och hanteras separat.

Åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt påverkar *beskrivningstexter* i ett upphandlingsunderlag för en efterbehandlingsentreprenad. Klassificering av jord kan innebära väntetider både för schaktmaskiner och för kontrollanter. Det är således viktigt att ha en genomtänkt plan för masshantering. Tidsåtgången och kostnaden för klassificering och schaktning beror inte enbart på total volym förorenad jord utan även på SEV:s storlek. Man bör således begära pris för olika storlekar av SEV, särskilt om den miljötekniska undersökningen är bristfällig.

Den *organisation* som skall utföra efterbehandlingen måste omfatta personer som utför klassificeringsarbetet och som har ansvar för att åtgärdskraven uppfylls. En mall liknande svensk byggnorms riskklasser kan användas, vilket innebär att *kontroll* i regel utförs som egenkontroll av beställarens eller entreprenörens kontrollant. Åtgärdens resultat måste dokumenteras i en rapport där det tydligt framgår vilka massor som åtgärdats, hur klassificeringen av jord skett och hur höga resthalterna är i kvarlämnad jord.

I de fall åtgärdskraven anger en acceptabel resthalt är det nödvändigt att klassificera jord såväl inför som under åtgärdsfasen. D.v.s. avgöra om föroreningshalten är högre eller lägre än den acceptabla resthalten. Vid utvärdering av vilka massor som skall åtgärdas bör därför det förorenade området delas in i tre delområden, baserat på föroreningsnivå; *"rent"*, *"övergångszon"* och *"förorenat"* delområde. "Rena", d.v.s. områden med

föroreningshalter under acceptabel resthalt kan undantas från entreprenaden. Massor belägna i "övergångszonen", d.v.s. där halterna ligger nära den acceptabla resthalten eller är okända, måste undersökas vidare i detalj och *klassificeras* före val av åtgärd. Här görs inte sällan stora besparingar i åtgärdskostnaden. Delområden som från början bedöms ligga över acceptabel resthalt ("förorenade", exempelvis s.k. hot spots) kan åtgärdas direkt, varvid resultatet av åtgärderna *verifieras* i efterhand.

Klassificering av jord m.m. kan göras med eller utan statistisk utvärdering. Fördelen med ett *statistiskt angreppssätt* är att osäkerheten i klassificeringen kan beräknas. Statistiskt uttryckt kan ett åtgärdskrav baserat på acceptabel resthalt i mark lyda: *Medelhalten i en selektiv efterbehandlingsvolym (SEV) skall inte överskrida den acceptabla resthalten. Risken för felaktig negativ klassning (att den verkliga medelhalten överskrider acceptabel resthalt) får inte överskrida x %.*

SEV:s storlek får avgöras från fall till fall. Faktorer som talar för en liten SEV är bl.a. heterogen föroreningsspridning med många hot spots, för ändamålet bristfällig miljöteknisk undersökning samt ytligt liggande föroreningar med akuta effekter. I normalfallet torde en SEV på 50–100 m^3 vara rimlig. Klassificeringsarbetet underlättas om variationen av föroreningshalterna inom SEV är liten. Är variationerna inom SEV allt för stora, t.ex. om standardavvikelsen är större än medelvärdet, blir resultaten osäkra. Visar det sig att variationerna inom SEV är stora måste SEV minskas och vice versa. SEV:s form styrs dels av förväntad föroreningsbild, dels av tidigare nämnda arbetspraktiska hänsyn.

Ett *medelvärde*, beräknat utifrån ett antal enskilda prover eller analyserat i form av ett samlingsprov bestående av ett antal enskilda prover, är enbart en uppskattning av det verkliga, men okända, medelvärdet. Vid klassificering av SEV behöver man dock inte veta det verkliga medelvärdet utan endast med hög säkerhet (t.ex. 95 %) eller konfidensgrad söka påvisa att medelhalten understiger den acceptabla resthalten. Om variationerna av föroreningshalterna inom SEV är relativt små, d.v.s. om föroreningshalterna inom SEV antas vara normalfördelade, kan den övre ensidiga konfidensgränsen för medelvärdet (engelskans Upper Confidence Limit for the Mean, UCLM) beräknas för en given *konfidensgrad.*

Jordprovtagning i syfte att klassificera en SEV kan ske såväl *in situ* (i ostörd jord direkt i t.ex. en schaktbotten) som i *schakthögar.* Valet styrs främst av arbetspraktiska och kostnadsmässiga faktorer. Vid provtagning av schakthögar är det viktigt att prover även tas i högens inre delar. Ett bra sätt är att ta ut prover allteftersom högen skapas. Man bör eftersträva att ta stora volymer prov för att uppnå så bra representativitet som möjligt. Inledningsvis bör man skaffa sig ett statistiskt underlag genom att analysera samtliga prover tagna inom flera SEV. Underlaget används för att beräkna medelvärdets *medelfel*

och förvissa sig om att variationerna av föroreningshalterna inom respektive SEV är små. Därefter kan prover tagna i en och samma SEV blandas till ett generalprov som analyseras. Generalprovets föroreningsinnehåll representerar den bästa skattningen av medelhalten i SEV. Med kunskap om hur stort medelvärdets medelfel är kan man beräkna UCLM för SEV vid en given konfidensgrad.

Statistisk utvärdering är relativt resurskrävande och därmed inte alltid ändamålsenlig. Vid åtgärder omfattande urschaktning av små miljöskador eller väl avgränsade och mätbara föroreningar (t.ex. flyktiga eller färgade ämnen) kan en enklare arbetsmetodik vara motiverad, nämligen ett *deterministiskt angreppssätt.* I samband med åtgärden sker en upprepad process där dirigering av schaktarbete och kontroller avlöser varandra. Kontrollerna sker genom analys av jordprover i schaktvägg med lämplig fältanpassad scanningmetod (t.ex. PID eller immuno-assay). När föroreningen utifrån kontrollprovtagningen bedöms ha avlägsnats *verifieras åtgärden* genom förnyad jordprovtagning. Beroende på föroreningens och jordens karaktär analyseras flera enskilda prover (i normalfallet minst tio) alternativt samlingsprover (minst fem) på ackrediterat laboratorium. Analysresultaten jämförs sedan med den acceptabla resthalten på ett på förhand – och med miljömyndigheten – överenskommet sätt. T.ex. kan kravet ange att föroreningshalten i samtliga samlingsprover skall understiga den acceptabla resthalten eller att medelvärdet, $UCLM_{95\,\%}$ eller 90-percentilen av föroreningshalterna i de enskilda proverna skall understiga den acceptabla resthalten.

Summary in English

In recent years contaminated areas in Sweden have increasingly been surveyed and examined. Results have shown that site remediation is an area requiring a great deal of action. Environmental investigations *can* be made sufficiently detailed to gain a complete picture of the content of pollutants in the ground before action is taken. However, examinations are usually confined to an identification and external delimitation of the contamination as a basis for a risk assessment and the formulation of objectives and *required measures*. The required measures specify the material to be dealt with, *acceptable residual concentrations* in the remaining material and the method and degree of reliability with which it is to be ascertained that the required measures have been met.

Required measures based on acceptable residual concentration must be *adapted to the contractor*. The form and size of the *selective remediation volume* (SRV) must be adapted to suit the machinery to be used by the contractor. The location of the pollutant may mean that specific excavation regulations will be required (e.g., excavation by strata) in order avoid unnecessary dilution/dispersal. Excavation of loose soils or in the vicinity of building foundations involves technical risks and required measures based on acceptable residual concentration must therefore be flexible. For example, it may be agreed that a higher residual concentration will be left close to a building, at the same time reducing the acceptable residual concentration for the rest of the area. Common sense must play a central part in all contracted site remediation. Discoloured or odorous excavated material discovered during excavation must take precedence over the acceptable residual concentration and must be dealt with separately.

Required measures based on acceptable residual concentration affect *descriptive texts* in invitations to tender for site remediation contracts. Classification of soil may involve waiting times both for excavation machinery and for inspectors. It is thus important to have a properly thought out plan for dealing with excavated material. The time required and the cost of classification and excavation depends not only on the total volume of contaminated soil but also on the size of the SRV. Tenders based on different SRVs should therefore be obtained, particularly if the environmental investigation is inadequate.

The *organisation* to be responsible for carrying out the site remediation must include personnel responsible for classification and ensuring that the required measures are in fact taken. A standard form document resembling Swedish building standard risk classes may be used, which means that *inspection* is usually carried out by the inspector engaged by the originator or the contractor. The results of the measures taken must be documented in a report clearly stating the material to be dealt with, the method of soil classification used and the residual concentrations in the remaining soil.

Where the required measures specify an acceptable residual concentration it is necessary to classify soil both prior to and during the implementation phase, i.e., to

determine whether the concentration of pollutants is higher or lower than the acceptable residual concentration. When assessing which material is to be dealt with, the contaminated area should therefore be divided into three sub-areas, based on the level of contamination, viz., *"clean", "transitional zone"* and *"contaminated"* sub-areas. "Clean" areas where pollutant concentrations are below the acceptable residual concentration, can be excluded from the contract. Material located in the "transitional zone", where concentrations are close to the acceptable residual concentration or are unknown, must be examined in further detail and *classified* before the measures to be taken are selected. This often results in major savings in the cost of measures. Sub-areas originally considered to be in excess of the acceptable residual concentration ("contaminated", e.g. "hot spots") may be dealt with directly, whereupon the result of the measures will be subsequently *verified.*

Classification of soil and other material can take place with or without the help of statistical evaluation. The advantage of a *statistical approach* is that this allows calculation of the uncertainty in the classification. Expressed in statistical terms, a required measure based on acceptable residual concentration might be worded thus: *The mean concentration in a selective remediation volume (SRV) must not exceed the acceptable residual concentration. The risk of erroneous negative classification (that the actual mean concentration exceeds the acceptable residual concentration) may not exceed X%.*

The size of the SRV may be determined from case to case. Factors indicating a limited SRV include heterogeneous distribution of pollutants with many hot spots, an inadequate environmental investigation and superficial pollutants having acute effects. Normally speaking, a SRV of 50 - 100 m^3 ought to be reasonable. Classification is made easier if there is little variation in pollutant concentrations within the SRV. If the variations are too great, for example if the standard deviation is greater than the mean figure, the results will not be reliable. If it becomes evident that there are great variations within the SRV, the SRV must be reduced and vice versa. The form of the SRV is determined by the expected pollutant situation and by the practical considerations mentioned above.

A *mean value*, computed on the basis of a number of individual samples or analysed in the form of a collective sample made up of a number of individual samples, is merely an estimate of the actual, albeit unknown, mean value. However, the classification of SRV does not require knowledge of the actual mean value; it is only necessary to attempt to prove with a high degree of certainty or confidence (e.g., 95 per cent) that the mean concentration is less than the acceptable residual concentration. If the variations in the concentrations of pollutants within the SRV are fairly small, i.e., the pollutant concentrations in the SRV are assumed to be normally distributed, the upper confidence limit for the mean (UCLM) can be calculated for a given *degree of confidence.*

Soil samples for the purpose of classifying an SRV may be taken both *in situ* (in undisturbed soil at the bottom of an excavated area) and from *piles of excavated material.* The choice is made mainly on the basis of practical and cost considerations. When taking samples from piles of excavated material it is important also to take samples from within the pile. One good method is to take samples at intervals during the creation of the pile. Efforts should be made to take large sample quantities in order to achieve the best possible representativeness. In the initial stage a statistical base should be obtained by analysing all samples taken within several SRVs. This base is then used to calculate the *mean error* of the mean value and ensure that the variations in the pollutant concentrations in each SRV are small. Samples taken from one and the same SRV can then be mixed together to form a general sample for analysis. The pollutant content of the general sample represents the best appraisal of the mean concentration in the SRV. Once the mean error of the mean value is known it is possible to calculate the UCLM for the SRV for a given degree of confidence.

Statistical evaluation requires fairly extensive resources and is thus not always expedient. A simpler method may be more appropriate for measures consisting of excavation of limited quantities of contaminated material or clearly delimited and measurable pollutants (e.g., volatile or coloured substances). This is termed a *deterministic approach.* The remedial measure involves a repeated process of alternating excavation and controls. The controls are made by analysis of soil samples from the side of the excavated area using a scanning method suitable for field use (PID or immuno-assay). When the control sampling indicates that the pollutant has been removed *the remedial measure is verified* by further soil sampling. Several samples are analysed at an accredited laboratory. The number of samples depends on the nature of the pollutant and the soil. If individual samples are taken, then at least ten will normally be analysed; if collective samples are taken, the number analysed is normally at least five. Analysis results are then compared with the acceptable residual concentration in a manner agreed in advance and approved by the environmental authority. For example, it may be required that the pollutant concentration in all collective samples must be below the acceptable residual concentration or that the mean value (UCLM) or the 90 percentile of the pollutant concentrations in the individual samples must be below the acceptable residual concentration.

1 Bakgrund och introduktion

Under de senaste åren har inventering och undersökning av förorenade markområden getts stor prioritet från myndigheterna. Resultaten visar att förorenade markområden är en sektor med betydande efterbehandlingsbehov. Redan vid nuvarande kunskapsnivå förväntas den totala kostnaden för efterbehandling av förorenade markområden i Sverige vara i mångmiljardklassen, vilket ligger i linje med utvecklingen i övriga västländer.

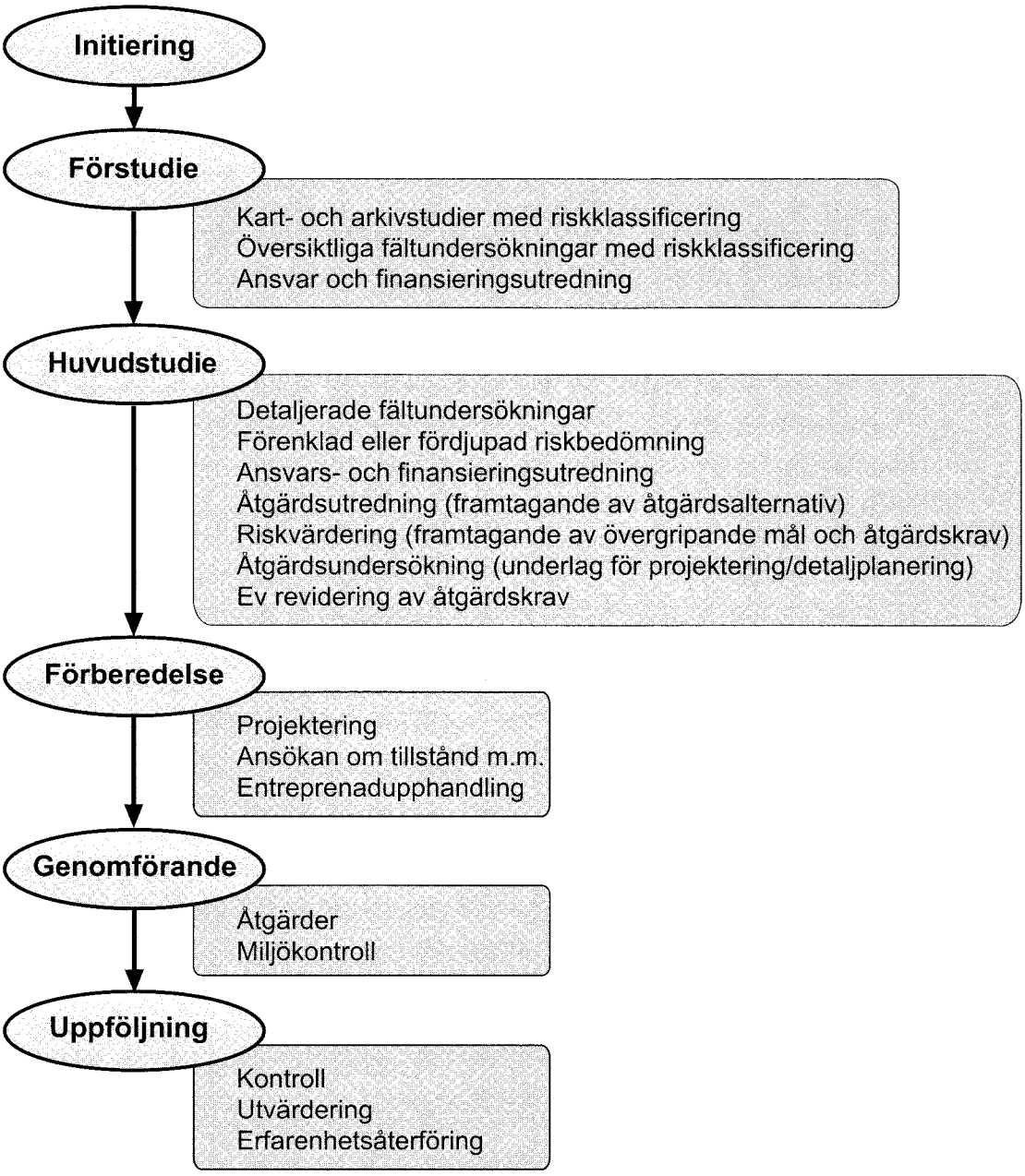
Ett efterbehandlingsprojekt (ebh-projekt) består av ett antal skeden eller faser som följer på varandra såsom förstudie, huvudstudie och förberedelse. Beslut måste fattas av miljömyndigheter, verksamhetsutövare, fastighetsägare m.fl. mellan de olika skedena. I rapporten "Efterbehandling av förorenade områden. Vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt" (Naturvårdsverket 1997) redovisas närmare vad ett projekt kan innehålla.

I arbetet med att åtgärda ett förorenat område ingår många olika aktiviteter, såsom fältundersökning, olika utredningar, riskbedömning, riskvärdering, projektering, utförande av åtgärder och uppföljningsaktiviteter. I figur 1.1 (nästa sida) beskrivs arbetsgången som den kan se ut för ett efterbehandlingsobjekt.

Efter arbetet med inventering och riskklassning av en grupp förorenade områden framstår vissa objekt som prioriterade. På dessa görs detaljerade fältundersökningar. Andra objekt blir aktuella för detaljerade fältundersökningar på grund av en exploateringssituation eller då risk för negativa effekter på människa eller miljö blivit akut.

De detaljerade fältundersökningarna bör genomföras enligt "Vägledning för miljötekniska markundersökningar, del 1 och 2" (Statens naturvårdsverk 1994 a och b). Som framgår av dessa vägledningar *kan* miljötekniska undersökningar utföras med sådan detaljeringsgrad att föroreningsinnehållet i mark är känt i alla delar *innan* en efterbehandlingsentreprenad inleds. Detta är givetvis en önskvärd situation, men i praktiken, delvis till följd av ekonomiska överväganden, är denna detaljeringsgrad på miljötekniska undersökningar inte så vanlig. Ofta stannar en sådan undersökning vid en identifiering och yttre avgränsning av föroreningen.

Resultaten från de detaljerade fältundersökningarna används bl.a. för riskbedömning. Riskbedömning innebär att de risker som ett förorenat område kan ge upphov till identifieras och kvantifieras. I riskbedömningen ingår även en beräkning av vilka halter som bör finnas på platsen efter åtgärder för att inte orsaka negativa effekter på människa eller miljö samt en beskrivning av situationen på objektet rörande hur mycket och var dessa halter överskrids. För vägledning i riskbedömningsarbetet finns generella riktvärden för förorenad mark utarbetade och metodik för hur dessa skall användas i rapporten "Generella riktvärden för förorenad mark" (Naturvårdsverket 1996 a).



Figur 1.1 Arbetsgången i ett efterbehandlingsprojekt (efter Naturvårdsverket 1996a).

Även en åtgärdsutredning görs för objektet. Den inleds med att man bedömer vilka tekniker som kan bli aktuella för sanering samt vad dessa tekniker får för ekonomiska och miljömässiga konsekvenser. Även andra styrande faktorer utreds såsom lagstiftning, allmänhetens riskuppfattning, kulturminnesaspekter, infrastruktur etc. Hur detta kan göras står att läsa i rapporten "Flerårsplaner för efterbehandling" (Naturvårdsverket 1996 b). Då detta är utrett görs en riskvärdering där riskerna som ett förorenat område kan ge upphov till värderas i förhållande till andra aspekter såsom kostnader, teknik och andra styrande faktorer. Riskvärderingen är grunden för utarbetande av åtgärdsmål och åtgärdskrav. I rapporten står bl.a. att läsa följande om åtgärdsmål och åtgärdskrav:

"Övergripande hälso- och miljömål för efterbehandlingsprojekt bör om möjligt vara mätbara och kunna bestämmas kvantitativt. Målen kan utarbetas av olika intressenter men bör diskuteras med miljömyndigheten innan fortsatt planering sker. Målen kan sättas redan i ett inledande skede men kan revideras under arbetets gång allteftersom ny kunskap växer fram. Exempel på denna typ av mål kan vara:

- *att området återkoloniseras av djur- och växtarter som funnits där tidigare,*
- *att marken skall kunna användas utan några markanvändningsrestriktioner, t.ex. för bostäder,*
- *att grundvattnet eller ytvattnet skall kunna nyttjas för konsumtion utan risk,*
- *att fisk från ett vattenområde skall kunna konsumeras utan restriktioner.*

Åtgärdskraven preciserar vad som skall åstadkommas för att uppnå de övergripande åtgärdsmålen. Denna typ av mål skall kunna användas för att avgöra om entreprenaden är slutförd. Mätningar måste därför kunna göras direkt efter att arbetena avslutats. Målen kan utarbetas av olika intressenter men bör granskas av miljömyndigheten innan fortsatt planering sker. Åtgärdsmålen utarbetas efter den detaljerade undersökningen som en del i åtgärdsutredningen och revideras vid behov efter den åtgärdsinriktade undersökningen. Skilda krav kan gälla för olika delområden inom objektet. Åtgärdskraven bör ange:

1) *Vilka massor (jord, grundvatten och sediment) och andra medier (byggnader, ledningssystem, bassänger m.m.) som skall åtgärdas och hur de skall åtgärdas, vilken teknik som skall användas för de olika momenten.*

2) *Hur borttagna massor från objektet eller restprodukter från behandlingen skall omhändertas.*

3) *Vilka resthalter av föroreningarna som accepteras och vilka mängder av föroreningarna som får kvarlämnas efter åtgärdernas avslutande.*

4) *Hur och med vilken säkerhet man skall säkerställa att det man angivit i moment 3 uppnås.*

En bedömning bör också göras av vilken riskreduktion som uppnås med åtgärderna samt vad det kostar att genomföra åtgärderna. Uppnås den övergripande målsättningen?

Punkten 4 är en kravspecifikation som skall utformas så att entreprenören vet exakt vad han/hon skall göra – . Det är de krav man praktiskt behöver för att kunna säkerställa att åtgärdsmålen blir uppfyllda. Exempel på vad som kan vara av intresse i sammanhanget är hur kontrollen skall utföras (provtagningstäthet, provdjup, provhantering, analyser, medianvärden eller medelvärden) samt hur resultatet skall se ut (acceptabel spridning på resthalterna). – "

Åtgärdskraven måste formuleras på ett sätt som är arbetspraktiskt definierat och entreprenadanpassat. Här är det viktigt att ha insikt om vissa skalfaktorer:

- Miljömyndighetens beslutsunderlag härrör ofta från analysresultat som erhålls från analyser av provvolymer på "gramnivå".
- Den minsta entreprenadanpassade jordvolymen, tillämplig i samband med efterbehandlingsåtgärder, är i m^3-skala till följd av utrustning etc.

Innehållet i denna vägledning fokuserar på punkterna 3 och 4 i *åtgärdskraven* som beskrevs på föregående sida, men berör även punkt 1. Framför allt tas upp hur de angivna acceptabla resthalterna skall säkerställas. Eftersom detta är intimt sammankopplat med hur man bestämmer de acceptabla resthalterna ingår även detta till viss del i vägledningen.

Redovisningen är avgränsad såtillvida att föreslagna principer och metoder är applicerbara för åtgärdskrav gällande acceptabla resthalter i mark. Vidare är vägledningen främst anpassad till åtgärder som inbegriper urschaktning av förorenad jord. De metoder för provtagning och statistisk utvärdering som redovisas kan dock även appliceras på andra typer av åtgärder (t.ex. kontroll av in situ- och ex situ-behandling) och medier (sediment). Vi kommer alla att få leva med att det oftast är samhällsekonomiskt orimligt att åtgärda en förorening fullständigt, samt att många efterbehandlingsprojekt kräver snabba beslut på ett begränsat underlag. Entreprenören kommer att tvingas jobba på ett nytt sätt där i många fall noggrant bestämda volymer skall grävas upp och klassificeras (< acceptabel resthalt eller > acceptabel resthalt) under entreprenadens gång, med en tidsutsträckning som följd. Själva definitionen av åtgärdskraven, med resulterande kravspecifikation, kommer att ha en stor betydelse för slutresultatet.

Kapitel 2 (Entreprenadanpassning) handlar om arbetspraktisk anpassning av åtgärdskrav och om anpassning av upphandlingsunderlaget.

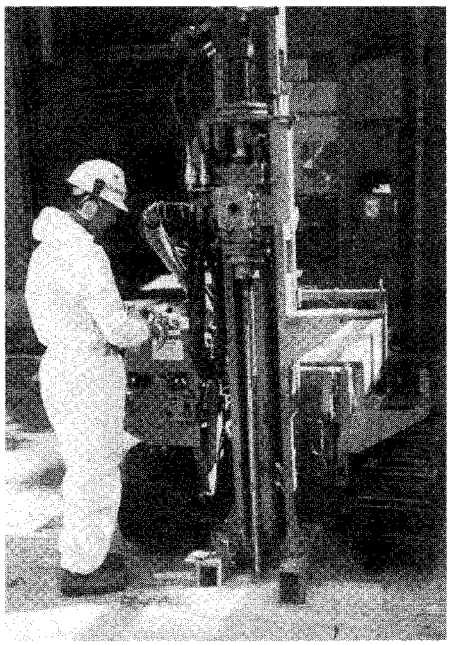
Kapitel 3 (Åtgärdskrav som innefattar acceptabel resthalt) handlar om betydelsen av hur man definierar den acceptabla resthalten samt hur man med statistisk utvärdering kan jämföra analysresultat från miljötekniska undersökningar med den acceptabla resthalten.

I kapitel 4 (Klassificering av jord) redovisas provtagningsmetoder för hur man via statistisk utvärdering kan klassificera jord med bestämd säkerhet. I kapitlet redovisas även en klassificeringsmetodik anpassad för små eller enkla efterbehandlingsprojekt utan statistisk utvärdering. I bilagor redovisas slutligen illustrativa exempel där de olika principerna och metoderna använts för att kontrollera åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt.

2 Entreprenadanpassning

Allmänt

Med entreprenadanpassning av åtgärdskraven avses dels en *generell arbetspraktisk anpassning*, dels att dokumentationen, såsom mängdbeskrivning och mängdförteckning samt kontrollfunktioner, skall anpassas till den entreprenadjuridiska praxis som råder.



Figur 2.1 Även en omfattande provtagning utgör en form av stickprovtagning. Entreprenaden måste därför anpassas och kunna hantera oväntade variationer i föroreningsförekomst.

Entreprenadjuridisk korrekthet är av mycket stor betydelse i ett efterbehandlingsprojekt, lika mycket för att säkra saneringens hälso- och miljömål som för att säkra projektekonomin. Risken för obehagliga ekonomiska överraskningar är betydande i ebh-projekt redan till följd av det faktum att hela den aktuella markvolymen inte kan undersökas i förhand. Ett ofullständigt utformat åtgärdskrav och/ eller en icke anpassad upphandling kan därmed ge mycket stora merkostnader när ersättning för tillkommande mängder skall regleras.

I föreliggande text redovisas några arbetspraktiska hänsyn vid projektering av ett ebh-projekt. Om åtgärdskraven från början är *operativa* kan nedanstående hänsyn enkelt arbetas in i förfrågningsunderlaget till entreprenören. *Strävan* vid upprättande av förfrågningsunderlaget är att reglera de för miljön viktiga delarna på ett för entreprenören värde-neutralt vis. Med detta menas att entreprenören vare sig skall tjäna orimligt extra eller förlora på att ytterligare föroreningar upptäcks eller inte upptäcks.

Erfarenhetsmässigt är det svårast att klara denna strävan om avtalsformen är en totalentreprenad mot fastprisersättning, där entreprenörens vinst ökar om föroreningens utbredning visar sig mindre än förväntat. Oavsett avtalsformen rekommenderas istället en rörlig ersättning baserad på reglerbara mängder och stilleståndskostnader enligt en på förhand väl definierad och mätbar mängdförteckning, åtminstone för de miljörelaterade frågorna. Entreprenörerna får då konkurrera med a`-priser anpassade till mängdförteckningen och de kvalitetskrav som ställs. Fördjupad information om svensk byggpraxis vid efterbehandlingsprojekt redovisas i separat vägledning (Naturvårdsverket 1997). Den vägledningen redovisar hela kedjan av aktiviteter m.m. som ingår i ett efterbehandlingsprojekt med tonvikt på rådande praxis vid markentreprenader.

Generell arbetspraktisk anpassning av åtgärdskrav

Anpassning av redovisning av föroreningsomfattning

Föroreningens utbredning måste redovisas med en förenklad geometri (typ räta vinklar) som är lätt att markera i terrängen och som är anpassad till den utrustning och de entreprenadmaskiner som förväntas nyttjas. Begränsningslinjer skapade av exempelvis en kriging-analys (Bilaga 2) är svåra att sätta ut i fält och mycket kostsamma att följa vid schakt med grävmaskin. Därför bör den projektansvarige i ett tidigt skede schablonisera geometrin och därigenom förenkla genomförandet av efterbehandlingen.

Pallvis schaktning av den förorenade markprofilen eller vertikal urschaktning?

Föroreningens förekomst ställer särskilda krav på anpassning av åtgärdskraven. Om typen av förorening är sådan att höga koncentrationer kan förväntas i anslutning till mark- eller grundvattenyta (exempelvis vissa oljor), bör pallvis schaktning föreskrivas, d.v.s. att jorden tas upp horisontellt i tunna lager, skikt för skikt. Är föroreningens geometri istället av typen vertikala hot spots kommer en pallvis schaktning att orsaka en utspädning av föroreningen med den omkringliggande jorden. I det sistnämnda fallet måste istället en vertikal urschaktning föreskrivas.

Geotekniska förutsättningar

Vid exempelvis schakt i lösa eller flytbenägna jordar eller vid schakt intill en grundläggning finns risk för ras. Sådana geotekniska förhållanden kan medföra att hela åtgärdskravet och/eller valet av åtgärdsteknik (vissa föroreningar kan åtgärdas in situ) måste omarbetas för att erhålla en optimal sanering. Ett exempel är när man gemensamt kommer överens om att lämna en högre koncentration av föroreningen nära ett husliv för att undvika kostsamma och tidsödande spontarbeten. I gengäld kanske kraven kan ökas för de övriga ytorna för att bibehålla det ursprungliga miljömålet vad avser den *totala mängden* av föroreningen som avlägsnas inom saneringsområdet. Mycket kostsamma förstärkningsarbeten för att komma åt *alla* delar av föroreningen kan på så vis undvikas. Geoteknisk expertis bör rådfrågas när markförhållanden aktualiserar dessa frågor.

Missfärgade och illaluktande massor

Visuella och luktande indikationer på förorening skall alltid ha företräde gentemot andra åtgärdskrav. Exempelvis måste förekommande tunnor, missfärgade eller illaluktande jordmassor/områden/länshållningsvatten utlösa en aktivitet i syfte att identifiera och eventuellt åtgärda källan till problemet. Detta kan verka självklart men måste regleras i åtgärdskrav, beskrivningstext och föreskrifter för entreprenaden, jfr nedan.

Anpassning av upphandlingsunderlag

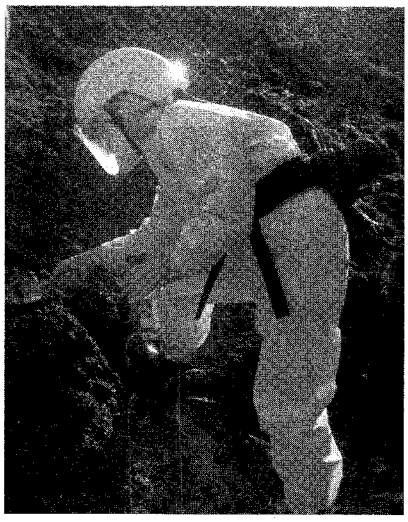
Allmänt

Upphandling av en entreprenad styrs av särskilda regelverk såsom AB 92 eller ABT 94 för entreprenader. Om offentlig upphandling tillämpas finns en särskild lag: Lagen om offentlig upphandling (LOU). I anslutning till upphandlingen upprättas oftast standardiserade beskrivningstexter av entreprenaden i AMA-systemet (Allmänna Material- och Arbetsbeskrivningar). Nedan kommenteras några särskilt viktiga delar som måste bemötas i förfrågningsunderlag med hänsyn till nämnda regelverk. För ytterligare information om detta, se separat vägledning (Naturvårdsverket, 1997).

Organisation

Organisationen har en avgörande betydelse för ett ebh-projekt. Av särskild vikt är frågor om kvalitets-, miljö- och arbetsplatsansvar då dessa i praktisk bemärkelse styr kontrollen av att åtgärdskraven uppfylls. Huvudmannens projektledare rekommenderas få en nyckelroll i organisationen och tilldelas befogenheter och stöd vad avser kontroll och miljötekniska avgöranden.

Miljökontroll skall utföras efter samråd och godkännande av tillsynsmyndighet. Miljökontrollen indelas i utförandekontroll och resultatkontroll (Naturvårdsverket, 1997). När efterbehandlingen genomförts upprättas en *miljökontrollrapport* i vilken redovisas uppnådda resultat m.m. Exempel på överväganden vid upphandling är om miljökontrollen skall utföras av entreprenörens organisation eller av huvudmannens organisation. Eventuellt kan miljökontrollen utföras av en från huvudmannen och entreprenören oberoende kontrollant eller direkt av tillsynsmyndigheten. Omfattningen på miljökontrollen bör noga övervägas och ett synsätt liknande svensk byggnorms riskklasser kan tillämpas. Detta innebär i allmänna ord att ju mer komplex och känslig efterbehandling som avses, desto större krav ställs på miljökontrollen och dess organisation.



Figur 2.2 I upphandlingsunderlaget anges vilken skyddsnivå som erfordras på arbetsplatsen. Hälsorisken vid ebh-projekt är ett underskattat problem.

Avslutningsvis bör särskilda höga krav ställas på arbetarskyddet såsom platsombud, skyddsombud, katastrof- och nödlägesplaner m.m. Merparten av de svenska aktörerna inom ebh-marknaden har i dagsläget inte tillräcklig kunskap om och förståelse för de hälsorisker som saneringsarbete kan medföra och vidtar därmed inte nödvändiga *skyddsåtgärder*.

Beskrivningstexter

Allmänt

Ett antal för ebh-entreprenaden speciella frågor måste täckas in i de beskrivningstexter som upprättas. Nedan redovisas de speciella frågor som vanligtvis riskerar att ge upphov till konflikt mellan huvudmannen och entreprenören:

Stillestånd vid klassificeringsarbete

Klassificering av massor under en sanering sker vanligtvis med hjälp av fältanalyser (in situ) eller genom analys på laboratorium. I beskrivningstexten bör anges en genomsnittlig tidsåtgång för klassificeringsarbetet till underlag för anbudet samt för reglering av stilleståndsersättning. Observera dock kopplingen mellan den selektiva efterbehandlingsvolymen och tidsåtgången för klassificering. Om tveksamhet föreligger avseende SEV:s storlek bör beskrivningstexten välja den mindre volymen för upphandling samt begära pris för reglering av kostnaden om en större eller en mindre SEV används vid genomförandet.

Genom att utforma en plan för masshantering som tar hänsyn till klassificeringsarbetet kan man minska entreprenörens stilleståndstid, vilket kan innebära betydande besparingar. Stillestånd för klassificering kan ibland helt undvikas genom användning av särskilda mellanupplag för icke klassificerade jordmassor. Ett annat alternativ är mellanlagring i kassettsystem (containrar) varvid omlastningar undviks. Genom att ha betydligt fler containrar än transportfordon kan klassificeringsarbetet löpa ostört, parallellt med entreprenadarbetet. Dessa logistikfrågor kan vara komplicerade och entreprenören är sannolikt mest lämpad att lösa frågan i detalj.

Länshållningsvatten

Beskrivning av länshållning av schakter är särskilt komplex vid en efterbehandlingsentreprenad och bör utredas i samråd med tillsynsmyndigheterna. Innan upphandlingsunderlaget upprättas utreds bl.a. följande frågor:

- Måste schakten länshållas och vilka mängder förväntas?
- Är vattnet förorenat och måste det i så fall renas?
- Vart skall vattnet avledas?
- Krävs särskilda tillstånd från myndighet och/eller reningsverk?

Då kostnaden för såväl stationära som mobila reningsverk är stor eller mycket stor kan betydelsen av denna fråga inte underskattas.

Underentreprenörer

Entreprenadkontrakt reglerar oftast förhållandet mellan huvudmannen och huvudentreprenören, som i sin tur kontrakterar underentreprenörer såsom speditionsbolag och avfallsbolag. Beskrivningstexten bör därför föreskriva kvalitetskrav på underentreprenörer såsom godkänd speditör och tillståndsgiven behandlingsanläggning m.m.

Kvittensförfarande

Ett kvittensförfarande bör föreskrivas i upphandlingsunderlaget så att de förorenade massor som lämnar området kan spåras till därför avsedd destination. Här har tyvärr flera fall av missförhållanden påträffats där förorenade jordmassor körts till en s.k. byggtipp istället för till tillståndsgiven behandlingsanläggning.

Överskottsmassor

Beskrivningstexten skall även reglera användningen och hanteringen av de överskottsmassor som enligt åtgärdskraven har klassificerats som "rena". Mot bakgrund av praktiska begränsningar vid ett ebh-projekt så har även dessa massor ett visst innehåll av föroreningar, som styr den fortsatta användningen (jfr fyllnadsjord runt lekpark eller motsvarande).

3 Åtgärdskrav som innefattar acceptabel resthalt

Allmänt

I de fall åtgärdskraven anger en acceptabel resthalt i förorenade områden är det nödvändigt att klassificera jord, d.v.s. avgöra om föroreningshalten är högre eller lägre än den acceptabla resthalten. Klassificeringen kan göras med olika säkerhetsgrad, men det är viktigt att inse att klassificering av jord på grundval av ett fåtal prover endast representerar en mycket liten del av den totala jordmassan. Följande fel bör undvikas:

- *felaktig "negativ" klassificering – när jordmassor klassificeras som rena trots att den verkliga föroreningshalten överskrider den acceptabla resthalten*

- *felaktig "positiv" klassificering – när jordmassor klassificeras som förorenade trots att den verkliga föroreningshalten understiger den acceptabla resthalten*

De icke önskvärda effekterna av dessa felaktiga klassificeringar är i det förstnämnda fallet att förorenad jord kommer att bli kvar på området med fortsatta hälso- och miljörisker som följd medan det andra fallet innebär extra kostnader för omhändertagande av jord som hade kunnat ligga kvar på området. Även om en efterbehandling idealt sett bör undvika båda typerna av felklassificering, är det i praktiken svårt att minimera båda samtidigt. Minskas sannolikheten för den ena felklassificeringen ökas sannolikheten för den andra.

Eftersom skador på människors hälsa och i miljön så långt möjligt skall undvikas, bör klassificeringen inriktas mot att minimera risken för felaktig negativ klassificering. D.v.s. att man med stor säkerhet bör tillse att kvarlämnad jord inte överskrider den acceptabla resthalten.

Vilka massor skall åtgärdas?

När en acceptabel resthalt är föreskriven uppkommer frågan om hur man skall jämföra resultaten av den miljötekniska undersökningen med den acceptabla resthalten. I de fall åtgärdskraven omfattar en acceptabel resthalt kan antingen deterministiska (1–3 nedan) eller statistiska (4–7 nedan) metoder användas för att avgöra vilka massor som skall åtgärdas inom det förorenade markområdet:

1) *Jämföra analysresultaten av enskilda jordprover med den acceptabla resthalten (d.v.s. ingen statistisk bearbetning)*

2) *Utgå från hydrogeologiska och geologiska förutsättningar (t.ex. naturliga barriärer som berg eller lera och grundvattenytans läge)*
3) *Utgå från föroreningskällornas lokalisering*
4) *Specificera att enbart en mindre del av de analyserade jordproverna (t.ex. 10 eller 25 %) får innehålla halter överstigande den acceptabla resthalten*
5) *Jämföra medelhalten vid en viss konfidensgrad (t.ex. 90 eller 95 %) med den acceptabla resthalten*
6) *Försäkra sig om att det inte finns hot spots av en given volym med föroreningshalter överstigande den acceptabla resthalten*
7) *Utgå från andra statistiska metoder (t.ex. kriging-simulering)*

I normalfallet är en kombination av ovanstående att föredra, framför allt kombinationer av deterministiska och statiska metoder. Exempelvis kan en statistisk metod såsom beräkning av föroreningshaltens medelvärde i delområden ("jordpaket") med hög konfidensgrad, kombineras med en deterministisk avgränsning i djupled styrd av geologin, såsom grundvattenyta eller ett tätt lerlager. I andra fall kan begränsningslinjen utgöras av en entreprenadgräns (t.ex. schakt för husgrund), fastighetsgräns eller annan utifrån den miljötekniska undersökningen bedömd utbredningsgräns (subjektiv bedömning utifrån enstaka provpunkter och bakgrundsinformation). I bilaga 2 framgår hur en avgränsning kan göras med hjälp av kriging och andra geostatistiska verktyg. Sättet att utföra kriging-simulering samt betydelsen av de geologiska förutsättningarna har redovisats i andra vägledningar, Statens naturvårdsverk 1994 a, Statens naturvårdsverk 1994 b samt Naturvårdsverket 1996 c. Metoder att beräkna medelvärden av föroreningshalter med viss konfidensgrad redovisas i påföljande avsnitt ("Formulering av acceptabel resthalt").

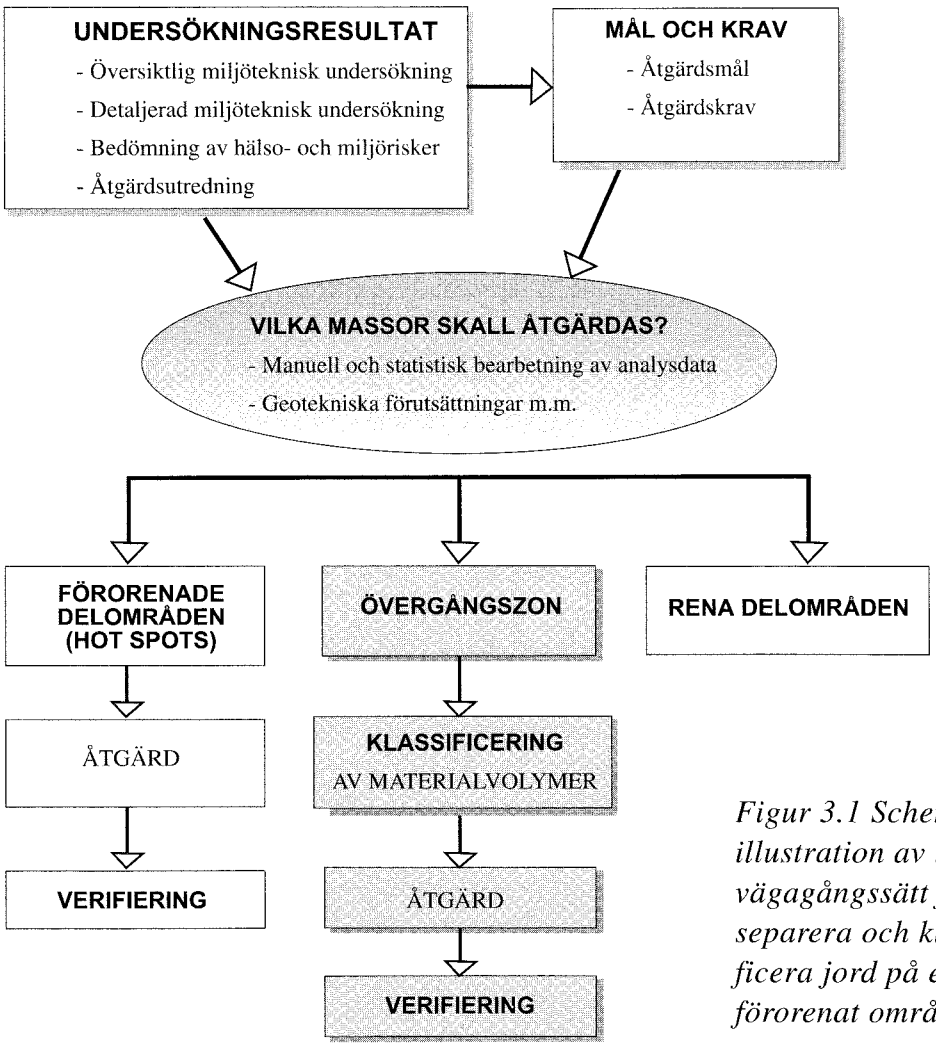
Vid utvärdering av vilka massor som skall åtgärdas ned till en acceptabel resthalt är det ändamålsenligt att området inledningsvis separeras i tre nivåer (se figur 3.1): "rent", "övergångszon" och "förorenat". Indelningen görs för att underlätta och optimera det fortsatta arbetet med åtgärder och klassificering under åtgärdsfasen. Områden där föroreningshalterna allmänt sett klart överstiger eller understiger den acceptabla resthalten är inte meningsfulla att klassificera under själva åtgärdsfasen. Det intressanta är övergångszonen där föroreningshalterna ligger nära den acceptabla, är okända eller varierar kraftigt. Vidare bör åtgärderna av förorenade områden verifieras, d.v.s. man skall visa att den acceptabla resthalten inte överstigs i kvarlämnad jord.

Det underlag i form av miljötekniska undersökningar som ligger till grund för att separera ett förorenat område enligt ovan kan variera avsevärt från fall till fall. Helst skulle resultaten från de miljötekniska undersökningarna vara så detaljerade att föroreningarna kan avgränsas både horisontellt och vertikalt inom hela objektet. Hela objektet kan då

indelas i två föroreningsnivåer: "förorenat" respektive "rent". I många fall är detaljeringsgraden i underlaget betydligt lägre av olika skäl. Exempel är komplicerad föroreningsbild, betydande andel fyllnadsmassor, mycket stort eller litet område, samt hårt pressad tidsplan. D.v.s. en stor del av objektet faller in i "övergångszonen". Det innebär att mer tid och resurser måste avsättas för klassificering under den efterföljande efterbehandlingsentreprenaden.

Formulering av acceptabel resthalt

Av figur 3.1 framgår att det i samband med åtgärdsfasen finns behov av att klassificera jord. Dels kan övergångszoner behöva undersökas i detalj, dels bör man verifiera att på förhand kända förorenade områden åtgärdats enligt kraven. Det är fördelaktigt och ibland nödvändigt att använda statistiska metoder för att klassificera jord. I en del fall, t.ex. när föroreningen är väl avgränsad och enkel att separera eller om en liten miljöskada skall åtgärdas, kan andra metoder användas (se avsnittet Deterministiskt angreppssätt).



Figur 3.1 Schematisk illustration av tillvägagångssätt för att separera och klassificera jord på ett förorenat område.

När det gäller vilket mått på föroreningshalterna i jord som den acceptabla resthalten skall jämföras med måste man beakta hur föroreningens exponering och hälso- och miljöeffekter sker. För de flesta exponeringsvägarna och föroreningstyperna är det *mängden* (medelhalt x volym) föroreningar som styr hälso- och miljöeffekterna. Viktiga undantag är ytligt liggande föroreningar med hög akuttoxicitet med exponering via intag av jord, hudkontakt och inandning av damm. Vid dessa situationer är det snarare de absoluta föroreningshalterna i de ytliga marklagren som styr. Ytligt förekommande föroreningar kan dock åtgärdas genom "avhyvling" och ersättning av ytjord, med eller utan påföljande inkapsling/täckning/tätning.

Följande formulering* är ett exempel på hur ett åtgärdskrav som berör säkerställande av acceptabel resthalt kan formuleras:

Medelhalten inom volymen V får inte överskrida den acceptabla resthalten. Risken för felaktig negativ klassning skall vara mindre än Y %.

Denna formulering ger upphov till följdfrågor:

- *Hur definieras medelhalten?*
- *Hur stor är V?*
- *Hur definieras osäkerheten och vilken risk för negativ felklassning accepteras?*

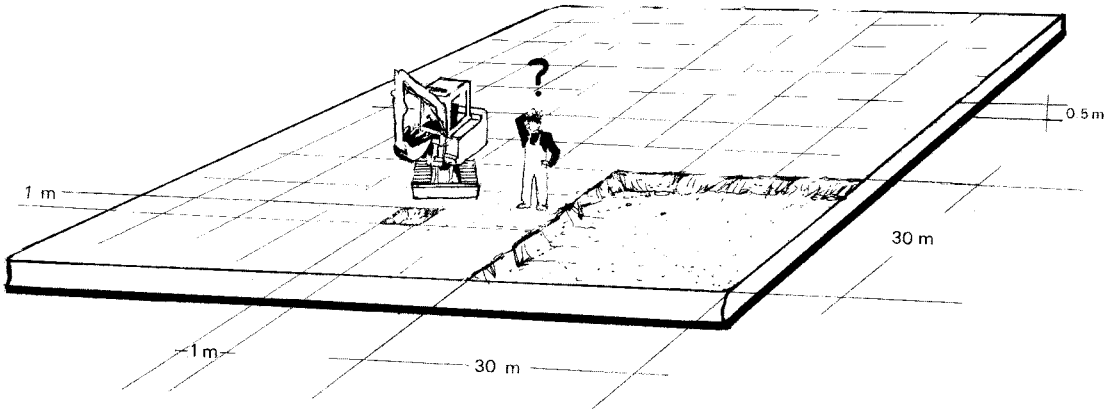
Vid definition av det åtgärdskrav som skall säkerställa den acceptabla resthalten använder man sig ofta av *selektiva efterbehandlingsvolymer (SEV)*, *medelhalter* och *samlingsprover*. Nedan förklaras dessa begrepp var för sig.

Selektiv efterbehandlingsvolym (SEV)

Om åtgärdskraven för en efterbehandling exempelvis anger att all jord på en fastighet som innehåller mer än 200 ppm koppar skall saneras, måste åtgärdskravet som reglerar säkerställandet av detta formuleras på lämpligt sätt. Om varje cm^3 jord efter åtgärd skall innehålla < 200 ppm koppar måste antingen en oerhört omfattande provtagning ske (varje cm^3 måste då kontrolleras) eller all jord på fastigheten schaktas ur och betraktas som förorenad. Avser kravet istället medelvärdet av kopparhalten i t. ex. 20 m^3 jord, blir såväl provtagningen som mängden förorenad jord som måste schaktas ur mindre omfattande (illustration av SEV, se figur 3.2 nedan).

Om inte volymen jord definieras samtidigt med den acceptabla resthalten kan en tekniskt sett lyckad efterbehandling anses vara "misslyckad" vid en efterkontroll av det sanerade området. Ett åtgärdsmål som inriktas på att avlägsna jordvolymer om t.ex. 20 m^3 vars *genomsnittliga* kopparhalt överstiger acceptabel resthalt innebär sannolikt att enskilda prover av kvarlämnade massor fortfarande innehåller halter överstigande acceptabel resthalt. Detta innebär att även efterkontroller måste refereras till samma volym.

*) Denna formulering, liksom behovet av att åtgärdskrav definieras på ett arbetspraktiskt sätt, togs tog ursprungligen upp av Lars Olsson inom SGF och har därefter utvecklats i en dialog mellan SGFs miljögeoteknikkommitté och Naturvårdsverket.



Figur 3.2 Illustration av selektiv efterbehandlingsvolym.

Selektiv efterbehandlingsvolym (SEV) är den minsta volym jord som under saneringsarbetet avses separeras och klassificeras. Storleken på SEV måste avgöras från fall till fall och anges i åtgärdskravet (se tabell 3.1). I första hand bör SEV styras av på vilka grunder den acceptabla resthalten för aktuell förorening tagits fram samt av resultaten från de miljötekniska markundersökningarna (variationer i föroreningshalter, typ av föroreningar m.m.). T.ex. torde SEV bli mycket liten vid en efterbehandling av ytlig blyförorening om den acceptabla resthalten baseras på risken för att barn plockar upp en näve jord för att äta (akuta effekter). Handlar det istället om risken för skador på en vattentäkt på grund av urlakning av bly från djupare liggande jord blir SEV avsevärt större. Likaså kan det ur ekonomisk synpunkt vara fördelaktigt att använda små SEV vid åtgärder av jord innehållande föroreningstyper som leder till höga kostnader för omhändertagande (t.ex. kvicksilver och PCB). Enstaka m^3 jord som felaktigt klassas som förorenade orsakar "extrakostnader" på tiotusentals kronor.

Förutom att SEV styrs av riskerna för hälsa och miljö måste även hänsyn tas till det praktiska genomförandet. Med normala arbetsmaskiner kan man knappast separera mindre volymer än 3 m^3. Om alltför stor SEV väljs finns risken att föroreningshalterna varierar kraftigt inom volymen vilket leder till stor osäkerhet. Om åtgärdskraven anger höga säkerhetskrav kommer därmed en "för stor" SEV i extremfallet att resultera i att samtliga SEV måste klassas som förorenade. Det finns också en ekonomisk gräns som huvudsakligen styrs av relationen mellan kostnaderna för klassificering (provtagning, analys m.m.) och kostnaderna för omhändertagande av förorenad jord. I extremfallet kan kostnaderna för att klassificera en jordvolym överstiga kostnaderna för omhändertagandet. I ett sådant fall är risken stor att all jord klassas som förorenad oavsett föroreningsinnehåll.

I Nordamerika varierar SEV vid schaktentreprenader i extremfallen mellan 10 och 500 m^3, med normala värden på 50–250 m^3 (BC Environment, 1995). I normalfallet rekommenderas att SEV initialt sätts till 50–100 m^3. Eventuella justeringar av SEV uppåt eller neråt kan göras efter hand som klassificeringsarbetet fortskrider. Klassificerings-

arbetet underlättas av att föroreningshalterna inom SEV varierar i liten omfattning. Visar det sig att variationerna i föroreningshalter inom SEV är stora minskas SEV och vice versa. SEV:s form får avgöras på grundval av förväntad föroreningsbild och arbetspraktiska faktorer (se tabell 3.1).

Tabell 3.1 Faktorer som påverkar storleken på den selektiva efterbehandlingsvolymen (SEV)

Liten SEV	***Stor SEV***
- Heterogen föroreningsspridning	- Homogen föroreningsspridning
- Höga kostnader för omhändertagande	- Låga kostnader för omhändertagande
- Akuta effekter	- Icke akuta effekter
- Många "hot-spots"	- Få "hot-spots"
- För ändamålet bristfällig miljöteknisk undersökning	

Uppskattning av medelhalter i jord

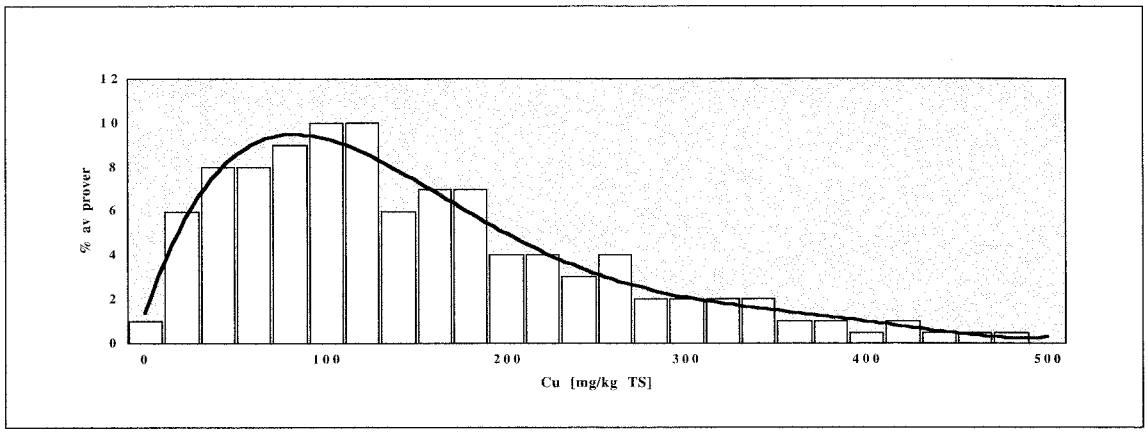
När en enskild jordvolym eller ett större markområde skall klassificeras utifrån medelhalten måste två frågor beaktas:

1. *Är den verkliga medelhalten högre eller lägre än den acceptabla resthalten?*
2. *Är jordvolymen eller markområdet tillräckligt homogen så att klassificering utifrån uppskattad medelhalt är tillämplig?*

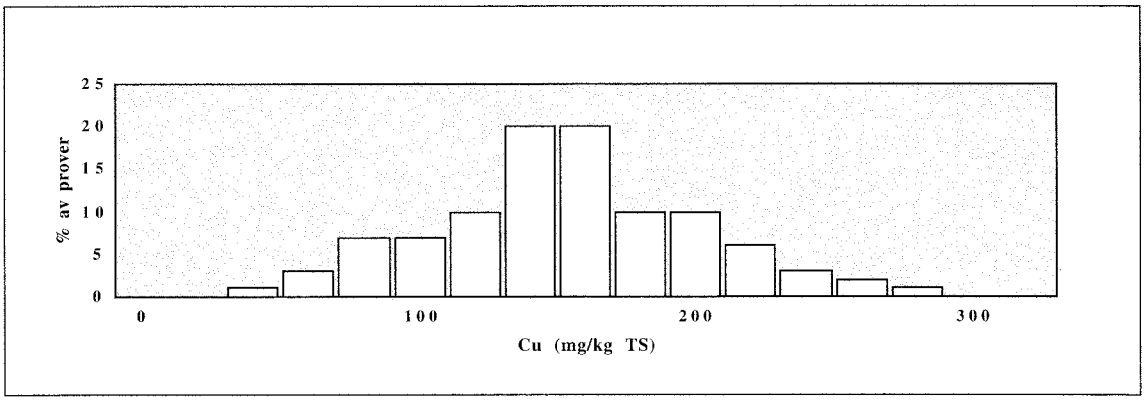
Det beräknade aritmetiska medelvärdet av ett antal jordprover är enbart en uppskattning av det verkliga, men okända, medelvärdet. Tillförlitligheten av uppskattningen beror huvudsakligen på antalet analyserade jordprover och på spridningen av analysresultaten. Även om medelhalten är lägre än acceptabel resthalt *kan* dock den "verkliga" medelhalten vara högre än densamma. Medelvärdet beräknas utifrån ett antal prover tagna slumpmässigt eller systematiskt inom ett förorenat markområde eller i en enhetsvolym. Föroreningsinnehållet i proverna kan variera kraftigt, i synnerhet i fyllnadsjordsmassor.

Fördelningen av föroreningskoncentrationer inom ett förorenat markområde antar ofta en log-normalfördelning, d.v.s. ett fåtal mycket höga värden har stor inverkan på medelvärdet (se figur 3.3 nästa sida). Variationerna minskar och fördelningen blir mer lik en normalfördelning (se figur 3.4 nästa sida) om analysresultaten härrör från enskilda prover eller samlingsprover tagna inom en begränsad yta eller i en omblandad schakthög.

Vid klassificering av en enhetsvolym jord (motsvarande SEV) behöver man inte veta det verkliga medelvärdet utan endast med viss (hög) säkerhet eller konfidensgrad söka påvisa att enhetsvolymens medelhalt understiger ett visst värde, nämligen den acceptabla resthalten. Även vid en inledande indelning av ett större markområde i "rent", "övergångszon" och "förorenat" är denna utvärdering av intresse.



Figur 3.3 Ett exempel på log-normalfördelade analysdata.



Figur 3.4 Ett exempel på normalfördelade analysdata.

När det gäller konfidensgraden bör denna vara hög, 95 %. Det finns flera olika statistiska metoder för att utifrån analysdata uppskatta medelvärdet av föroreningshalter i en enhetsvolym eller ett större markområde. Med klassisk statistik kan man använda den *övre ensidiga konfidensgränsen för medelvärdet* (engelskans Upper Confidence Limit for the Mean, UCLM). Beroende på hur föroreningskoncentrationen antas vara fördelad kan UCLM beräknas på följande sätt (Gilbert. O. Richard, 1987):

"Normalfördelade":	$UCLM = \bar{x} + S_C(\bar{x}) * t_{\alpha',n-1}$	(Ekv 3.1)
"Lognormal" (CV>1,2):	$UCLM = \mu_1 + S_C(\mu_1) * t_{\alpha',n-1}$	(Ekv 3.2)

$\bar{x}$	*aritmetiskt medelvärde*
$S_C(\bar{x})$	*$s/n^{0,5}$, medelfelet av ett normalfördelat medelvärde*
s	*standardavvikelse*
n	*antalet observationer (antal analyserade jordprover) vid beräkning av x och s*
$t_{\alpha'}$	*fördelningsfaktor för den valda konfidensgraden, α*
$n-1$	*antal frihetsgrader*
μ_1	*bästa skattning av medelvärdet*
$S_C(\mu_1)$	*bästa skattning medelvärdets medelfel*
CV	*variationskoefficient (standardavvikelse/medelvärde)*

I det första fallet, d.v.s. om det antas att föroreningen är normalfördelad, kan UCLM för en given konfidensgrad enkelt beräknas med underlag från statistiska tabeller. I det andra fallet, d.v.s. om föroreningen antas vara log-normalfördelad, är beräkningarna mer komplicerade. Inom ett större markområde är dock denna fördelning vanlig. I bilaga 2 redovisas ett exempel på hur UCLM beräknas i de fall föroreningshalterna antas vara ungefär log-normalfördelade. Medelfelet kan beräknas med underlag från provtagningsresultaten från de miljötekniska markundersökningarna (om slumpmässig eller systematisk provtagning genomförts i det område som skall klassificeras). Det rekommenderas dock att nytt underlag erhålls genom förnyade/kompletterande provtagningar i samband med klassificeringsarbete med enhetsvolymer. Ett underlag om ca 25 prover rekommenderas (Gilbert. O. Richard, 1987). Nedan följer ett exempel på beräkning av UCLM med olika konfidensgrad vid normalfördelade föroreningshalter.

		Konfidensgrad		
$\bar{x}$ = *500 (aritmetiskt medelvärde)*		*90 %*	*95 %*	*99 %*
s = *100 (standardavvikelse)*				
n = *25 (antal prover)*	$t_{\alpha}(24)$	*1,32*	*1,71*	*2,49*
$S_c(\bar{x})$ = *20 (medelfel = $s/n^{0,5}$)*	*UCLM*	*526*	*534*	*550*

Även om UCLM understiger acceptabel resthalt måste fråga 2 ovan beaktas, d.v.s. om jordvolymen eller markområdet är såpass homogen att en klassificering utifrån medelvärde är tillämplig. Ett stort markområde bör inte klassificeras utifrån enbart *ett* medelvärde. Det är självklart inte heller bra om en liten, starkt förorenad volym döljs i den selektiva efterhandlingsvolymen. Starkt missfärgade eller illaluktande jordmassor som påträffas under åtgärdsfasen bör särbehandlas. Likaså bör man vid klassificering av enskilda enhetsvolymer lägga in gränser för hur stora föroreningsvariationer som tolereras inom enhetsvolymerna (se nedan under Samlingsprover). Vid alltför stora variationer blir standardavvikelsen hög vilket leder till ett stort medelfel. Detta kan i extremfallet innebära att medelfelet blir större än den acceptabla resthalten. Klassificeringsarbetet blir därmed meningslöst eftersom samtliga jordvolymer måste betraktas som förorenade. Det finns således praktiska och ekonomiska incitament till att minimera föroreningsvariationerna i den jordvolym som skall klassificeras, vilket innebär att "för stora" SEV inte kan användas.

Samlingsprover

Med hänsyn till kostnaden är det vid klassificering av enhetsvolymer fördelaktigt att blanda ett antal enskilda prover till ett samlingsprov som analyseras istället för att analysera separata prover. Samlingsprover skall dock inte användas när föroreningen utgörs av flyktiga kolväten eller om jorden inte är blandbar, t.ex. om den utgörs av lerhaltig jord (Contaminated Site Series, 1994). Problemet med samlingsprover är också att de kan leda till att förorenat material felaktigt klassificeras som rent och vice versa. Samlingsprover skall endast användas när man vet att de ingående enskilda proverna

innehåller liknande föroreningshalter (t.ex. samlingsprov 1 i tabell 3.2 nedan). Om de enskilda proverna innehåller vitt skilda föroreningshalter (som samlingsprov 2 i tabell 3.2) är analysresultatet av ett samlingsprov missvisande.

Tabell 3.2 Exempel på uppmätta blyhalter (i mg/kg TS) i fem enskilda prover ingående i ett samlingsprov vardera.

	Enskilda prover					Samlingsprov	CV
Samlingsprov 1	180	130	170	120	150	150	0,2
Samlingsprov 2	10	15	630	15	80	150	1,8

Genom en väl utförd miljöteknisk undersökning av marken kan man avgränsa ytor där variationen av föroreningshalterna är måttliga och inom vilka därmed samlingsprover kan användas. Så länge variationskoefficienten (CV = standardavvikelse/medelvärde) är mindre än 1 kan kravet på homogenitet anses vara uppfyllt. Generellt bör därefter även enskilda prover slumpmässigt analyseras i vart 10:e samlingsprov för att kontrollera homogeniteten.

4 Klassificering av jord

Allmänt

Kontroll av åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt kan göras med eller utan statistisk utvärdering. Fördelen med ett statistiskt angreppssätt är att säkerheten i kontrollen kan beräknas. I stora efterbehandlingsprojekt, vid en komplex eller allvarlig föroreningssituation och/eller i "svåra" geologiska miljöer bör ett statistiskt angreppssätt användas.

Statistisk utvärdering är resurskrävande och därmed inte alltid ändamålsenlig. Vid åtgärder omfattande urschaktning av små miljöskador (<500 m^3) eller av väl avgränsade föroreningar kan en enklare arbetsmetodik vara motiverad, t.ex. ett deterministiskt angreppssätt. Exempel på situationer där en enklare arbetsmetodik kan motiveras är om det förorenade området har avgränsats och omges av naturliga barriärer (t.ex. berg eller lera) eller om föroreningen utgörs av missfärgade eller flyktiga ämnen. De senare ämnena (t.ex. BTEX och trikloretylen) intar en särställning då de hellst, på grund av sina egenskaper, bör behandlas in situ. Egenskaperna hos flyktiga ämnen ställer även särskilda krav vid kontroll av åtgärdskraven, speciellt avseende provtagning och provhantering.

Statistiskt angreppssätt

Inledning

Under en efterbehandlingsentreprenad där åtgärdskraven inbegriper acceptabla resthalter är det nödvändigt att genomföra provtagningar av jord. I en del fall måste vissa områden (övergångszonen, d.v.s. områden där föroreningshalterna är i nivå med den acceptabla resthalten eller okända) klassificeras. Dessutom bör åtgärderna av på förhand kända förorenade områden verifieras, d.v.s. man skall kontrollera att åtgärdskraven avseende acceptabel resthalt är uppfyllda.

I många fall kan det också av behandlingstekniska skäl vara nödvändigt att veta föroreningshalterna i den på förhand kända förorenade jorden som skall transporteras från området till en behandlingsanläggning. Jorden kan t.ex. behöva behandlas på olika sätt beroende på föroreningshalt (se bilaga 1). Denna situation är tämligen vanlig när exempelvis fyllnadsjord på äldre industriområden måste avlägsnas i samband med nybyggnationer.

Avgränsning och indelning i enhetsvolymer

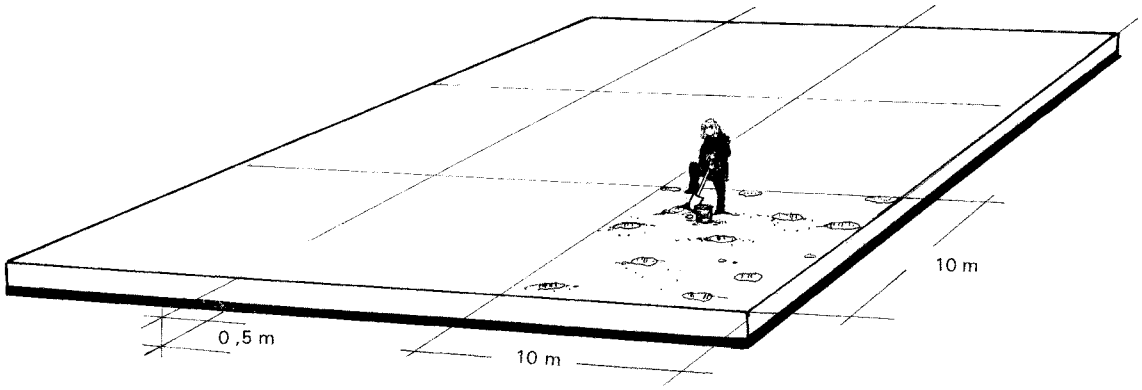
Det område (övergångszon m.m. enligt figur 3.1 sidan 22) som skall klassificeras indelas i enhetsvolymer. Storleken på enhetsvolymen motsvarar SEV, d.v.s. den minsta volym jord som saneringsarbetet avser separera och klassificera. *Storleken* avgörs utifrån de faktorer som redovisades i avsnitt 3. *Geometrin* av enhetsvolymen väljs utifrån förväntad föroreningsbild. Vid t.ex.verifiering av en åtgärd omfattande urschaktning av en ytlig förorening är en fyrkantig och relativt tunn jordskiva ändamålsenlig. Avgränsning av området inom vilket jorden skall klassificeras kan göras genom statistiska interpolationsmetoder (t.ex. kriging). I andra fall kan begränsningslinjen utgöras av en entreprenadgräns (t.ex. schakt för husgrund), fastighetsgräns eller en utifrån förundersökningen bedömd utbredningsgräns (subjektiv bedömning utifrån enstaka provpunkter och bakgrundsinformation). I bilaga 2 framgår hur en sådan avgränsning kan göras med hjälp av kriging och andra geostatistiska verktyg.

Schakthögar eller in situ?

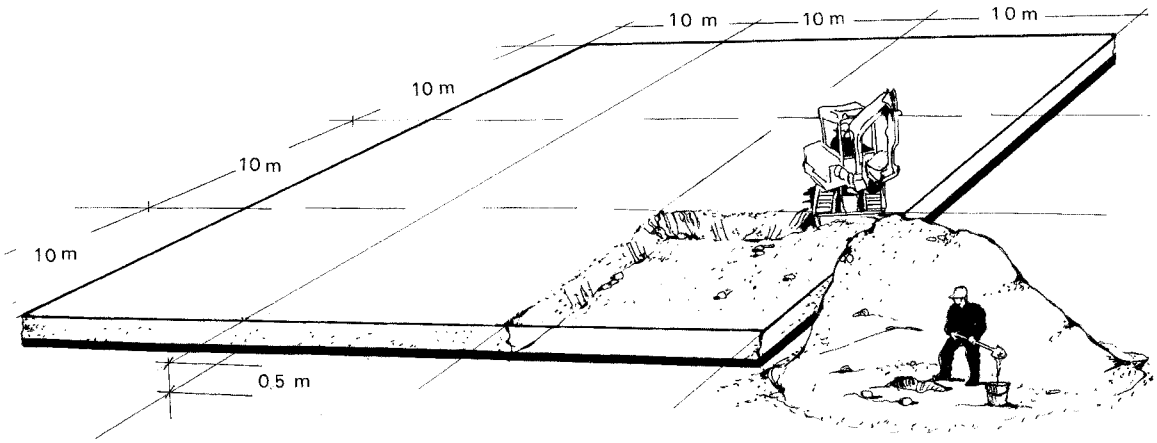
Klassificering av jord kan utföras genom provtagning såväl *in situ* (i ostörd jord i t.ex. en schaktbotten) som i *schakthögar* (se figur 4.1 och 4.2). Vid verifiering av åtgärder rekommenderas provtagning in situ. Fördelen med att klassificera jorden in situ är att man får en bättre överblick över den undersökta ytan och att man lättare kan separera synligt förorenade områden.

Klassificering av schakthögar innebär att föroreningens ursprungliga rumsliga fördelning kommer att gå förlorad. Det kan också vara svårt att provta en schakthög så att representativa prover erhålls. När uppschaktade massor läggs på hög separeras olika fraktioner. De finare fraktionerna, som i regel innehåller mest föroreningar, kanar ner och lägger sig längs högens bas medan de grövre fraktionerna ackumuleras högre upp. Om föroreningen utgörs av flyktiga kolväten kommer högens ytskikt att utarmas på kolväten mycket snabbare än dess innandöme.

Till schakthögens fördelar hör att en viss omblandning erhålls som jämnar ut föroreningshalterna. Dessutom kan det av arbetspraktiska skäl och arbetsmiljöskäl (rasrisk m.m.) vara ändamålsenligt att schakta upp jorden innan den provtas. Representativa prover från en schakthög kan tas på flera sätt. Det viktiga är dock att prover också tas ut i högens inre delar. T.ex. kan prover tas ut genom vertikala borrningar genom hela schakthögen eller också kan prover tas ut allteftersom högen skapas.



Figur 4.1 *Illustration av in situ-klassificering i samband med urschaktning av förorenade markområden.*

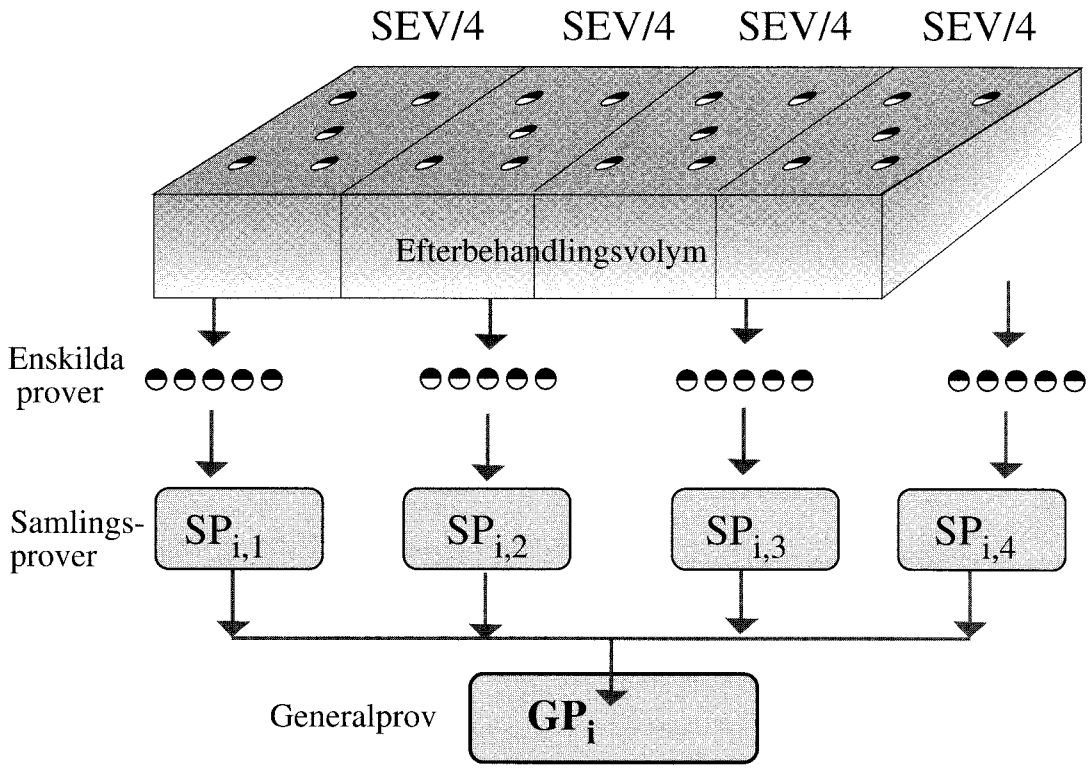


Figur 4.2 *Illustration av klassificering av enhetsvolymer (=SEV) i form av uppschaktade jordhögar.*

Provtagning

Vid klassificering av enhetsvolymer bör man eftersträva att ta stora volymer prov med god yttäckning för att uppnå så bra representativitet som möjligt (engelskans *batch sampling*). Små provvolymer uppvisar normalt en större spridning och skevhet i fördelning (histogram) än stora (BC Environment, 1993). Nedan anges hur provtagningen och utvärderingen kan ske om föroreningstypen utgörs av icke flyktiga ämnen (se även schematisk illustration i figur 4.3 samt bilaga 1). Utgörs föroreningen av flyktiga ämnen (t.ex. BTEX och trikloretylen) kan prover inte blandas före analys. Klassificeringen måste då ske på grundval av enskilda prover.

1. Fem enskilda prover *om 1–2 l tas ut systematiskt per fjärdedels SEV. Vid in situ-sanering tas proven med spade alternativt annan jordprovtagare. Vid schakthögar tas proven antingen ut allteftersom schakthögen skapas eller genom skruvprovtagning genom hela högen.*
2. *De fem enskilda proverna blandas till ett samlingsprov.*
3. *1 och 2 upprepas så att sammanlagt* fyra samlingsprover per SEV *erhålls.*
4. *De fyra samlingsproverna delas.*
5. *En del av respektive samlingsprov blandas till ett generalprov som analyseras (representerar bästa skattningen av medelhalten i SEV). Den andra delen sparas till underlag för statistiska utvärderingar.*



Figur 4.3 Schematisk illustration av föreslagen provtagningsteknik vid klassificering av selektiva efterbehandlingsvolymer

Inledningsvis bör man analysera samtliga fyra samlingsprover samt generalprovet i minst sex SEV. På grundval av dessa inledande analyser kontrolleras homogeniteten i respektive SEV samt beräknas medelvärdets genomsnittliga medelfel m.m. så som visas i bilaga 1.

Kemisk analys

Jordprover bör normalt sett lämnas in på ackrediterat laboratorium för kemisk analys. För de flesta analysparametrar går det att avtala om snabba svarstider (ett dygn). I de fall extremt korta svarstider krävs eller om analysernas omfattning är stor kan man överväga att temporärt installera ett laboratorium på platsen. Användande av vissa scanningmetoder (XRF, GC och immuno-assay) bör inte uteslutas under förutsättning att sedvanlig kalibrering mot laboratorieanalyser sker (Fältanalyser av förorenad mark, förf. Helena Metelius, Naturvårdsverket 1996 d). I de fall XRF visar sig vara lämplig kan det vara fördelaktigt att analysera fler prover (t.ex. samtliga fyra samlingsprover per SEV) och öka tillförlitligheten ytterligare.

Utvärdering

De inledande analyserna av samtliga samlingsprover tagna i minst sex SEV utvärderas. Man skall kontrollera att analysresultaten av samlingsprover tagna i en och samma enhetsvolym inte varierar alltför mycket (CV<1) så att normalfördelning kan antas för beräkning av UCLM. Om analysresultaten av samlingsprover tagna från en och samma enhetsvolym varierar kraftigt bör enhetsvolymens storlek minskas och vice versa. På grundval av de inledande analyserna beräknas det genomsnittliga medelfelet av medelvärdet i en enhetsvolym (tillvägagångssättet redovisas i bilaga 1). Därefter sker följande beräkningar för respektive SEV:

6. *UCLM för vald konfidensgrad (normalt 95 %) beräknas i enlighet med ekvation 3.1.*
7. *Om UCLM >acceptabel resthalt klassas volymen som förorenad. Om UCLM < acceptabel resthalt klassas volymen som ren.*

Deterministiskt angreppssätt

Allmänt

I praktiken sker idag de allra flesta kontroller av åtgärdskrav utan användande av statistiska metoder. I vissa fall är tillvägagångssättet motiverat, i andra fall inte. Ett statistiskt angreppssätt med resultat kopplat till en viss hög statistisk säkerhet kräver, som framgått tidigare, omfattande och kostsamma provtagningar, analyser och utvärderingar. Enbart för den inledande statistiska utvärderingen krävs i regel att objektet omfattar mer än 300 m^3 jord (6 enhetsvolymer a` 50 m^3). På små och/eller väl avgränsade objekt är ett statistiskt angreppssätt därmed inte alltid ändamålsenligt. I detta kapitel beskrivs under vilka omständigheter en "enklare" arbetsgång kan motiveras. Det beskrivs också hur en sådan arbetsgång kan vara uppbyggd.

Ett enklare tillvägagångssätt ställer vissa krav, nämligen att:

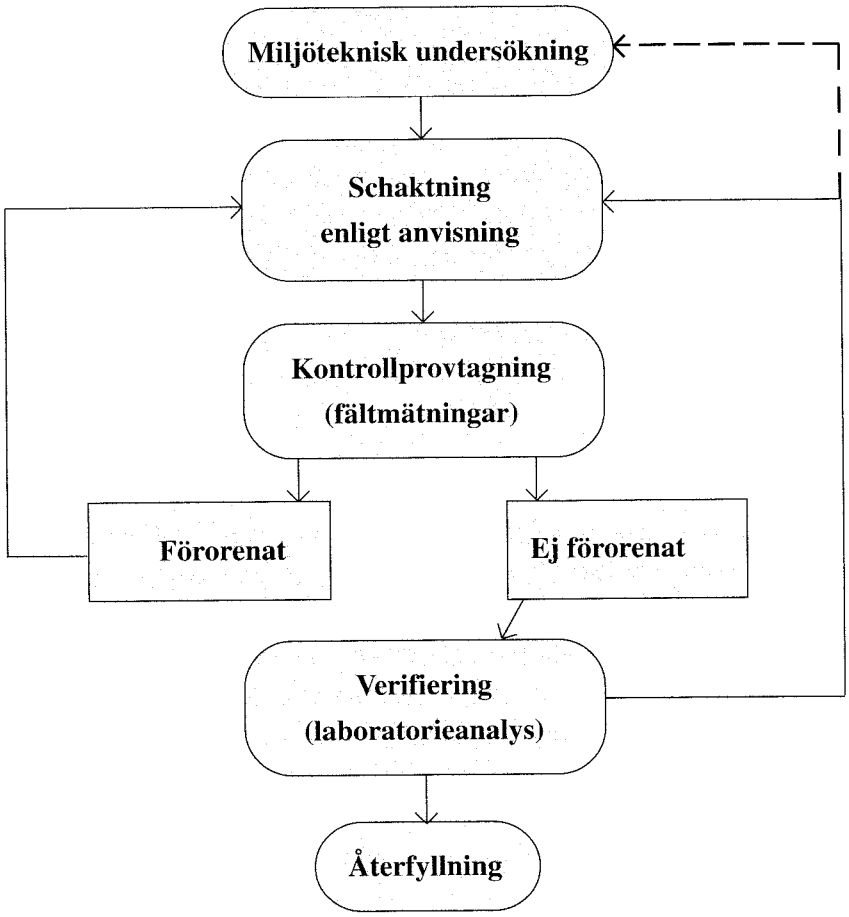
- *Miljöteknisk undersökning har utförts.*
- *Föroreningen har avgränsats, d.v.s. övergångszonen är liten eller obefintlig.*
- *Volymen jord som skall åtgärdas är begränsad (<500 m^3).*
- *Det förorenade området är omgivet av täta jordlager (t.ex. lera) eller kan separeras visuellt (t.ex. då föroreningen är knuten till ett missfärgat fyllnadslager eller i sig själv färgad).*
- *Åtgärden omfattar urgrävning av förorenade jordmassor.*

Exempel på föroreningar som kan vara lätta att avgränsa är flyktiga kolväten såsom BTEX, föroreningar eller jord med klart avvikande färg eller konsistens (t.ex. fyllnadsjord på lera eller berg). Exempel på situationer där man kan träffa på detta är: läckage från en punktkälla (t.ex. en bränslecistern), utsläpp i samband med olycka på väg eller järnväg och förekomst av missfärgade fyllnadsmassor innehållande föroreningar.

Det finns också fall där man efter att ha vägt in ekonomiska och/eller tidsmässiga skäl bör kunna välja att hellre schakta bort mer jord än nödvändigt i förorenade områden eller all jord i övergångszonen, som sannolikt delvis är ren, än att utföra klassificering med statistiska metoder.

Avgränsning

Efterbehandlingen bör i regel alltid föregås av en miljöteknisk undersökning där föroreningens ungefärliga utbredning bestäms samt de geologiska och hydrogeologiska förhållandena klarläggs. Finner man vid undersökningen att utbredningen är större, att de geologiska förutsättningarna är annorlunda eller att föroreningssituationen är mer komplex än förväntat bör ett statistiskt angreppssätt tillämpas.



Figur 4.4 *Schematisk beskrivning av arbetsmetodiken vid klassificering av väl avgränsad förorening. Myndighetssamråd och upphandling av saneringsentreprenad tillkommer.*

Provtagning och analys

I samband med åtgärden sker en interaktiv process där dirigering av schaktarbete och kontrollprovtagning avlöser varandra (se figur 4.4). Kontrollen sker i form av provtagning direkt i schaktvägg/-botten. Proverna analyseras lämpligen direkt i fält med lämplig metod för fältanalyser, t.ex. PID-instrument, immuno-assay eller XRF.

När föroreningen utifrån resultaten av kontrollproverna bedöms ha avlägsnats verifieras åtgärden genom förnyad jordprovtagning. Om föroreningen utgörs av flyktiga kolväten eller om jorden inte är blandbar måste åtgärden verifieras genom analyser av enskilda jordprover. Antalet prover styrs av schaktens storlek och geometri. Normalt sett bör minst ett prov per 20 m^2 inom det åtgärdade området analyseras. Om provtagnings-

djupet representerar 0,5 m innebär det ett prov per 10 m^3.

I de fall föroreningen inte är flyktig och jorden blandbar kan ett samlingsprov, bestående av fyra till fem enskilda prover, analyseras per 100 m^2. I ett samlingsprov bör dessutom samtliga ingående prover analyseras för att kontrollera homogeniteten. Alternativt kan några slumpmässigt utvalda enskilda prover analyseras. För analysmetoder hänvisas till föregående avsnitt (Statistiskt angreppssätt).

Utvärdering

Som framgår av avsnitt 3 finns flera möjligheter att jämföra erhållna analysresultat från verifieringen med den av åtgärdskraven givna acceptabla resthalten. I det fall samlingsprover analyserats kan kravet vara att föroreningsinnehållet i samtliga samlingsprover skall understiga den acceptabla resthalten. Vidare bör CV i det samlingsprov där samtliga ingående prover analyserats understiga 1. Alternativt bör skillnaden mellan föroreningshalter i enskilda prover och samlingsprover inte vara stor. Vid behov måste samtliga enskilda prover analyseras och utvärderas.

Om enskilda prover analyserats kan den acceptabla resthalten jämföras med det aritmetiska medelvärdet såväl som med enskilda analysvärden. Om fler än ca 25 enskilda prover analyserats (d.v.s. schaktens begränsningsytor överstiger 500 m^2) kan man utvärdera resultaten statistiskt och lämpligen jämföra 90-percentil och/eller $UCLM_{95\,\%}$ med den acceptabla resthalten.

Referenser

BC Environment, 1993: Contaminated site characterization and confirmation testing guidelines.

BC Environment, 1995: Guidance Documents for Contaminated Site Statistical Application. Draft Document

Contamintated Site Series, 1994: Contaminated site investigation. CIW 7771. Author Zapf-Gilje Reidar, Golder Associates Ltd.

EPA, 1989: Soil Sampling Quality Assurance User´s Guide. EPA/600/8-89/046.

Gilbert. O. Richard, 1987: Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Pacific Northwest Laboratory.

Naturvårdsverket, 1996 a: Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638.

Naturvårdsverket, 1996 b: Flerårsplaner för efterbehandling. Vägledning. Rapport 4607.

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

Naturvårdsverket, 1996 d: Fältanalyser av förorenad mark. Förf. Helena Metelius. Rapport 4566.

Naturvårdsverket, 1997: Efterbehandling av förorenade områden. Vägledning för planering och genomförande av efterbehandlingsprojekt. Rapport 4803-1.

Statens Naturvårdsverk, 1994 a: Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del I: Strategi. NV Rapport 4310.

Statens Naturvårdsverk, 1994 b: Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del II: Fältarbete. NV Rapport 4311.

Ord- och begreppsförklaringar

AB 92	Allmänna bestämmelser för byggnads-, anläggnings- och installationsentreprenader. Svenska Teknologföreningen.
ABT 94	Allmänna bestämmelser för totalentreprenad.
AMA	Allmänna material och arbetsbeskrivningar.
BTEX	Bensen, toluen, etylbensen och xylen.
GC	Gaskromatograf.
NV	Naturvårdsverket (efter 1 juli 1995).
PCB	Polyklorerade bifenyler.
PID	Fotojonisationsdetektor.
SEV	Selektiv efterbehandlingsvolym, se nedan.
SNV	Statens Naturvårdsverk (före 1 juli 1995).
XRF	Röntgenfluorescensanalys.
UCLM	Övre ensidiga konfidensgränsen för medelvärdet (Eng. Upper Confidence Limit of the Mean) se sidan 26–27.

Acceptabel resthalt
Den halt som man i åtgärdskraven beslutat får förekomma i jorden på saneringsobjektet efter det att åtgärderna är avslutade.

Batch sampling
Engelska för provtagning av jordvolymer där medelhalten skall bestämmas. Provvolymen är större än vid normal jordprovtagning.

Ex situ behandling
Behandling av uppgrävda massor från ett förorenat område ”på annan plats”.

Generalprov
Generell beteckning för ett sammansatt prov bestående av ett antal enskilda prover eller samlingsprover.

Hot spot
Engelska för ett starkt förorenat och till ytan/volymen begränsat markområde.

Immuno assay metod
Kemisk fältanalys baserad på biokemiska reaktioner.

In situ
”På plats”(latin). Används för begreppen in situ behandling, d.v.s. behandling av jord eller sediment utan föregående uppgrävning, eller in situ provtagning/analys, d.v.s. provtagning och/eller analys på jord ”där den ligger”.

Konfidensgrad
Statistisk term som anger ett mått på t.ex. hur välbestämd en medelhalt är från en population prover.

Kriging
En geostatistisk interpolationsmetod som kan användas för att grafiskt beskriva föroreningsbilden på ett markområde utifrån provtagningsdata (se Bilaga 2).

Percentil
T.ex. 90-percentil av en datamängd innebär att 10 % av värdena överstiger 90-percentilen. För en datamängd om 10 värden är 90-percentilen det näst högsta värdet. 50-percentilen är medianen.

Samlingsprov
Generell beteckning för ett sammansatt prov bestående av flera enskilda prover.

Selektiv efterbehandlingsvolym
Den minsta volym jord som under saneringsarbetet avses separeras och klassificeras. Se vidare sidan 23.

Åtgärdskrav
En precisering i mätbara och kalkylerbara termer av vad som skall åstadkommas på ett efterbehandlingsobjekt för att åtgärdsmålen skall uppfyllas.

Åtgärdsmål
Övergripande kvalitativa och kvantitativa mål som medför förbättring från hälso- och miljösynpunkt.

Åtgärdsutredning
En utredning som belyser vilka åtgärdsmetoder som kan vara tillämpbara på objektet med hänsyn till förhållandena på platsen och de åtgärdsmål som eftersträvas.

Bilaga 1: Exempel på klassificering av enhetsvolymer under åtgärdsfasen med statistiska metoder.

Blyförorening på fastigheten Batteriet 2 i Pestad.

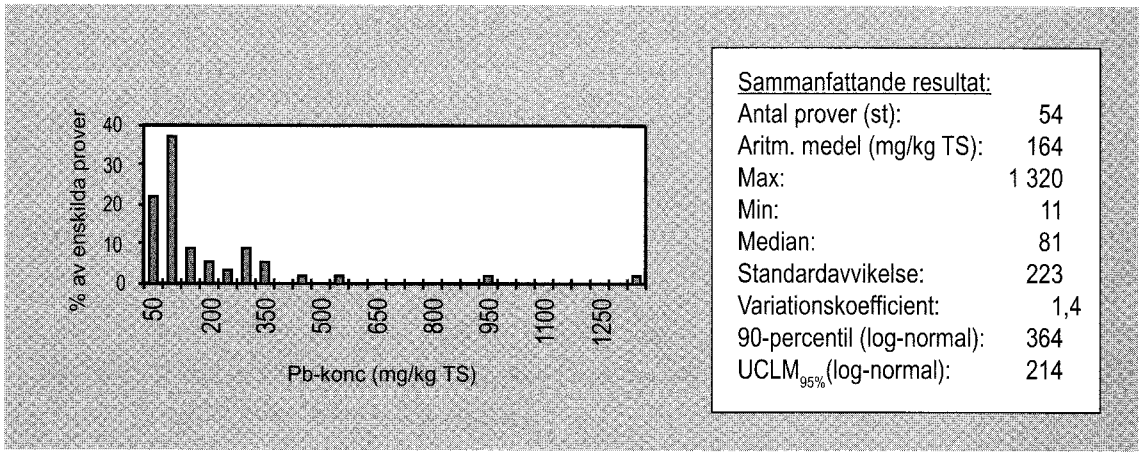
Bakgrund

I de centrala delarna av Pestad fanns en ödetomt om drygt 1 ha (100x100 m) där det tidigare (1905 - 1960) bedrivits gjuteriverksamhet samt diverse upplagsverksamhet. Eftersom fastigheten är belägen i ett attraktivt affärsområde avsåg fastighetsägaren bygga ett affärscentrum. Vid de geotekniska undersökningarna uppmärksammades att fastighetens övre marklager utgjordes av ett heterogent fyllnadsmaterial som ställvis "såg" förorenat ut. P g a geotekniska och byggnadstekniska skäl skulle en stor del av fyllnadsmaterialet behöva avlägsnas vid nybyggnationen. Fastighetsägaren beslutade därför att genomföra en miljöteknisk markundersökning.

Miljöteknisk markundersökning

Jordlagren utgjordes av ca 1,5 m fyllnadsmaterial som underlagras av mycket lös lera. Det senare innebar att byggnader på fastigheten måste grundläggas med omsorg och att ca 0,6 m fyllnadsmaterial måste avlägsnas från hela fastighetens yta i samband med nybyggnation för att minimera risken för sättningar.

Den miljötekniska markundersökningen, som omfattade provtagning i upp till tre nivåer i drygt 30 slumpmässigt placerade borrhål, visade att marken ställvis var förorenad av bly (figur B1.1).



Figur B1.1 Resultat av miljöteknisk markundersökning på fastigheten Batteriet 2

Åtgärdskrav

Vilka massor skall åtgärdas: Efter samråd mellan fastighetsägaren, konsulten och miljömyndigheten bestämdes att de massor som av geotekniska skäl (översta ca 0,6 m på hela fastigheten) måste avlägsnas från fastigheten måste omhändertas på miljöriktigt sätt.

Hur skall borttagna massor från objektet omhändertas: Massorna skall omhändertas enligt följande:

Pb-halt	*Omhändertagande*
<250 mg/kg TS	Byggavfallstipp (schaktmassor, kostnad 25 kr/ton)
>250	Specialdeponi (specialavfall kostnad 400 kr/ton)

Hur och med vilken säkerhet skall man säkerställa att det man angivet ovan uppnås: Jordens blyhalt i uppschaktade jordmassor skall bestämmas. Med Pb-halt avses den övre konfidensgränsen för medelvärdet i enhetsvolymer (SEV) om 50 m^3. Den övre konfididensgränsen för medelvärdet sätts med en 95 %-ig konfidensgrad ($UCLM_{95\%}$), d.v.s. risken är 5 % för felaktig negativ klassning.

Klassificeringen skall utföras genom provtagning av uppschaktade enhetsvolymer. Klassificering av schakthögar valdes beroende på logistiska skäl (jordmassor skulle avlägsnas från fastigheten oavsett föroreningsinnehåll) och att förutsättningarna att temporärt mellanlagra jordmassor på en intilliggande fastighet var goda.

Följande procedurer för klassificering sattes upp:

0. För att undersöka om en provtagningsmetod med analys av samlingsprover är hållbar, och samtidigt erhålla ett statistiskt underlag, analyseras samtliga samlingsprover i sju enhetsvolymer tagna enligt 1 - 4 nedan.

1. Fem enskilda prov om ca 2 liter tas ut per fjärdedels SEV. Proven tas ut allteftersom schakthögen skapas

2. De fem enskilda proven blandas till ett samlingsprov

3. 1 och 2 upprepas så att sammanlagt fyra samlingsprover per SEV erhålls

4. Samlingsproven blandas till ett generalprov som analyseras m.a.p. blyhalt på ett laboratorium ackrediterat för aktuella analyser

5. $UCLM_{95\%}$ jämförs med åtgärdskraven

6. Om starkt missfärgade eller illaluktande jordmassor observeras på schaktbotten eller i schakthögar skall dessa skiljas av (läggas i containrar) och klassificeras i samråd med miljömyndigheten

Resultat

Inledande statistisk utvärdering

Arbetet inleddes med att sju enhetsvolymer om ca 50 m^3 schaktades ur på olika delar av fastigheten. I dessa volymer analyserades både samlingsprover och generalprovet. Analysresultaten (Pb i mg/kg TS) redovisas nedan:

Enhets-volym	*Samlingsprov*				*General-prov (GP)*	*s^2 *) inom GP*	*s inom GP*	*CV inom GP*
1	125	170	139	124	150	607	25	0,17
2	146	185	169	251	201	2 268	48	0,24
3	306	244	397	367	325	4 623	68	0,21
4	166	251	230	238	200	2 034	45	0,22
5	235	322	237	214	245	2 351	48	0,20
6	200	233	218	258	170	4 972	70	0,41
7	242	190	223	245	250	1 473	38	0,15
			Medelvärden			**2 618 -->**	**51**	**0,23**

**) Observera att s^2 beräknats inom samlingsprovet med hänsyn till generalprovets uppmätta halt. Aritmetiskt medelvärde används ej.*

Exempel på beräkning av varians, standardavvikelse och variationskoefficient inom ett generalprov:

Enhetsvolym 1: $S^2_{\text{inom GP}} = 1/3\ (125-150)^2 + (170-150)^2 + (139-150)^2 + (124-150)^2 = 607$

$S_{\text{inom GP}} = \sqrt{607} \approx 25$

$CV_{\text{inom GP}} = 25/150 = 0{,}17$

Av resultaten framgick att:

- generalproverna är statistiskt sett homogena, d. v. s. de ingående samlingsprovernas föroreningsinnehåll varierar i liten omfattning inom respektive enhetsvolym (genomsnittlig variationskoefficient är 0,23)
- variansen och standardavvikelsen inom generalproverna uppgår i genomsnitt till 2 618 respektive 51 mg/kg TS
- uppmätta blyhalter inom respektive enhetsvolymen kan sägas vara ungefär normalfördelade
- medelfelet i ett generalprov bestående av fyra samlingsprover uppgår i genomsnitt till $51/4^{0,5}$ =26 mg/kg TS

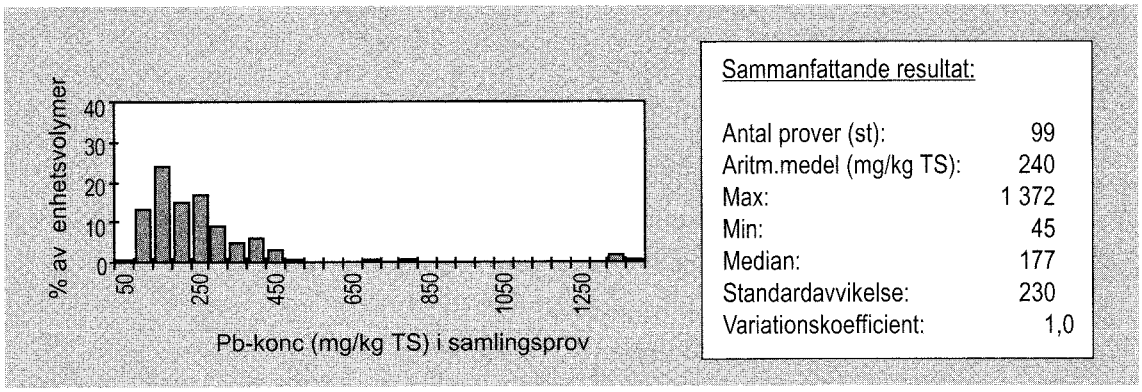
$UCLM_{95\%}$ av en enhetsvolym kan, på underlag av analysresultatet av ett generalprov (GP) bestående av fyra samlingsprover, därmed beräknas på följande sätt:

$UCLM_{95\%} = GP + [t(1-0{,}95)(n-1)](s/n^{0,5}) = GP + 2{,}35*51/4^{0,5} = GP + 60$ mg/kg TS
([t0,05(3)] hämtas från statistisk tabell för normalfördelning)

Enhetsvolymer där generalprovets analysvärde överstiger 190 mg/kg TS (250 - 60) skall således betraktas som specialavfall och omhändertas på specialdeponi.

Klassificeringsarbete

Nedan (figur B1.2) redovisas en sammanfattning av erhållna analysresultat av de enhetsvolymer som schaktades upp.



Figur B1.2 Resultat av klassificering av enhetsvolymer om 50 m³ på fastigheten Batteriet 2

Analysresultat av generalprov [Pb-halt i mg/kg TS]	*Antal enhets-volymer*	*Volym (m³)*	*Vikt (ton)*	*Vikt*) (ton)*
>250	29	1 450	2 900	1 800
190 - 250	17	850	1 700	1 000
<190	53	2 650	5 300	

**) Efter att jordmassorna grovsiktats. Ca 40 % av massorna utgjordes av grova fraktioner (> 30 mm).*

Under arbetet avskiljdes dessutom 150 m³ starkt missfärgade och illaluktande massor som klassificerades separat. 140 m³ var förorenade av diesel medan 10 m³ innehåll mycket höga halter av en trögflytande tjärliknande produkt.

Kostnader

I tabellen nedan jämförs kostnaderna för klassificering med övriga kostnader i projektet.

Post	*Kostnad (kr)*
Miljöteknisk markundersökning	200 000
Klassificeringsarbete	
Arbetstid (inklusive dokumentation&möten)	120 000
Analyskostnader	50 000
Merkostnad markarbeten	100 000
Grovsiktning av förorenade enhetsvolymer (50 kr/ton)	250 000
Mottagningsavgifter	
blyförorenade jordar (400 kr/ton)	1 100 000
rena massor (25 kr/ton)	150 000
diesel/tjärförorenade massor	200 000

Ur ekonomisk synpunkt var klassificeringsarbetet mycket lönsamt. Om ingen klassificering hade utförts och all urschaktad jord bedömts som förorenad, skulle kostnaderna för åtgärderna ha ökat med ca 2 000 000 kr.

Bilaga 2: Exempel på användning av statistiska metoder för indelning av förorenade massor inför åtgärd

Bakgrund

Miljö- och hälsoskyddskontoret i Uppstad genomförde 1990 en kartläggning av den industriella verksamheten i samhället under åren 1900-1990. Vid inventeringen fann man bl.a. att det på en centralt belägen fastighet om ca 3 000 m^2 funnits en träimpregneringsanläggning under perioden 1935-50. Impregneringsverket revs i början av 1970-talet och fastigheten användes därefter som parkeringsplats. Fastigheten var belägen inom skyddsområdet för Uppstads vattentäkt, varför miljöförvaltningen bedömde det angeläget att genomföra en miljöteknisk undersökning. Syftet var att undersöka om jord och grundvatten förorenats av miljöfarliga ämnen från impregneringsverksamheten.

Miljöteknisk undersökning

Översiktlig undersökning

Det fanns mycket begränsad information om impregneringsverksamheten. Enligt de handlingar som påträffades i kommunens arkiv och i en historisk skrift, utfördes impregnering med den s.k. open-tank metoden. Virket, i huvudsak stolpar, sänktes ned i ett kar och impregnerades med ett träskyddsmedel innehållande arsenik, koppar och krom. Efter impregnering luftorkades stolparna utomhus på en grusad markyta.

Den översiktliga miljötekniska markundersökningen omfattade provtagning av jord och grundvatten. Jordprover togs på 10 platser på fastigheten, samt i en referenspunkt belägen på angränsande fastighet. I två punkter installerades grundvattenrör. Resultatet av den miljötekniska undersökningen visade att:

- ytlig jord innehöll ställvis mycket höga halter av arsenik, koppar och krom. Enstaka analyser av prover från djupare nivåer visade betydligt lägre halter
- jorden inte innehöll rester av kreosot, fenoler och pentaklorfenol
- grundvattnet inte var förorenat av de aktuella metallerna. Grundvattenytan var belägen cirka 1,8 meter under markytan
- marken bestod av siltig sand som i ytan överlagrades av 0,2 meter grus. På cirka 2,3 meters djup övergick den siltiga sanden i lera. Lerlagrets mäktighet bedömdes utifrån tidigare geotekniska undersökningar i området uppgå till cirka 5 meter.

På grundval av undersökningsresultaten bedömde Miljöförvaltningen att negativa effekter av identifierade föroreningar inte kunde uteslutas. Med anledning därav beslutades att en detaljerad miljöteknisk undersökning skulle genomföras, inklusive en bedömning av potentiella hälso- och miljörisker.

Detaljerad undersökning

Den detaljerade miljötekniska markundersökningen omfattade provtagning av jord i cirka 60 punkter. I varje punkt togs prov på fyra nivåer; 0–0.5 m, 0.5–1.0 m, 1.0–1.5 meter och 1.5–2.0 m. Tre ytterligare grundvattenrör installerades i sandlagret ovan leran. Jordproverna analyserades endast med avseende på arsenik. Anledningen var att det förelåg mycket god korrelation mellan halterna av arsenik, koppar och krom i jordproverna, dvs. prover med höga arsenikhalter innehöll höga halter koppar/krom och vice versa. Resultaten av den detaljerade undersökningen visade sammanfattningsvis att:

- den ytliga jorden (0–0.5 m) innehöll genomgående höga arsenikhalter. Halterna avtog mot fastighetens gränser
- halterna avklingade mot djupet. I skiktet beläget på 1.0–1.5 meters djup uppmättes endast bakgrundshalter (<10 mg/kg As)
- grundvattnet innehöll låga halter av de aktuella metallerna

Riskbedömning

En riskbedömning genomfördes i syfte att bedöma de potentiella miljö- och hälsoriskerna samt för att fastställa en acceptabel resthalt av arsenik i marken. I den inledande problemformuleringen identifierades föroreningskällorna och de potentiella exponerings- och spridningsvägarna.

i. *Föroreningskällor*: Arsenik-, koppar- och kromförorenad jord på fastigheten. De högsta halterna uppmättes 0–0.5 meter under markytan.

ii. *Riskgrupper*: Människor som uppehåller sig på fastigheten. Eftersom människor normalt uppehåller sig på en parkeringsplats under kort tid, bedömdes risken för föroreningsexponering som liten. Om fastigheten i framtiden bebyggs med bostäder ökar dock risken för att framförallt barn skall exponeras för arsenik, koppar och krom.

iii. *Exponerings- och spridningsvägar*: Föroreningarna bedömdes framförallt kunna spridas med vind, dagvatten, grundvatten och fordon. Människor bedömdes kunna exponeras genom: *a) oralt intag (via munnen) av förorenad jord; b) damm och grundvatten; c) inandning av förorenat damm samt genom; d) hudkontakt med förorenad jord*

Utifrån rådande förhållanden och trolig framtida markanvändning bedömdes den primära risken vara exponering av ytförorenad jord genom oralt intag av jord och damm, samt inandning av förorenat damm. En fördjupad riskbedömning genomfördes där de olika riskerna kvantifierades. Utifrån resultatet fastställdes den acceptabla resthalten av arsenik i jord till 200 mg/kg TS. Den acceptabla resthalten baserades på risken för exponering genom oralt intag av förorenad ytjord.

Upprättande av åtgärdsmål och åtgärdskrav

Allmänt

Miljöförvaltningen bedömde att åtgärder måste vidtas för att långsiktigt förhindra spridning av arsenik och oönskad exponering av människor som uppehåller sig på fastigheten. De aktuella föroreningarna bedömdes i ett långtidsperspektiv kunna påverka grundvattenkvaliteten i området. Åtgärdsmålen för efterbehandlingen definierades enligt följande:

- risken för negativa effekter på människor och miljö skall minimeras
- grundvattnet skall skyddas från påverkan av miljö- och hälsofarliga ämnen
- fastigheten skall i framtiden kunna bebyggas med allt utom bostäder.

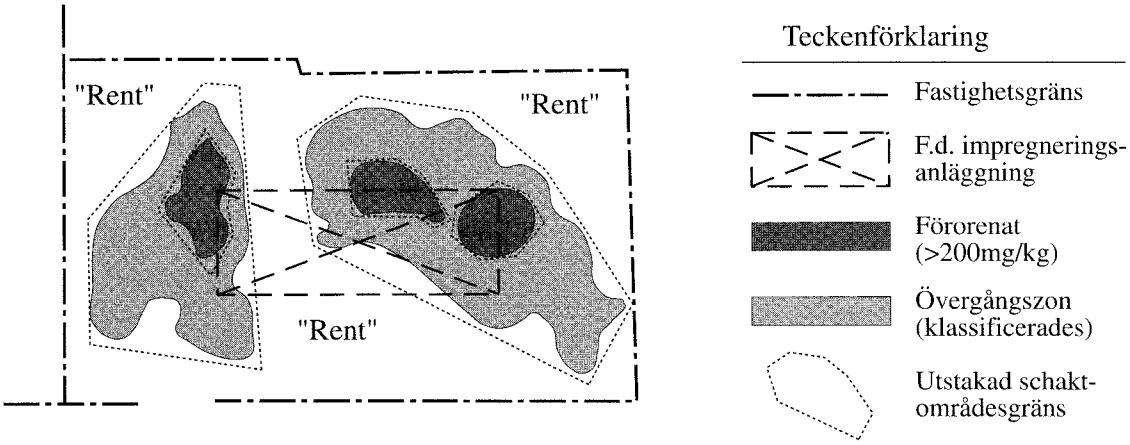
Med utgångspunkt från åtgärdsmålen, upprättade miljöförvaltningen tillsammans med konsultföretaget en kravspecifikation för efterbehandlingen. Följande åtgärdskrav definierades:

1. Arsenikhalten i jorden skall efter åtgärd med stor säkerhet understiga den acceptabla resthalten (200 mg/kg TS).
2. Avgränsning av förorenade massor skall så långt möjligt ske med utgångspunkt från resultaten av den miljötekniska markundersökningen. I de fall underlag saknas eller är osäkra skall jord klassificeras i enhetsvolymer om maximalt 50 m^3 samband med åtgärdsfasen.
3. de förorenade massorna skall transporteras till en behandlingsanläggning med tillstånd att ta emot arsenikförorenad jord.

Vilka massor skall åtgärdas?

Horisontell avgränsning av den förorenad ytjorden

Eftersom det fanns ett omfattande datamaterial i form av kemiska analyser av ytprover (0-0,5 m), avgränsades det förorenade området med en geostatistisk interpolationsmetod kallad kriging (Naturvårdsverket 1996c). Förutsättningen var dock att de uppmätta värdena uppvisade en god korrelationsstruktur (dvs. grad av likhet alternativt olikhet), vilket de inledande semivariogramanalyserna visade. Krigingresultatet, som presenteras i figur B2.1, baserades på mätvärdena (arsenikhalterna) i den översta halvmetern av marken.



Figur B2.1 Det förorenade området avgränsades med hjälp av krigginterpolation av provtagningsresultaten. Det inre, mörkgrå området betraktas som förorenad (As≥200 mg/kg TS (acceptabel resthalt)) och schaktas bort direkt för omhändertagande. Det yttre, ljusgrå fältet utgör en övergångszon som klassificeras i enhetsvolymer. Observera den förenklade geometrin i avgränsning(utsättning) en schaktområdet.

Med utgångspunkt från resultaten beslutades att:

- all ytlig jord belägen innanför koncentrationslinjen 200 mg/kg betraktas som förorenad. Inom detta område schaktas all ytjord ur för externt omhändertagande.

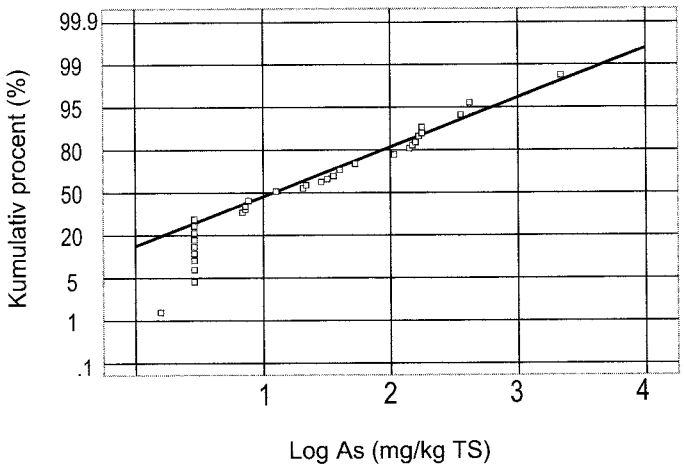
- intilliggande ytjord utanför det förorenade området kontrolleras under åtgärdsfasen med avseende på arsenikhalt. Den yttre begränsningslinjen för denna s.k. övergångszon bestämdes också med hjälp av krigingnanalysen. Genom att addera två standardavvikelser till krigingsresultatet erhölls en ny begränsningslinje, utanför vilken arsenikhalten i ett enskilt prov med cirka 95% sannolikhet är lägre än 200 mg/kg.

Inom övergångszonen, *som definieras av de två begränsningslinjerna, klassificeras jorden i enhetsvolymer om maximalt 50 m³ enligt de principer som anges i kapitel 4 i huvudtexten "Klassificeringsmetodik"*. Hanteringen av underliggande jord redovisas nedan.

Vertikal avgränsning

I skiktet beläget 1,0-1,5 meter under markytan understeg arsenikhalterna i samtliga jordprover med god marginal 200 mg/kg TS. Det vill säga all jord under 1 meters nivån betraktas som icke förorenad ("ren").

Inom jordlagret beläget 0,5-1,0 m under markytan varierade arsenikhalterna. I syfte att utreda om detta skikt skall betraktas som förorenat eller som övergångszon utvärderades befintlig data statistiskt. Inledningsvis gjordes en fördelningsanalys i syfte att bestämma vilken statistisk fördelning som skulle användas. Analysen visade att halterna av arsenik i skiktet 0,5 - 1,0 meter under markytan anslöt relativt väl till en teoretisk logaritmisk-normalfördelning (figur B2.2), med en förskjutning åt de lägre koncentrationerna. Huvuddelen av proverna innehöll arsenikhalter på mellan 0 och 200 mg/kg TS, endast tre av 33 prover överskred den acceptabla resthalten. Det aritmetiska medelvärdet var 123 mg/kg TS, 90-percentilen 167 medan den högsta halten uppgick till 2 100 mg/kg TS.



Figur B2.2 Analysdata från nivå 0,5-1,0 meter. Data ansluter relativt väl till en teoretisk log-normalfördelning.

För att få ytterligare bedömningsvärden avseende föroreningsnivån av arsenik i jorden på nivån 0,5-1,0 meter beräknades den *övre ensidiga konfidensgränsen för medelvärdet* vid 95 % konfidensgrad, $UCLM_{95\%}$. UCLM för en log-normalfördelad datamängd beräknas enligt följande:

$UCLM = \mu_1 + S_c(\mu_1)*t_{\alpha,n-1}$ där;

μ_1	bästa skattningen av medelvärdet
$S_c(\mu_1)$	bästa skattningen av medelfelet av medelvärdet
t_α	fördelningsfaktor för den valda konfidensgraden, α
n-1	antalet frihetsgrader

Beräkning av medelvärdet (μ_1)

Den bästa skattningen av medelvärdet, μ_1, i en log-normalfördelad population beräknas på följande sätt:

$$\bar{y} = 1/n * \sum_{i=1}^{n} y_i \qquad \text{(Ekv. 1.2)}$$

$$s_y^2 = 1/n-1 * \sum_{i=1}^{n} (y_i - \bar{y})^2 \qquad \text{(Ekv. 1.3)}$$

$$\mu_1 = [\exp(\bar{y})^2]\Psi_n(t) \qquad \text{(Ekv. 1.4)}$$ där;

$\bar{y}$	aritmetiska medelvärdet av den transformerade värdena $y_i = \ln x_i$
s_y^2	variansen av de n transformerade värdena $y_i = \ln x_i$
$\exp(\bar{y})$	geometriska medelvärdet
Ψ_n	är den oändliga talserien $\Psi_n(t) = 1 + (n-1)*t/n + (n-1)^3*t^2/[2!*n^2*(n+1)] + (n-1)^5*t^3/[3!*n^3*(n+1)*(n+3)] + \ldots\ldots$
t	$s_y^2/2$

För att beräkna μ_1 i exemplet användes befintliga mätdata från den miljötekniska undersökningen enligt följande (beräkning av den bästa skattningen av medelvärdet μ_1):

Antal mätvärden:	$n = 33$
Medelvärdet av logaritmerade data:	$\bar{y} = 1/n * \Sigma \ln x_i = 3{,}00$
Standardavvikelsen för logaritmerade data:	$s_y = (1/(n-1))*\sum_{i=1}^{n} (y_i - \bar{y})^2)^{0,5} = 1{,}87$
Beräkning av t:	$t = s_y^2/2 = 1{,}87^2/2 = 1{,}75$

Beräkning av $\Psi_n(t)$:

$\Psi_n(t) = 1 + (n-1)*t/n + (n-1)^3*t^2/(2!*n^2*(n+1))... = 1 + (33-1)*1,75/33 + (33-1)^3*1,75^2/(2*33^2*(33+1)) + ... = 5,06$

Bästa skattningen av medelvärdet:

$\mu_1 = e^{\bar{y}}*\Psi_n(t) = e^{3,00} * 5,06 = 102$ mg/kg

Beräkning av medelfelet hos medelvärdet ($S_c(\mu_1)$)

Bästa skattningen av medelfelet hos medelvärdet erhålls genom följande beräkning:

$$S_c(\mu_1) = \exp(2\bar{y})\{[\Psi_n(t_1)]^2 - \Psi_n(t_2)]\}$$ (Ekv. 1.5) där;

$t_1 = s_y^2/2$

$t_2 = s_y^2(n-2)/(n-1)$

Beräkning av den bästa skattningen av medelfelet hos medelvärdet i exemplet blir därmed:

Beräkning av t_1:

$t_1 = s_y^2/2 = 1,87^2/2 = 1,75$

Beräkning av t_2:

$t_2 = s_y^2(n-2)/(n-1) = 1,87^2(33-2)/(33-1) = 3,39$

Beräkning av $\Psi_n(t_1)$:

$\Psi_n(t_1) = 1 + (n-1)*t_1/n + (n-1)^3*t_1^2/(2!*n^2*(n+1))... = 1 + (33-1)*1,75/33 + (33-1)^3*1,75^2/(2*33^2*(33+1)) + ... = 5,06$

Beräkning av $\Psi_n(t_2)$:

$\Psi_n(t_2) = 1 + (n-1)*t_2/n + (n-1)^3*t_2^2/2!*n^2*(n+1)... = 1 + ((33-1)*3,39)/33 + ((33-1)^3*3,39^2/(2*33^2*(33+1) + ...) = 20,59$

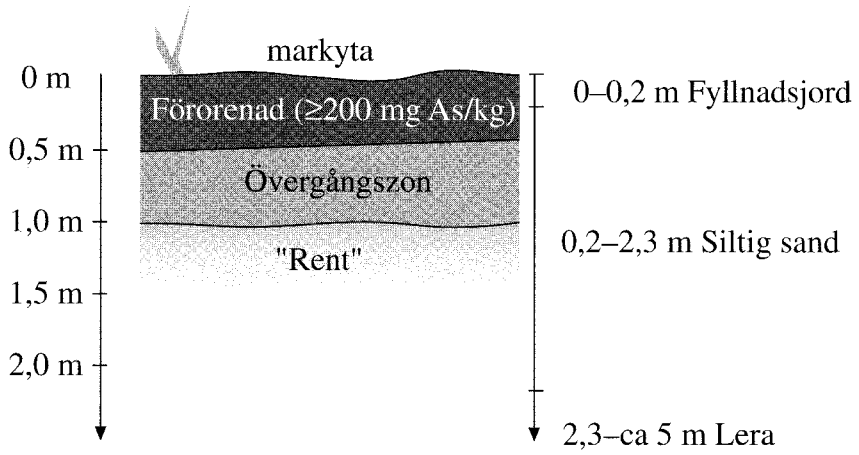
Bästa skattningen av medelfelet för medelvärdet:

$S_c(\mu_1) = (\exp(2\bar{y})\{[\Psi_n(s_y^2/2)]^2 - \Psi_n[s_y^2(n-2)/(n-1)]\})^{0,5} = (e^{2*3,00}*(5,06^2 - 20,59))^{0,5} =$ **45,1 mg/kg**

Den *övre ensidiga konfidensgränsen för medelvärdet* vid 95 % konfidensgrad, $UCLM_{95\%}$, beräknades utifrån ovanstående värden till:

$$UCLM = \mu_1 + S_c(\mu_1)*t_{0,05,,n-1} = 102 + 45,1*1,69 = \mathbf{178\ mg/kg}$$

Eftersom varken det aritmetiska medelvärdet, 90 percentilen eller UCLM översteg den acceptabla resthalten, så betraktades skiktet 0,5-1,0 m inte som förorenat utan som en övergångszon (figur B2.3). Detta skikt klassificerades i enhetsvolymer om max 50 m^3 efter det att det översta skiktet (0-0,5 m) avlägsnats. Resultatet av klassificeringen kunde också användas för att verifiera att åtgärdskravet uppfyllts efter att det översta skiktet avlägsnats.



Figur B2.3 Verikalt avgränsades föroreningen efter beräkning av och jämförelse mellan det aritmetiska medelvärdet, 90–percentilen och UCLM.

Åtgärder

Med utgångspunkt från de genomförda undersökningarna och statistiska analyserna vidtogs följande åtgärder:

1. All ytjord (0-0,5 m) inom den inre begränsningsytan (mörkgråa) i figur B2.1 schaktades bort och omhändertogs på behandlingsanläggningen.

2. Övergångszonerna (intill- och underliggande jord, figur B2.1 och B2.3) delades in i rutnät. Rutstorleken av intilliggande ytlig jord anpassades till zonens varierande bredd, vilket gav en SEV som varierade mellan ca 10-50 m^3. Resultatet av klassificeringen visade att medelhalten i samtliga SEV inom intilliggande övergångszon med 95 % sannolikhet underskred 200 mg/kg TS. I den underliggande övergångszonen överskreds den acceptabla resthalten i tre av 25 enhetsvolymer.

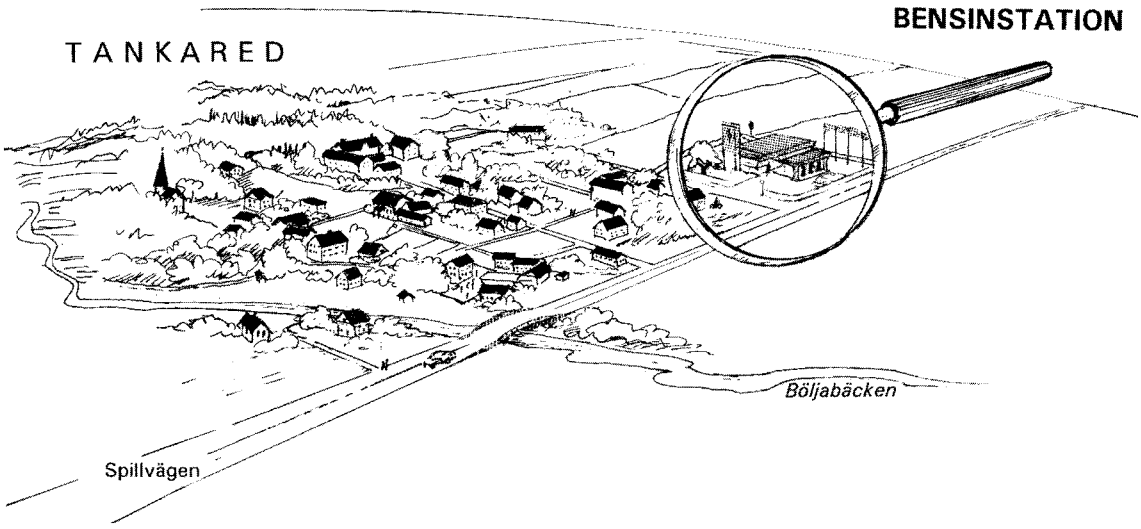
Bilaga 3: Separering och klassificering av väl avgränsad förorening.

Förorening på fastigheten Droppen:1 i Tankared.

Bakgrund

En 20 år gammal bensinstation som ligger i utkanten av Tankared skulle avetableras. I samband med avetableringen krävde miljömyndigheten en miljöundersökning av fastigheten.

Bensinstationen ligger i ett flackt område där naturlig jordart enligt SGUs jordartskarta utgörs av lera. Leran är mäktig (ca 10 m) och underlagras enligt SGUs hydrogeologiska karta av ett friktionsmaterial där grundvatten återfinns. Inom bebyggda områden har leran till viss del grävts bort och ersatts av fyllnadsmaterial. Det finns enligt uppgift inga näraliggande grund- eller ytvattentäkter. Närmaste vattendrag och tillika skyddsobjekt är Böljabäcken ca 200 m väster om bensinstationen, figur 1. På grund av ovan nämnda faktorer anses området gå under benämningen "mindre känslig markanvändning".



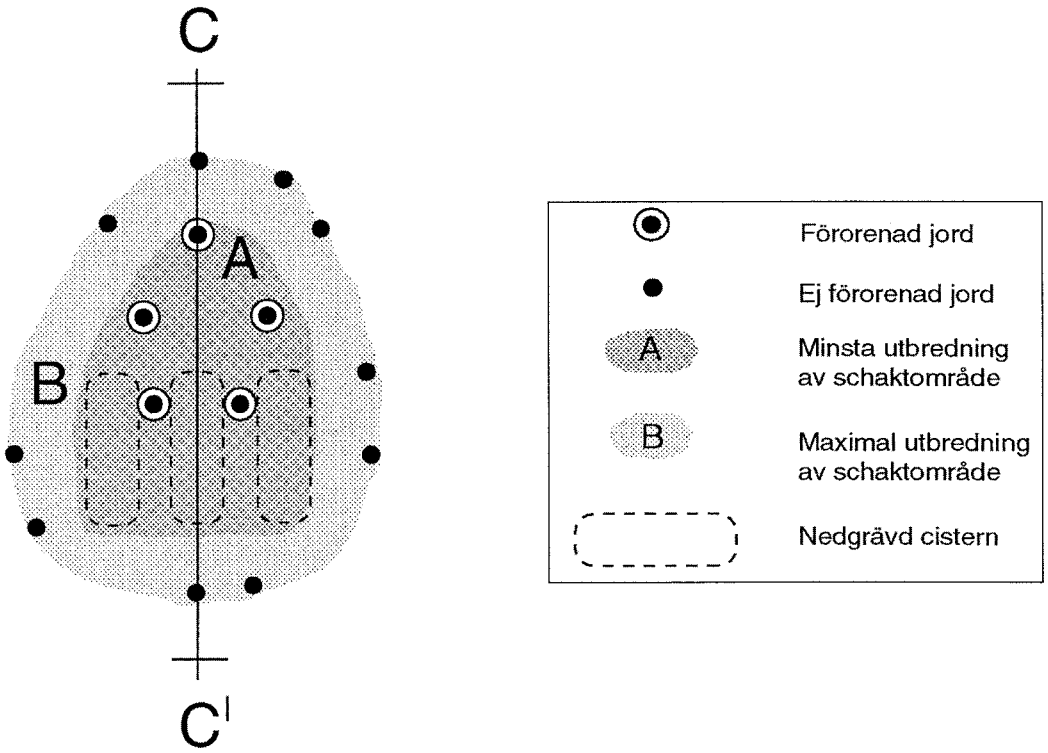
Figur 1 Bensinstationens geografiska läge.

Miljöteknisk markundersökning

Resultaten från den miljötekniska markundersökningen visade att fastigheten var utfylld med ca 3 m fyllnadsmaterial bestående av sand och grus. I den miljötekniska undersökningen togs jordprover från 15 provpunkter. I varje provpunkt togs prov varje halvmeter från markytan och ner till 4 m djup. Fältmätning utfördes på samtliga jordprover med ett PID-instrument. 15 jordprover (ett från varje provpunkt valda utifrån PID-resultaten) skickades dessutom in för analys av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromatiska kolväten på ackrediterat laboratorium. Prover på fyllnadsjorden mellan 1,5 och 3 m djup innehöll höga halter av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromater mellan cisterner och norr om cisternpaketet, se figur 2. Kompletterande GC-analyser på två jordprover visade att föroreningen utgjordes av bensin. Prover tagna i ytlig fyllnadsjord och den underliggande leran innehöll låga halter av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromatiska kolväten (< 10 mg/kg TS).

Resultatet av den miljötekniska undersökningen blev att konsulten förordade ett deterministiskt angreppssätt för kontroll av åtgärdskraven. Konsulten baserade sin rekommendation på grundval av:

- enkla och entydiga geologiska och geohydrologiska förhållanden
- föroreningens begränsade omfattning och karaktär (lätt att mäta och i detalj avgränsa i fält)



Figur 2 Illustration av föroreningens utbredning

Åtgärdskrav

Vilka massor skall åtgärdas: Efter samråd mellan beställare, konsult och miljömyndighet bestämdes att massorna belägna inom område B mellan 1,5 m djup och lera (ca 4 m) i figur 2 skall åtgärdas. Område A beskriver den minsta utbredningen som föroreningen bedömdes ha medan område B beskriver föroreningens bedömda maximala utbredning. Sannolikt ligger den verkliga gränsen för föroreningens utbredning någonstans emellan område A och B. Exakt utbredning bestäms i samband med åtgärden.

Hur skall borttagna massor från objektet omhändertas: Bortagna massor skall omhändertas vid kommunens behandlingsanläggning.

Acceptabla resthalter efter åtgärdens avslutande: Kommunen satte i detta historiska[1] fall upp en acceptabel resthalt för totalhalt "olja" på 500 mg/kg TS, d v s summan av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromater.

Hur och med vilken säkerhet skall man säkerställa att det man angivet ovan uppnås: Eftersom föroreningen utgjordes av bensin (samlingsprover ej möjliga) definierades riktvärdet på följande sätt:

- Efter genomförd åtgärd skall minst 10 enskilda prover från schaktens väggar och -botten uttas slumpmässigt. Dock måste schaktens samtliga begränsningsytor provtas. Samtliga prover skall analyseras med avseende på opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromater på ackrediterat laboratorium.

- Det aritmetiska medelvärdet av summan av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromater skall understiga den acceptabla resthalten.

- Inget enskilt jordprov får innehålla halter mer än 1 000 mg/kg TS, d.v.s. dubbel acceptabel resthalt.

Resultat

Saneringen av det förorenade området på fastigheten Droppen:1 kom att gå till enligt följande (även andra åtgärder som borttagning och avluftning av cisterner m.m. genomfördes, dessa redovisas dock inte här):

- Entreprenören instruerades att gräva en schaktgrop med utbredning enligt område A och djupet 3 m (ned till lera). Massorna mellan 0 och 1,5 m lades i en hög för sig för att senare kunna användas som återfyllningsmaterial. Massor från 1,5 - 3 m (sammanlagt ca 150 m^3) lades i en schakthög för borttransport till behandlingsanläggning.

1. Vid tryckningen av denna rapport har Naturvårdsverket och Svenska Petroleuminstitutet genomfört ett projekt som resulterat i förslag till riktvärden för ett antal petroleumprodukter med anknytning till bensinstationer. Remissbehandling pågår

- I schaktgropens väggar och botten utfördes kontrollprovtagning med PID. Inga anmärkningsvärda utslag (d.v.s. halter > 50 ppm) erhölls förutom i schaktens nordöstra begränsningsyta.

- Ytterligare ca 10 m^3 jordmassor schaktades upp enligt anvisningar baserade på kontrollprovtagningen.

- En ny kontrollprovtagning genomfördes. Denna gång detekterades mycket låga halter av flyktiga kolväten med PID (< 50 ppm).

- En verifierande jordprovtagning med efterföljande analys på ackrediterat laboratorium utfördes med följande resultat:

Prov	*Summa av opolära alifatiska kolväten och totalt extraherbara aromater*
1	53
2	200
3	<5
4	<5
5	47
6	<5
7	530
8	<5
9	<5
10	<5
Medelvärde[1)]	**84**

[1)] *Analysdata < detektionsgräns räknades som detektionsgräns/2.*

- Schaktgropen återfylldes därefter med de sparade massorna från den översta 1,5 m samt med rena massor.

I tabellen nedan jämförs kostnaderna för klassificering med övriga kostnadsposter i projektet.

Post	*Kostnad (kr)*
Miljöteknisk markundersökning	30 000
Klassificeringsarbete	
Arbetstid (inklusive dokumentation, möten och resor)	30 000
Analyskostnader	6 000
Merkostnad markarbeten	10 000
Mottagningsavgifter	
Bensinförorenad jord (500 kr/ton)	150 000

RAPPORT 4807

Åtgärdskrav vid efterbehandling

Vägledning för säkerställande av att acceptabla resthalter och restmängder uppnås – metoder och säkerhet

VID GENOMFÖRANDET av efterbehandlingsprojekt behöver man karakterisera föroreningshalter i jordvolymer som avlägsnas från respektive lämnas kvar på objektet. Detta kan i allmänhet tillgodoses genom att man mäter och statistiskt behandlar erhållna data.

I denna vägledning ges exempel på hur åtgärdskrav baserade på acceptabel resthalt kan formuleras och kontrolleras mot bakgrund av exempelvis olika förkunskaper och objektsstorlek.

Stor vikt bör läggas vid att utforma arbetssättet så att det är "entreprenadanpassat". Hänsyn behöver tas till t.ex. de entreprenadmaskiner som används, sättet att schakta som kan behöva regleras och andra praktiska problem som att inte ändra markens stabilitet intill byggnader.

Vägledningen vänder sig i första hand till myndigheter, beställare och konsulter och bör fungera som en bro mellan olika miljökvalitetskrav och det praktiska arbetet med att efterbehandla förorenade områden.

ISBN 91-620-4807-4 pdf
ISSN 0282-7298

NATURVÅRDSVERKET FÖRLAG