



Schaktmassor som inert avfall

En vägledning för entreprenörer

Cecilia Jansson

VT 2008

Förord

Detta examensarbete har utförts under våren 2008 på uppdrag av NCC Teknik i Göteborg. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng inom det Geovetenskapliga programmet på Göteborgs universitet. Inriktningen för arbetet är miljögeologi och tillämpad geologi.

Handledare har varit Johan Magnusson på NCC Teknik och Rodney Stevens på Göteborgs universitet. Initiativtagare till projektet var Johan Magnusson och SBUF har varit finansiärer.

Jag vill tacka Johan Magnusson och Rodney Stevens för mycket god handledning av arbetet. Tack till Katarina van Berlekom på NCC Roads för hjälp till handledning. Jag skulle även vilja tacka Malin Norin på NCC Teknik som har hjälpt till med rapportskrivningen.

Ett stort tack till Magnus Liedholm på Sweco i Göteborg som hjälpt till med den statistiska delen av examensarbetet.

Jag vill även tacka alla på SGI i Linköping som var mycket hjälpsamma när jag var där på besök. Ett speciellt tack till Ebba Wadstein och Pascal Suèr.

Till sist skulle jag även vilja tacka alla på NCC Teknik i Göteborg för trevliga fikastunder och lunchraster. Ett extra stort tack till Emma Johansson som introducerade mig till livet som examensarbetare.

Göteborg, juni 2008

Cecilia Jansson

Sammanfattning

Idag finns det två olika regelverk för bedömning av föroreningsgraden i jord. De två regelverken baseras på olika bedömningsgrunder och på olika typer av analyser. Regelverket som bedömer förorenad mark baseras på totalhaltsanalyser, medan regelverket för deponering av avfall även kräver skaktester. Eftersom skaktester är dyrare och tar längre tid att utföras behövs en jämförelse mellan skaktester och totalhaltsanalyser. Det huvudsakliga syftet med examensarbetet var att utreda om eller i vilka fall det går att bedöma kraven på lakbarhet genom att använda totalhaltsanalyser.

Den teoretiska delen av examensarbetet beskriver bedömningen av förorenad mark och deponering av avfall. Saker som tas upp i arbetet är exempelvis klassning av avfall, krav på uppbyggnad av deponier, gränsvärden för deponier för inert avfall samt generella riktvärden för förorenad mark. Även faktorer som påverkar utlakning och olika provtagningsmetoder beskrivs kortfattat.

Jämförelsen mellan utlakade halter och totalhalter har utförts med hjälp av insamlade provresultat från fem olika företag. Totalt har 251 prover använts och diagram med dessa provresultat har gjorts för tolv olika metaller (antimon, arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, selen och zink).

Resultatet visar på stora osäkerheter och stor spridning av prover. Det finns många begränsningar för att förutsäga den utlakade halten genom resultat från totalhaltsanalyser. Slutsatser för arbetet är bland annat att det krävs fler skaktester, särskilt då totalhalten ligger i närheten av MKM-värdet och högre. Detta gäller för samtliga metaller förutom antimon, där resultaten visar på en stor osäkerhet.

Sist i arbetet finns en vägledning för entreprenörer som kan användas för att klassa schaktmassor som inert avfall. Vägledningen utgår från ett flödesschema som beskriver hur avfall ska klassas i någon av de tre deponiklasserna. Utifrån flödesschemat finns en arbetsgång i fem steg för klassning av schaktmassor som inert avfall.

Abstract

Today there are two different legal frameworks for evaluation of the degree of contamination in soil. The two frameworks are based upon different grounds of evaluation and on different types of analysis. The legal framework that evaluate contaminated soil is based upon total content analysis, while the legal framework for depositing of waste also includes batch tests. Batch tests are more expensive and take longer time, and therefore a comparison between batch tests and total content analysis is needed. The main purpose with the Master's thesis was to investigate if or in which cases you can evaluate the requirements of leachability by using total content analysis.

The theoretical part of the Master's thesis describes the evaluation of contaminated soil and depositing of waste. The report presents for example the Swedish government's classification of waste, demands on structure of land fills, limiting contaminant values for land fills for inert waste and general guideline values for contaminated soils. Factors that affect leaching and different types of analysis methods are described briefly.

The comparison between leached amounts and the total content has been performed using samples that were collected and tested by five different companies. The complete number of samples that has been used is 251. Plots comparing total and leached contents has been made for twelve different metals (antimony, arsenic, barium, lead, cadmium, copper, chromium, mercury, molybdenum, nickel, selenium och zinc).

The result shows that there are many uncertainties and a large variation between samples in the plots. These limitations imply that it is not possible to reliably predict the leached amount by results from total content analysis. Conclusions from the report is that more batch tests are needed, especially when the total content lies near the value for ground use for non-sensitive purposes and higher. This is true for all metals except antimony, where the result shows large uncertainties.

The report also includes an appendix with a guide for contractors that can be used to classify excavated material as inert waste. The guide is based upon a flow chart that describes how waste can be classified in one of the three classes regarding its deposition. The flow chart presents a working process in five steps for classifying excavated material as inert waste.

Innehållsförteckning

| | |
|---|------------|
| FÖRORD | I |
| SAMMANFATTNING | II |
| ABSTRACT | III |
| INNEHÅLLSFÖRTECKNING | IV |
| 1 INLEDNING | 1 |
| 1.1 BAKGRUND..... | 1 |
| 1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR | 1 |
| 1.3 DISPOSITION | 2 |
| 2 BEDÖMNING AV FÖRORENAD MARK OCH DEPONERING | 3 |
| 2.1 KLASSNING AV AVFALL | 3 |
| 2.2 KRAV PÅ UPPBYGGNAD AV DEPONIER | 4 |
| 2.3 INERT AVFALL FÖR ÅTERVINNING | 5 |
| 2.4 BEDÖMNING AV DEPONERING AV AVFALL..... | 6 |
| 2.4.1 Gränsvärden för deponier för inert avfall..... | 7 |
| 2.5 BEDÖMNING AV FÖRORENAD MARK | 7 |
| 2.5.1 Generella riktvärden för förorenad mark | 9 |
| 2.6 BAKGRUNDSHALTER..... | 9 |
| 2.7 SAMMANSTÄLLNING AV VÄRDEN | 10 |
| 3 UTLAKNING AV FÖRORENINGAR | 12 |
| 3.1 FAKTORER SOM PÅVERKAR UTLAKNING..... | 12 |
| 3.1.1 Sorptionsprocesser..... | 12 |
| 3.1.2 Redox-potential..... | 13 |
| 3.1.3 Advektion och diffusion | 13 |
| 3.1.4 Mineralogi och organisk halt..... | 13 |
| 3.1.5 pH-värde och temperatur..... | 13 |
| 3.1.6 Metallerens egenskaper..... | 14 |
| 3.2 K_D -VÄRDE..... | 15 |
| 3.3 SPRIDNINGSMODELLER | 15 |
| 4 PROVTAGNINGSMETODER | 17 |
| 4.1 SAMMANSTÄLLNING AV VANLIGA PROVTAGNINGSMETODER | 17 |
| 4.1.1 Översikt..... | 17 |
| 4.1.2 XRF-analys..... | 17 |
| 4.1.3 Totalhaltsbestämning..... | 18 |
| 4.1.4 Perkolationstest..... | 19 |
| 4.1.5 Skaktest..... | 19 |
| 4.1.6 Sekventiella lakförsök..... | 19 |
| 4.2 SKILLNADER MELLAN LAKTEST OCH VERKLIGHET | 20 |
| 4.3 OSÄKERHETER KRING PROVTAGNINGSMETODER | 21 |
| 5 JÄMFÖRELSE MELLAN UTLAKNING OCH TOTALHALT | 22 |
| 5.1 DATABEARBETNING..... | 22 |
| 5.2 RESULTAT OCH TOLKNING..... | 23 |
| 5.2.1 Antimon..... | 24 |
| 5.2.2 Arsenik..... | 25 |
| 5.2.3 Barium | 26 |
| 5.2.4 Bly..... | 27 |
| 5.2.5 Kadmium | 28 |

| | |
|--|-----------|
| 5.2.6 <i>Koppar</i> | 29 |
| 5.2.7 <i>Krom</i> | 30 |
| 5.2.8 <i>Kvikksilver</i> | 31 |
| 5.2.9 <i>Molybden</i> | 32 |
| 5.2.10 <i>Nickel</i> | 33 |
| 5.2.11 <i>Selen</i> | 34 |
| 5.2.12 <i>Zink</i> | 35 |
| 5.3 SAMLAD STATISTIK..... | 36 |
| 5.4 PH-VÄRDETS INVERKAN | 37 |
| 6 DISKUSSION | 38 |
| 6.1 JÄMFÖRELSE MELLAN UTLAKNING OCH TOTALHALT | 38 |
| 6.2 BEGRÄNSNINGAR I JÄMFÖRELSEN | 38 |
| 6.3 ENTREPRENÖRENS VERKLIGHET | 39 |
| 6.4 REKOMMENDATIONER TILL FORTSATT ARBETE | 39 |
| 7 SLUTSATSER..... | 41 |
| 8 REFERENSER..... | 42 |
| 8.1 TRYCKTA REFERENSER | 42 |
| 8.2 MUNTliga REFERENSER..... | 44 |
| BILAGA A VÄGLEDNING FÖR ENTREPRENÖRER | 45 |
| BILAGA B BLANKETT FÖR GRUNDLÄGGANDE KARAKTÄRISERING | 52 |

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Idag finns det två olika regelverk för bedömning av föroreningsgraden i jord. Ett regelverk bedömer förorenad mark och ett annat regelverk bedömer massor som ska deponeras. De två regelverken baseras på olika bedömningsgrunder och på olika typer av analyser. Klassning av förorenad mark bygger på halterna i det fasta materialet. Tidigare har även avfall bedömts med hjälp av endast totalhaltsanalyser, men sedan 2005 bygger avfallsklassningen för nya deponier även på lakning av föroreningar.

När ett område ska provtas inför en eventuell kommande schaktning vore en bra idé att göra en provning med skaktester redan då för att se vilken avfallsklass området tillhör. På detta sätt kan både tid och pengar sparas. Idag görs detta dock vanligtvis inte, mycket på grund av en låg medvetandegrad hos beställare och konsulter.

I denna rapport behandlas främst inert avfall. Tidigare har det funnits speciella schaktmassetippar, men nu ska istället inerta deponier användas för deponering av schaktmassor. Inert avfall är avfall som inte förväntas gå igenom några stora förändringar, fysikaliskt, kemiskt eller biologiskt. Vissa produkter, däribland schaktmassor, får tas emot på en deponi för inert avfall utan att genomgå provning enligt Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2004:10. Provning ska dock ske om det finns anledning att misstänka att avfallet överskrider uppsatta gränsvärden, vilket det kan göra exempelvis när massorna tas från en stadsmiljö eller ett industriområde.

Det kommer sannolikt att bli allt vanligare med deponier för inert avfall och därför krävs en utredning om hur regelverken är uppbyggda. Schaktmassor som uppfyller kraven när det gäller utlakning kan överskrida gränsvärdena för mindre känslig markanvändning som baseras på totalhalten. Deponering av inert avfall har lägst kostnad av de olika deponiklasserna och för entreprenörer kan detta ha stor betydelse.

1.2 Syfte och frågeställningar

Syftet med examensarbetet är följande.

- Att beskriva regelverket för deponering av inert avfall översiktligt.
- Att undersöka de krav som ställs i form av analyser för inert avfall och hur dessa förhåller sig till analyser i Naturvårdsverkets regelverk för riskbedömning av förorenade områden.
- Att utreda om eller i vilka fall det går att bedöma kraven på lakbarhet genom att använda totalhaltsbestämning.
- Att undersöka vilka faktorer som kan påverka förhållandet mellan resultat från totalhaltsanalyser och skaktester.
- Att i en bilaga sammanställa en vägledning för entreprenörer och konsulter som beskriver hur schaktmassor ska kunna bedömas som inert avfall.

Följande frågeställningar ska besvaras i rapporten.

- Går det att bestämma ett värde där man kan säga att avfallet är inert med avseende på endast totalhaltsbestämning?
- Vilken inverkan har pH-värdet på halterna för de olika metallerne?
- Vad är det som avgör om det finns anledning att misstänka att avfallet överskrider uppsatta gränsvärden?

1.3 Disposition

Den första delen av rapporten (kapitel 2-4) består av en teoridel och den senare delen (kap 5-6) består av en analysdel där bland annat totalhaltsanalyser och skaktester jämförs.

I det andra kapitlet beskrivs regelverken för förorenad mark och deponering av avfall. Här tas exempelvis klassning av avfall, kriterier för deponier och gränsvärden för inert avfall upp.

Det tredje kapitlet beskriver olika faktorer som påverkar utlakning. Faktorer som tas upp är exempelvis adsorption, pH och markegenskaper. Det är viktigt att förstå vilka processer som påverkar utlakningen för att kunna tolka resultat från lakteter.

I det fjärde kapitlet sammanfattas de vanligaste provtagningsmetoderna som används för förorenad mark och avfall. Eftersom vikten i denna rapport inte ligger på själva analyserna beskrivs de endast kortfattat.

Det femte kapitlet består av en jämförelse av analysvärden från totalhaltsbestämningar och skaktester. Resultaten visas i form av diagram med gränsvärden markerade för exempelvis inert avfall och mindre känslig markanvändning.

2 Bedömning av förorenad mark och deponering

I följande kapitel beskrivs regelverken för förorenad mark och deponering av avfall. Exempelvis behandlas klassningssystemet för avfall, de krav som ställs på deponier, gränsvärden för deponier för inert avfall samt generella riktvärden för förorenad mark.

2.1 Klassning av avfall

Det finns tre olika klasser för deponier. Dessa är följande.

- Deponier för farligt avfall (tidigare klass 1)
- Deponier för icke-farligt avfall (tidigare klass 2)
- Deponier för inert avfall (tidigare klass 3)

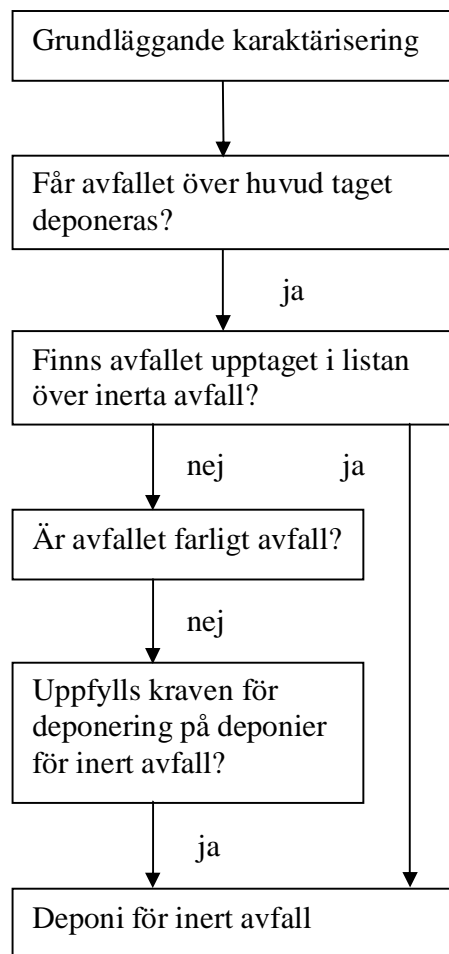
Förutom de tre klasserna finns det även material som inte får deponeras utan att förbehandlas på något sätt för att minska halterna (Avfall Sverige, 2006).

Farligt avfall är avfall som kan vara skadligt för miljön eller för människors hälsa. Till exempel kan det farliga avfallet vara giftigt, brandfarligt, fosterskadande eller cancerframkallande (Svensk författningssamling, 2001b). Icke-farligt avfall är avfall som inte är farligt enligt definitioner i miljöbalken. Definitionen av inert avfall är enligt Svensk författningssamling följande.

”Avfall som inte genomgår några väsentliga fysikaliska, kemiska eller biologiska förändringar. Inert avfall löses inte upp, brinner inte och reagerar inte fysikaliskt eller kemiskt på något annat sätt, inte heller bryts det ned biologiskt eller inverkar på andra material som det kommer i kontakt med på ett sätt som kan orsaka skador på miljön eller människors hälsa. Den totala lakbarheten och det totala föroreningsinnehållet i avfallet samt ekotoxiciteten hos lakvattnet skall vara obetydliga och får inte äventyra kvaliteten på yt- eller grundvatten.” (Svensk författningssamling, 2001)

Avfall som utan provtagning kan anses som inert är exempelvis glas, tegel, betong eller jord som inte innehåller några farliga ämnen (Naturvårdsverkets författningssamling, 2004). Övrigt material får läggas på en deponi för inert avfall om gränsvärdena för utlakning och totalhalt för inert respektive farligt avfall inte överstigs.

För att veta vilken deponi massorna ska läggas på kan schemat i figur 2.1 användas. För ett mer utförligt schema med samtliga avfallsklasser se Bilaga A.

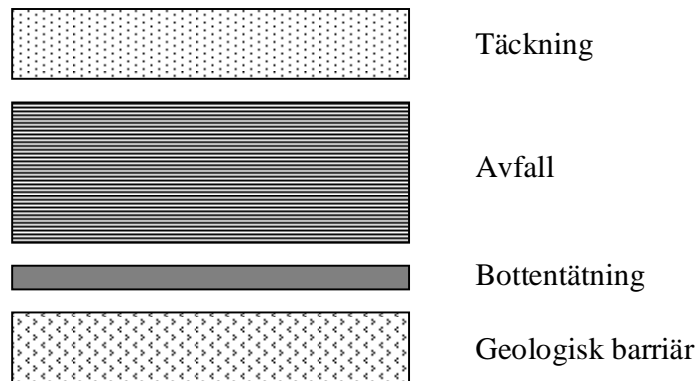


Figur 2.1 Schema för deponibestämning för inert avfall (Avfall Sverige, 2006).

2.2 Krav på uppbyggnad av deponier

Det finns olika krav på hur en deponi ska vara uppbyggd och dessa krav beror på vilken avfallsklass som ska deponeras. Platsen för deponin måste till exempel uppfylla krav om lakvattnets transporttid. Om platsen inte uppfyller dessa krav på naturlig väg krävs det att en konstgjord geologisk barriär upprättas. Mäktigheten av denna barriär ska vara mellan en och fem meter beroende på deponiklass (Svensk författningssamling, 2001).

Även tillåtna halter i lakvattnet och täckningen av deponin varierar. För deponier för farligt och icke-farligt avfall krävs botten tätning samt ett uppsamlingsystem för lakvattnet, vilket inte krävs för en inert deponi (Svensk författningssamling, 2001). Uppbyggnaden av en avfallsdeponi visas i figur 2.2.



Figur 2.2 Uppbyggnaden av en deponi.

Täckningen av deponin görs ofta kontinuerligt och dess uppgift är att skydda mot inträngande vatten och luft. Detta gör att förhållandena behålls syrefria och att vatten inte kan föra med sig föroreningar genom och ut ifrån deponin. Bottentätningen samlar upp det lakvatten som bildas under tiden som deponin är i drift. Den geologiska barriären ska fungera som en säkerhet i de fall där övriga barriärer inte fungerar.

För en inert deponi finns det inga krav på täckning under tiden den är i drift, utan den behöver endast sluttäckas efter avslutad drift. Det finns inte heller några krav på bottentätning. Det enda riktiga kravet är att transporttiden för lakvattnet från deponin genom den geologiska barriären ska vara minst ett år, eller att barriären ska ha en genomtränglighet på minst 10^{-7} m/s och en mäktighet större än en meter (Svensk författningssamling, 2001). Som jämförelse får transporttiden för lakvattnet när det gäller farligt avfall inte vara kortare än 200 år och för icke-farligt avfall inte kortare än 50 år. I de flesta fall krävs en konstgjord geologisk barriär. För en inert deponi behöver den ha en tjocklek på minst 0,5 m och skydda i lika stor grad som en naturlig geologisk barriär.

2.3 Inert avfall för återvinning

Schaktmassor som inte är förorenade kan användas som restprodukter vid exempelvis byggnationen av en ny väg. Det material som används i detta fall täcks av annat material, vilket inert avfall inte gör på en deponi. Naturvårdsverket har tagit fram kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten som skickades ut på remiss i december 2007 (Naturvårdsverket, 2007b). Syftet med kriterierna är att återvinningen inte ska påverka hälsa eller miljö på ett negativt sätt.

Berörda industrier och myndigheter har länge efterfrågat tydligare regler när det gäller användning av restprodukter, men kriterierna i remissen anses av många som för stränga. Vissa restprodukter kan bli näst intill omöjliga att utnyttja för återvinning, speciellt avfall som innehåller utfasningsämnen som bly, kvicksilver och kadmium. Naturvårdsverket anser att miljö- och hälsofarliga ämnen inte ska återanvändas för att nästa generation inte ska behöva ta hand om dessa material.

I kriterierna för återvinning av avfall i anläggningsarbeten har gränsvärden för 10 olika ämnen tagits fram. De metaller som finns med är arsenik, bly, kadmium, koppar, krom,

kvicksilver, nickel och zink. Samtliga metaller utan nickel har kriterier med lägre halter än de för inert avfall, vilket gör att inerta massor inte alltid kan användas som återvinningsmaterial i anläggningsarbeten. Avfall med metallhalter som överstiger kriterierna men understiger tillåtna halter för inert avfall får alltså enligt remissen läggas på en deponi för inert avfall som saknar övertäckning, men det får inte användas vid ett anläggningsarbete där materialet täcks.

2.4 Bedömning av deponering av avfall

EU:s mottagningskriterier (2003) beskriver de kriterier och gränsvärden som finns för de olika deponiklasserna. Förfarandet för mottagning av avfall innehåller grundläggande karaktärisering, överensstämmelseprovning och kontroll på plats. Den grundläggande karaktäriseringen ska ge en omfattande bild av avfallet och går ut på att information samlas in för att fastställa en säker deponering. Exempelvis tas prover för att få fram avfallets sammansättning samt utlakningsegenskaper. Överensstämmelseprovning ska ske med jämna mellanrum för att kontrollera resultaten från den grundläggande karaktäriseringen. Kontrollen på plats består av en okulärbesiktning före och efter urlastning till deponin. Även efter leverans ska avfallet kontrolleras regelbundet (*EU:s mottagningskriterier*, 2003).

Naturvårdsverket har i sin författningssamling om deponering och avfall (2004:10) använt EU:s mottagningskriterier för avfall som bakgrund till sina föreskrifter, vilka trädde i kraft den 1 januari 2005. Även här finns kriterier för varje deponiklass. Föreskrifterna ställer krav på avfallsproducenten att känna till avfallets ursprung, innehåll, egenskaper och utlakningsmängder. Producenten av avfallet är skyldig att se till att den grundläggande karaktäriseringen utförs korrekt. Karaktäriseringen ska bland annat beskriva ursprunget av avfallet, vilken eller vilka processer som gett upphov till avfallet, avfallets lukt, färg och fysikaliska form. Uppgifterna som tas fram vid karaktäriseringen ska dokumenteras skriftligt och sparas i tio år.

Enligt 24 § i NFS 2004:10 finns det produkter som får tas emot på en deponi för inert avfall utan att genomgå provning. Detta gäller exempelvis jord som inte är matjord eller torv samt jord och sten som inte kommer från förorenade områden. Eftersom schaktmassor innefattas av denna förteckning behöver de normalt sett inte provas. Provning måste ändå ske ”om det finns anledning att misstänka att avfallet överskrider uppsatta gränsvärden”.

Naturvårdsverkets författningssamling 2006:10 innehåller allmänna råd till den tidigare föreskriften från 2004. I denna nyare föreskrift anger 21 § att det inte bör vara acceptabelt att deponera farligt avfall på en deponi för inert avfall även om utlakningen understiger gränsvärdena i NFS 2004:10. Vid vilka halter avfallet räknas som farligt avfall finns beskrivet i *Avfall Sveriges Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor* (2007). Dessa halter baseras på totalhaltsanalyser. Inert avfall behöver alltså ligga inom gränsvärdena för inert avfall när det gäller utlakning och gränsvärdena för farligt avfall när det gäller totalhalten.

2.4.1 Gränsvärden för deponier för inert avfall

För att ett avfall ska kunna tas emot på en deponi för inert avfall får det inte överstiga gränsvärdena för utlakning av metaller som visas i tabell 2.1 (undantag gäller för vissa produkter, se ovan).

Förhållandet mellan lakvätska och fast material (L/S-kvot) ska efterlikna utlakningsförloppet i en deponi. Utlakningen kan uppskattas genom att variera L/S-kvoten, som mäts i liter vätska/kg fast material. Koncentrationen vid L/S-kvot 0,1 ska motsvara det första lakvattnet som kommer från avfallet, L/S-kvot 2 beskriver utlakningen efter en tid (kan vara så långt som 20 år) och L/S-kvot 10 beskriver den utlakade mängden föroreningar på mycket lång sikt. Vid ett laborativt laktest tillsätts vatten så att olika kvoter kan beräknas (från L/S 0,1 till L/S 10). Mer om laktest som metod finns att läsa i kapitel 4.

För Sverige gäller endast värdena vid L/S-kvot 10 för inert avfall som inte genereras regelbundet. Det finns fler parametrar som påverkar om avfallet får läggas på en deponi för inert avfall, exempelvis dess totala halt av vissa organiska ämnen. I denna rapport ligger dock fokuseringen på metaller.

Tabell 2.1 Gränsvärden för utlakning av metaller för deponier för inert avfall (EU:s mottagningskriterier, 2003). Enheten för L/S 0,1 är mg/l och enheten för L/S 2 samt 10 är mg/kg torrsubstans.

| <i>Metall</i> | <i>L/S 0,1 l/kg</i> | <i>L/S 2 l/kg</i> | <i>L/S 10 l/kg</i> |
|--------------------|---------------------|-------------------|--------------------|
| Antimon | 0,1 | 0,02 | 0,06 |
| Arsenik | 0,06 | 0,1 | 0,5 |
| Barium | 4 | 7 | 20 |
| Bly | 0,15 | 0,2 | 0,5 |
| Kadmium | 0,02 | 0,03 | 0,04 |
| Koppar | 0,6 | 0,9 | 2 |
| Krom total | 0,1 | 0,2 | 0,5 |
| Kvicksilver | 0,002 | 0,003 | 0,01 |
| Molybden | 0,2 | 0,3 | 0,5 |
| Nickel | 0,12 | 0,2 | 0,4 |
| Selen | 0,04 | 0,06 | 0,1 |
| Zink | 1,2 | 2 | 4 |

Gränsvärdena för antimon visar på ett annorlunda mönster jämfört med de andra metallerna. För samtliga andra metaller ökar gränsvärdet vid en högre L/S-halt, medan det för antimon är störst vid L/S 0,1 och minst vid L/S 2. Gränsvärdena för antimon är bland annat därför ifrågasatta. Detta diskuteras vidare i kapitel 5.

2.5 Bedömning av förorenad mark

Naturvårdsverkets *Generella riktvärden för förorenad mark* (1997) beskriver hur riktvärden för förorenad mark tagits fram och metodiken för att med hjälp av dessa riktvärden bedöma risker. Riktvärdena är baserade på totalhaltsanalyser och utarbetade med avseende på bland annat följande grundläggande principer och avgränsningar (Naturvårdsverket, 1997a).

- Gäller för hela landet och är satta för att skydda människa och miljö.
- Markerar en nivå som bör understigas för att undvika oönskade effekter.
- Är rekommendationer och inte juridiskt bindande.
- Är beräknade för att gälla ett stort antal objekt i landet.

Vid en undersökning av förorenad mark och provtagning av avfall krävs analyser av olika metaller. De metallanalyser som krävs i båda fallen är arsenik, bly, kadmium, krom, koppar, kvicksilver, nickel och zink. För förorenad mark krävs även vanadin och för avfall krävs antimon, barium, molybden och selen.

De generella riktvärdena har anpassats för tre olika typer av markanvändning. Dessa är känslig markanvändning (KM), mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV) och mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag (MKM).

Vid känslig markanvändning kan marken till exempel användas till bostäder, daghem, odling, djurhållning, grundvattenuttag och grönområden. Grupperna som exponeras antas vara barn, vuxna och äldre som permanent bor i området under sin livstid. Det är oftast barns exponering som sätter gränserna. De flesta typerna av markekosystem skyddas och ekosystem i ytvatten i närheten skyddas.

Vid mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd kan marken till exempel användas till kontor, industrier eller vägar. Grupperna som exponeras antas vara personer som vistas i området tillfälligt, exempelvis under sin yrkesverksamma tid. Vid ett visst avstånd från föroreningen kan grundvattenuttag ske och ekosystemet i ytvatten i närheten skyddas (Naturvårdsverket, 1997a).

Vid mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag gäller reglerna som ovan med undantaget att inget grundvattenuttag sker.

De generella riktvärdena har tagits fram med hjälp av beräkningsmetoder och modeller som används i andra länder, framförallt Nederländerna, USA, Kanada och Danmark. För den modell som används krävs följande (Naturvårdsverket, 1997a).

- Fysikaliska och kemiska data av betydelse för beräkning av fastläggning och spridning.
- Data rörande utspädning i grundvatten, ytvatten och inomhusluft.
- Data för att kvantifiera exponeringen via de utvalda exponeringsvägarna.
- Human- och ekotoxikologiska data för de utvalda ämnena.

De parametervärden som valts har bedömts vara anpassade för svenska förhållanden och de har valts från internationella och svenska källor. Försiktiga värden har valts på grund av att det föreligger betydande osäkerheter för många av parametrarna, vilka i många fall egentligen är fördelningar. I dessa fall har värdena valts så att risken inte underskattas för flertalet fall. Dock har ingen heltäckande analys gjorts för parametrarna när det gäller medelvärden och variationsbredd.

Det lägsta av ett beräknat humantoxikologiskt och ett ekotoxikologiskt värde har valts för varje ämne och på detta sätt har riktvärdena tagits fram. I vissa fall finns endast

humantoxikologisk data. Värdet kan justeras något om de naturliga halterna i marken är höga, ämnets exponering via föda är stor eller ämnet är mycket akuttoxiskt.

I remissversionen av rapporten *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning* (2007) beskrivs en ny modell för beräkning av riktvärden som är en utveckling av tidigare modeller som tagit fram de generella riktvärdena i mark. Den nya modellen är en excelbaserad beräkningsmodell som tar hänsyn till exempelvis intag av förorenad jord, intag av växter och hudkontakt med jord för barn och vuxna. Rapporten med de nya riktvärdena är ännu inte klar, men beräknas vara fastställd vid halvårsskiftet 2008 (Personlig kommunikation, Helena Fürst, Naturvårdsverket).

2.5.1 Generella riktvärden för förorenad mark

De generella riktvärdena för förorenad mark visas i tabell 2.2.

Tabell 2.2 Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark för metaller (Naturvårdsverket, 1997a). Enheten för samtliga värden är mg/kg torrs substans. KM=känslig markanvändning. MKM GV=mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd. MKM=mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag.

| <i>Metall</i> | <i>KM</i> | <i>MKM GV</i> | <i>MKM</i> |
|--------------------|-----------|---------------|------------|
| Arsenik | 15 | 15 | 40 |
| Bly | 80 | 300 | 300 |
| Kadmium | 0,4 | 1 | 12 |
| Kobolt | 30 | 60 | 250 |
| Koppar | 100 | 200 | 200 |
| Krom total | 120 | 250 | 250 |
| Krom VI | 5 | 15 | 20 |
| Kvicksilver | 1 | 5 | 7 |
| Nickel | 35 | 150 | 200 |
| Vanadin | 120 | 200 | 200 |
| Zink | 350 | 700 | 700 |

De generella riktvärdena är utarbetade för att gälla många objekt i landet, men inte alla. Därför krävs en noggrann bedömning av det aktuella objektet med avseende på föroreningsnivå och åtgärdsbehov innan användning av riktvärdena. Denna bedömning kan göras med hjälp av elva frågor som berör spridningsförutsättningar, känslighet, skyddsvärde och föroreningarnas farlighet. Dessa frågor finns att läsa i Naturvårdsverkets rapport 4638 (Naturvårdsverket, 1997a).

2.6 Bakgrundshalter

Bakgrundshalten av ett ämne beskriver den halt som är opåverkad av lokala punktkällor. Det är den naturliga halten i marken plus diffust antropogent tillskott. För att avgöra om en plats är förorenad av en punktkälla krävs kännedom om de lokala och regionala bakgrundshalterna (Naturvårdsverket, 1997b).

De bakgrundsvärden som visas i tabell 2.3 har tagits från SGU:s markgeokemiska kartering samt från Naturvårdsverkets rapport om bakgrundshalter i mark.

Vid SGU:s markgeokemiska kartering har 544 sedimentprover och drygt 8 000 moränprover analyserats för de flesta metaller (Andersson, 2006). Sedimentproverna som analyserats har kornstorlek under 2 mm och består till största del av leror. För moränproverna har finfraktionen, under 0,063 mm, analyserats. Vid analysering har uppslutningen gjorts med kungsvatten (se mer om olika uppslutningsmetoder i avsnitt 4.1.3).

Bakgrundshalterna från Naturvårdsverket är utförda i tätortsmiljö och tagna från djupprover. De värden som anges nedan är tagna från djupa prover som visar halterna i opåverkade marklager. Proverna har tagits på 108 platser med moräner och 97 platser med sedimentjordarter. Även här har moränproverna siktats och fraktionen under 0,063 mm har analyserats. Sedimentproverna har ej siktats. Vid analysering har uppslutningen gjorts med salpetersyra alternativt kungsvatten.

Tabell 2.3 Bakgrundshalter för förorenad mark. Enheten för samtliga värden är mg/kg. Värdena utgör 90-percentiler av uppmätta halter vid SGU:s markgeokemiska kartering (Andersson, 2006) samt vid Naturvårdsverkets jordprovtagning i tätortsmiljö (Naturvårdsverket, 1997b).

| <i>Metall</i> | <i>SGU morän</i> | <i>Naturvårdsverket morän</i> | <i>SGU sediment</i> | <i>Naturvårdsverket sediment</i> |
|--------------------|------------------|-------------------------------|---------------------|----------------------------------|
| Antimon | 0,03 | * | * | * |
| Arsenik | 15 | 10 | 8 | 7 |
| Barium | 94 | * | 150 | * |
| Bly | 18 | 24 | 22 | 25 |
| Kadmium | 0,2 | 0,32 | 0,2 | 0,16 |
| Kobolt | 10 | 9 | 16 | 14 |
| Koppar | 27 | 24 | 28 | 28 |
| Krom total | 28 | 31 | 44 | 46 |
| Kvicksilver | * | (0,1) | * | (0,2) |
| Molybden | 1 | * | 1,5 | * |
| Nickel | 24 | 26 | 30 | 32 |
| Vanadin | 34 | 40 | 59 | 60 |
| Zink | 65 | 71 | 103 | 101 |

* Värden saknas

Värden inom parentes ligger under detektionsgränsen

Eftersom SGU:s mätningar på bakgrundshalter är utförda i en mycket större skala än Naturvårdsverkets (8544 respektive 205 prover) kan de anses som mer tillförlitliga. Både SGU:s och Naturvårdsverkets halter visar dock på en stor osäkerhet när det gäller lerprover. De flesta proverna är tagna på moränprover och det är oftast lerhalten som är viktigast (Personlig kommunikation, Rodney Stevens, Göteborgs universitet). Skillnaden mellan värdena från de två olika undersökningarna är i de flesta fall inte särskilt stor, men det skiljer exempelvis 6 mg/kg för bly, vanadin och zink för moränproverna. Överlag är skillnaderna störst för moränproverna och mindre för sedimentproverna.

2.7 Sammanställning av värden

I tabell 2.4 sammanställs gränsvärden för inert avfall och de generella riktvärdena för förorenad mark. Det syns tydligt att riktvärdena för förorenad mark som baseras på

totalhaltsanalyser är högre än gränsvärdena för inert avfall. Detta beror alltså på att dessa värden beskriver de allra högsta halterna i materialet och att lakningen på lång sikt genererar lägre värden. Även bakgrundshalter (från SGU) finns med i tabellen för att lättare kunna jämföra värdena. I den sista kolumnen visas Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för förorenade massor som farligt avfall.

Tabell 2.4 Sammanställning av gränsvärden för inert avfall, bakgrundshalter för metaller i mark, generella riktvärden för förorenad mark samt Avfall Sveriges rekommenderade halter för farligt avfall. Enheten för samtliga värden är mg/kg torrsubstans.

| <i>Metall</i> | <i>Inert avfall L/S 10</i> | <i>Bakgrunds- värde, morän</i> | <i>Bakgrunds- värde, sediment</i> | <i>KM</i> | <i>MKM</i> | <i>Farligt avfall</i> |
|--------------------|--------------------------------|------------------------------------|---|-----------|------------|---------------------------|
| Antimon | 0,06 | 0,028 | * | * | * | 10 000 |
| Arsenik | 0,5 | 15 | 8 | 15 | 40 | 1 000 |
| Barium | 20 | 94 | 150 | * | * | 10 000 |
| Bly | 0,5 | 18 | 22 | 80 | 300 | 2 500 |
| Kadmium | 0,04 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 12 | 100/1 000 ² |
| Kobolt | * | 10 | 15,7 | 30 | 250 | 100/2 500 ² |
| Koppar | 2 | 27 | 28 | 100 | 200 | 2 500 |
| Krom total | 0,5 | 28 | 44 | 120 | 250 | 10 000 |
| Krom VI | * | * | * | 5 | 20 | 1 000 |
| Kvicksilver | 0,01 | 0,1 ¹ | 0,2 ¹ | 1 | 7 | 1 000/500 ³ |
| Molybden | 0,5 | 1 | 1,5 | * | * | 10 000 |
| Nickel | 0,4 | 24 | 30 | 35 | 200 | 100/1 000 ² |
| Selen | 0,1 | * | * | * | * | * |
| Vanadin | * | 34,2 | 59,2 | 120 | 200 | 10 000 |
| Zink | 4 | 65 | 103 | 350 | 700 | 2 500 |

¹ Bakgrundsvärdet taget från Naturvårdsverket, inte SGU

² Lättlösligt respektive icke lättlösligt

³ Oorganiskt respektive organiskt

* Värden saknas

För att uppschaktade massor ska kunna läggas på en deponi för inert avfall ska den utlakade halten understiga gränsvärdet för inert avfall och totalhalten ska även understiga de rekommenderade halterna för farligt avfall.

3 Utlakning av föroreningar

I följande kapitel beskrivs vissa faktorer som påverkar i hur stor grad föroreningar lakas ut från en deponi. Även begreppen K_d -värde och spridningsmodeller förklaras.

3.1 Faktorer som påverkar utlakning

De flesta metaller binds till en viss del i marken. Till hur stor grad detta sker och alltså lakningen av metaller från en deponi påverkas bland annat av följande faktorer.

- Sorption
- pH
- Materialets kornstorlek och struktur
- Temperatur
- Jonstyrka
- Redox-förhållande
- Förhållande mellan vätska och fastfas (L/S)
- Syrehalt

Några av dessa faktorer beskrivs mer utförligt i avsnitt 3.1.1-3.1.6. Det finns många fler faktorer som påverkar utlakning av föroreningar, men denna rapport går endast in på ett fåtal.

3.1.1 Sorptionsprocesser

De mekanismer som är viktigast när det gäller fördröjning av förorenings-spridning är adsorption och utfällning. Sorption är ett samlingsnamn för dessa två processer.

Adsorption uppstår när ett löst ämne fastnar på en yta i marken. Det är främst partiklar med stor specifik yta som påverkas av adsorption. Den specifika ytan är den sammanlagda ytan hos partiklarna i en viss mängd material. Partiklar med stor specifik yta är exempelvis lermineral, oxidtytor och humusämnen. Sand, grus och andra grövre partiklar har liten specifik yta i förhållande till dessa. Adsorption påverkas även av pH-värdet i marken, vilket betyder att olika föroreningar adsorberas olika starkt vid skillnader i pH.

Utfällning kan ske när jonerna i markvattnet förekommer i tillräckligt höga koncentrationer och då överskrider löslighetskonstanten. Hos jordar med lägre föroreningshalter är adsorption den viktigaste sorptionsprocessen, men även sulfidutfällning kan vara viktigt vid reducerande förhållanden (Gustafsson m.fl., 2007).

3.1.2 Redox-potential

Vid en redoxprocess överförs elektroner mellan ämnen, vilket även kallas oxidation och reduktion. Vid en oxidation avges elektroner och vid en reduktion tas elektroner upp. Om redox-potentialen ändras kan detta påverka metallernas frigörelse och transport i marken.

Markens redox-förhållanden kan påverka vilken form metallen förekommer i och hur snabbt den kan färdas genom marken. Vid mättade förhållanden kan avsaknaden av syre leda till flera redoxreaktioner, vilka i sin tur kan förändra pH-värdet i marken. Även adsorption och utfällning påverkas av redox-förhållandet på platsen. Ämnen som är speciellt känsliga när det gäller redox-potential är arsenik, krom och nickel (Naturvårdsverket, 1995).

3.1.3 Advektion och diffusion

Lakningen av ett ämne i marken styrs av advektion och diffusion. Advektion står för genomströmningen av vatten och denna faktor är dominant för utlakningen då vattnet strömmar med mätbar hastighet. Diffusion styr istället då vattnet är stillastående. Jordmaterialets struktur och porositet bestämmer hur fort vattnet kan strömma och hur stor diffusionen kan bli. Lakning kan alltså se väldigt annorlunda ut beroende på vilket material lakvattnet rör sig igenom. Genomströmningshastigheten blir långsammare och diffusionshastigheten lägre för ett finkornigt och tätt material. En lera som har mycket liten kornstorlek har en obetydlig strömningshastighet, men diffusionshastigheten minskar inte i lika stor grad. Transport kan därför ske med hjälp av diffusion i leror trots en låg genomsläpplighet för det strömmande vattnet (Hållbar sanering, 2006b).

3.1.4 Mineralogi och organisk halt

Låga halter av metaller finns i alla jordar. I vilken koncentration de existerar beror främst på materialets geologi (McLean & Bledsoe, 1992). Den naturliga metallhalten kan alltså variera en hel del beroende på vilka mineral jorden består av. Trots detta påverkas lakningen av metaller inte nämnvärt av hur hög koncentration av metaller som finns inneslutna i mineralkornen på grund av att dessa inte är lakbara. Den faktor som istället påverkar lakningen till stor del är hur och i vilken grad olika mineral binder metaller. Till exempel har lermineral utbytesplatser för katjoner (McBride, 1994). Material med hög halt av lera, oxider eller humus binder metaller starkt.

Den organiska halten kan påverka utlakning av metaller på flera olika sätt. Organiska ämnen som är lösta i lakvattnet kan bilda stabila vattenlösliga komplex som i sin tur bidrar till ökad utlakning. Även fasta organiska ämnen kan påverka lakningen eftersom metaller ofta adsorberar lätt till dessa ämnen. I detta fall minskar utlakningen med ökad organisk halt.

3.1.5 pH-värde och temperatur

Sambandet mellan lakning av föroreningar från jord och lakvattnets pH är starkt. Det vanliga är att utlakningen ökar vid både låga och mycket höga pH-värden, med ett lakningsminimum någonstans däremellan (Hållbar sanering, 2006b). Det är dock svårt att

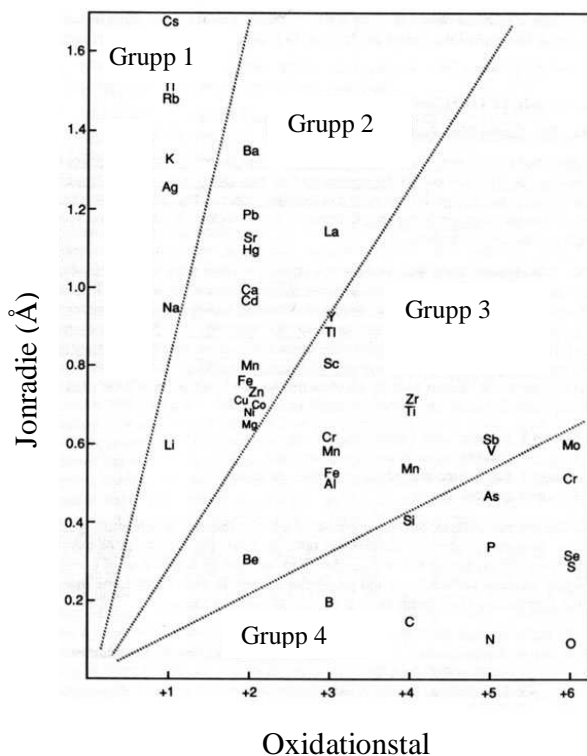
säga exakt hur mycket som lskar ut vid ändrat pH-värde i varje enskilt fall. Generellt är lösligheten för zink och koppar som lägst vid pH 9-10 och för kadmium ligger löslighetsminimum vid pH 11 (Lidelöv, 2004).

Temperaturen i marken påverkar flera faktorer, exempelvis den kemiska jämvikten och den biologiska aktiviteten. Indirekt påverkar temperaturen halten av lösta organiska ämnen, redox-potentialen och även pH-värdet. Vid en hög temperatur ökar även reaktionshastigheten i många fall.

3.1.6 Metallernas egenskaper

Lösligheten av oorganiska ämnen kan härledas till dess jonradie och oxidationstal (McBride, 1994). Figur 3.1 visar hur metallerna förhåller sig när det gäller dessa parametrar. Metallerna kan delas in i fyra olika grupper som representerar metallernas kemiska form i vattenlösning.

- Grupp 1. Lösliga, svagt hydratiserande katjoner.
- Grupp 2. Lösliga, starkt hydratiserande katjoner.
- Grupp 3. Lättutfällda oxider och hydroxider.
- Grupp 4. Lösliga anjoner.



Figur 3.1 Jonradie och oxidationstal (valens) för utvalda metaller.

Generellt finns ett samband mellan de olika grupperna och dess mobilitet. Den första gruppen binds starkt till leror och humus, medan den andra gruppen främst innehåller

utbytbara och relativt mobila metaller. Metallerna i grupp tre är immobila som olösliga oxider och den sista gruppen består framför allt av mobila metaller. Bindningsstyrkan ökar när radien minskar och valenstalet ökar.

Indelningen i figur 3.1 är endast ett enkelt sätt att klassificera metallerna. I verkligheten krävs ytterligare kunskap om exempelvis de andra parametrarna som tagits upp i detta kapitel för att kunna bestämma metallernas mobilitet i marken.

3.2 K_d -värde

Ett sätt att beskriva fastläggningen av ett ämne i marken är att titta på fördelningskoefficienten, som betecknas K_d . Ett högt K_d -värde betyder att ämnet binds hårt i marken. Risken för spridning av ämnet blir därför liten.

$$K_d = \frac{\text{Halt fast fas (mg/kg TS)}}{\text{Halt löst fas (mg/l)}}$$

K_d -värden är plats specifika och påverkas av till exempel den kemiska miljön och lakvätskans sammansättning. De kan beräknas med hjälp av resultat från laktest. Den potentiellt lakbara mängden av metallen (helst tagen från enstegsextraktioner) divideras då med den uppmätta totalkoncentrationen av metallen i lösningen (eluathalten). Resultatet kan dock vara osäkert beroende på vilken metod som används. K_d -värden visar ofta inte på ett linjärt samband där halten i fast fas ökar linjärt med halten i löst fas, speciellt inte vid låga metallhalter (Hållbar sanering, 2006b). Därför är det svårt att lita helt på K_d -värden i alla lägen.

3.3 Spridningsmodeller

Metallers spridning i mark och grundvatten kan förstås bättre med hjälp av spridningsmodeller. Dessa modeller är en viktig del i riskbedömning av förorenad mark. Beroende på exempelvis vilken typ av förorening det gäller och hur de hydrogeologiska förhållandena ser ut kan olika typer av spridningsmodeller användas. Det finns både enklare modeller som inte tar hänsyn till sorptionen i marken samt mer komplexa modeller som använder sig av K_d -värden för att beräkna spridningen av föroreningar.

Generella K_d -värden kan användas i praktiska sammanhang, men de beskriver endast ett värsta fall med störst spridning (Gustafsson m.fl., 2007). De tar heller ingen hänsyn till andra faktorer, som exempelvis pH-värdet i marken. För att uppskatta en mer verklig spridning kan en sorptionsmodell användas, som till exempel kan baseras på utvidgade Freundlichuttryck. Denna mer komplexa typ av modell kan användas för att beräkna utsläpp som funktion av tid och rum.

Det finns stora möjligheter att uppskatta spridningen av föroreningar om det finns bra modeller som passar för specifika förutsättningar. En spridningsmodell bör omfatta följande fyra parametrar för att anses som bra (Gustafsson m.fl., 2007).

- En tidsberoende beskrivning av utlakningsförloppet från en föroreningskälla.

- En transportmodell som tar hänsyn till heterogeniteter och till att endast vissa delar av jorden är tillgänglig för sorption.
- Hänsynstagande till halten löst organiskt material, vilken kan bidra till en ökning av utlakning för vissa metaller, exempelvis koppar och kvicksilver.
- Beskrivning av sorption av föroreningar med hjälp av utvidgade Freundlich-uttryck.

4 Provtagningsmetoder

I följande kapitel beskrivs olika provtagningsmetoder som kan användas för att analysera förorenad jord och schaktmassor som ska till en deponi. Vilka provtagningsmetoder som används i jämförelsen mellan totalhalter och skaktester redovisas i kapitel 5.

4.1 Sammanställning av vanliga provtagningsmetoder

4.1.1 Översikt

En sammanfattning av vanliga analysmetoder och deras användning ges i tabell 4.1. Mer utförliga beskrivningar av metoderna finns att läsa i avsnitt 4.1.2-4.1.6.

Tabell 4.1 Översikt över vanliga analysmetoder och deras användningsområden.

| <i>Typ av test</i> | <i>Beskrivning</i> | <i>Användning</i> |
|----------------------------|--|--|
| XRF | Fältmetod, bygger på röntgenfluorescens | Snabb detektering av ämnen |
| Totalhaltsanalys | Uppslutning med salpetersyra | Generella riktvärden för förorenad mark, Avfall Sveriges haltgränser för farligt avfall m.m. |
| Totalhaltsanalys | Uppslutning med fluorvätesyra, salpetersyra och saltsyra | Karaktärisering av avfall |
| Totalhaltsanalys | Uppslutning med kungsvatten (salpetersyra och saltsyra) | Karaktärisering av avfall |
| Perkolationstest | Vattenlakning i kolonn, L/S 0,1 – L/S 10 l/kg | Gränsvärde för deponering av avfall |
| Tvåstegs skaktest | Skaktest med vattenlakning, L/S 2 och L/S 10 l/kg | Gränsvärde för deponering av avfall |
| Sekventiell lakning | Lakning i fem steg med allt starkare laktlösningar | Uppskattar i vilka faser oorganiska ämnen sitter bundna i jorden |

Vilken analysmetod som används beror på vilket material och vilka ämnen som ska undersökas samt vad analysresultaten ska användas till. Som tidigare nämnts används totalhaltsanalyser vid undersökning av förorenad mark, medan avfallsbestämning även kräver skaktester i många fall.

4.1.2 XRF-analys

Vid en XRF-analys kan ett stort antal ämnen bestämmas i ett jordprov med hjälp av röntgenfluorescens. Det är en icke destruerande metod som kan utföras i fält med en portabel detektor. Metoden är snabb och enkel och ger ett omedelbart resultat. Kvaliteten av resultatet kan dock vara varierande. Vid laborativa mätningar där provet först

preparerats kan en bättre noggrannhet uppnås än vid en direkt mätning i fält (Kjellin, 2004). Resultaten från en XRF-analys bör kalibreras mot en totalhaltsanalys (Personlig kommunikation, Malin Norin, NCC Teknik).

De prover som undersökts i denna rapport har inte analyserats med XRF-analys.

4.1.3 Totalhaltsbestämning

En totalhaltsanalys beskriver ett materials kemiska sammansättning och inleder ofta den grundläggande karaktäriseringen. Vid en totalhaltsbestämning kan flera olika metoder användas beroende på vilket material som ska analyseras och vilka ämnen som ska undersökas. För att lösa upp materialet kan antingen syra eller smältning användas. Vid upplösning med syra löses materialet inte upp totalt, vilket det däremot gör vid smältning. Benämningen totalhalt vid användning av syra kan därför vara något missvisande eftersom det är den totala halten som är löslig i just den syran som fås vid analysen. Vid syraupplösning kan ämnena arsenik, kadmium, koppar, kobolt, nickel, bly, zink, kvicksilver samt svavel mätas och vid smältning kan oorganiska ämnen förutom kadmium, bly och kvicksilver mätas (Wadstein m.fl., 2002). Ett jordprov ska innan upplösning torkas och siktas så att partiklar större än 2 mm sorteras ut.

De olika metoderna vid totalhaltsbestämning med syraupplösning ger något olika resultat beroende på vilken eller vilka syror som används. Metaller som är inneslutna i silikatmineral är ofta hårt bundna, vilket gör att silikaterna måste lösas upp för att metallerna ska bli tillgängliga (Ekvall m.fl., 2006). De metaller som löses upp på detta sätt kan inte anses som lakbara och de representerar därför inte heller tillståndet i en verklig deponi. För att utläsa mer relevanta totalhalter används mildare metoder där inte silikaterna löses upp.

Totalhalten av en metall kan alltså vara missvisande när det gäller hur stor miljömässig risk metallen medför. Detta beror på att en stor del av metallen är bunden i marken och att det vid en totalhaltsanalys nästan alltid kommer med en del av de metaller som är inbundna i jorden (Berggren Kleja m.fl., 2006). En totalhaltsbestämning kan därför sägas utgöra det värsta fallet där störst halt av metallen uppvisas.

Vid den vanligaste typen av totalhaltsanalys för bestämning av metallhalten i jord används uppslutning med salpetersyra. Denna metod används till exempel vid inventering av förorenade områden och för de generella riktvärdena för förorenad mark. Metoden är förhållandevis mild och löser inte upp metaller som är inneslutna i mineralkorn.

När det gäller deponering av avfall rekommenderas uppslutning med starkare syror. Enligt Naturvårdsverkets föreskrift 2004:10 ska antingen metoden SS-EN 13656 eller SS-EN 13657 användas vid nedbrytning av avfall. Den första av de två metoderna är den starkaste formen av totalhaltsanalys. Provet löses upp fullständigt med hjälp av fluorvätesyra, salpetersyra och saltsyra för att analyseras och bestämma den totala halten av avsedda ämnen. Vid den andra metoden sker upplösningen med kungsvatten, som består av salpetersyra och saltsyra.

4.1.4 Perkolationstest

När det gäller avfall som inte genereras regelbundet, som exempelvis schaktmassor, ska antingen skaktest eller perkolationstest utföras enligt Naturvårdsverkets föreskrift 2004:10. Det är vanligast att skaktest används eftersom de är billigare och tar kortare tid. Ett perkolationstest tar mellan en och två månader att utföra, jämfört med 24 timmar för skaktest. Perkolationstest har tidigare benämnts kolonntest.

Processen vid ett perkolationstest ska efterlikna regnvattens infiltrering i marken med skillnaden att genomströmningshastigheten är högre på grund av att analysen inte ska ta för lång tid. Testet beskriver utlakningsförloppet på kort och medellång sikt och ger halter och variationer från låga L/S-kvoter till L/S 10.

Metoden som används för massor som ska till deponi är den standardiserade SIS CEN/TS 14405:2004. Vid provtagningen lakas det lufttorkade provet i en kolonn. Avjoniserat vatten pumpas sakta in från kolonnens botten och på detta sätt ökas L/S-kvoten kontinuerligt. Kolonnen kan vara antingen 5 eller 10 cm i diameter och valet av kolonnens storlek baseras på materialets kornstorlek (Wadstein m.fl., 2002). Prov för analys tas ut efter filtrering vid sju olika L/S-kvoter, från 0,1 till 10 liter/kg. Svenska gränsvärden finns för L/S-kvot 10, se avsnitt 2.4.1.

4.1.5 Skaktest

Ett billigare och snabbare sätt att bestämma koncentrationen i lakvatten är med hjälp av skaktest. En nackdel är att resultat från låga L/S-kvoter inte fås med denna teknik.

Skaktest kan utföras med fyra olika metoder: SS-EN 12457-1,2,3 respektive 4. Enligt NFS 2004:10 ska avfallet testas med tvåstegslakning, metoden 12457-3, som ger sammansättningen vid L/S-kvoterna 2 och 10 l/kg. De tre övriga metoderna är enstegslakningar som endast ger sammansättningen vid en L/S-kvot (antingen L/S 2 eller 10). Enstegs skaktest kan utföras när tvåstegslakningen inte är möjlig, till exempel när materialet har för hög vattenhalt.

Vid tvåstegslakningen skakas materialet först i 6 timmar vid L/S 2. Därefter fylls nytt vatten på och ännu en skakning görs, nu i 18 timmar vid L/S 8. Efter varje skakning filtreras och analyseras lakvattnet. För att få ut halten vid L/S 10 läggs resultaten från de två skakningarna ihop. Vanligtvis består lakvätskan av destillerat eller avjoniserat vatten.

Vid jämförelse mellan resultat från perkolationstest och skaktest kan dessa skilja mycket för vissa ämnen. Resultatet från perkolationstest kan både ligga under och över resultatet från skaktest (Hållbar sanering, 2006a).

4.1.6 Sekventiella lakförsök

Vid ett sekventiellt lakförsök bestäms i vilka faser metallerna sitter bundna i jorden. I fyra eller fem steg lakas provet ut med starkare och starkare lakvätskor. Efter varje steg analyseras den centrifugerade lakvätskan. Det finns olika typer av extraktionsscheman och det ursprungliga schemat gjordes av Tessier år 1979. Det bäst utvärderade schemat för sekventiell lakning är troligtvis BCR-schemat, men även där finns det tveksamheter (Berggren Kleja m.fl., 2006).

Schemat enligt Tessier består av fem olika steg (Tessier m.fl., 1979). I det första steget frigörs de ämnen som är utbytbara. Detta steg kan ses som ett naturligt försurningstillstånd. I det andra steget lakas karbonatbundet material ut. I nästa steg lakas de element som är bundna till järn- och magnesiumoxider ut. I det fjärde laksteget extraheras elementen som är bundna till organiskt material. Till sist lakas stabila organiska föreningar och lösta sulfider ut. Detta steg efterliknar det som lakas ut om ett kraftigt reducerande förhållande går till ett oxiderande förhållande. Det som finns kvar i residualen är till stor del olika silikater, vilka är relativt resistenta mot lakningen.

Schemat enligt BCR består av fyra olika steg som även kallas fraktioner. Här görs ingen tolkning om hur metallerna är bundna utan istället beskriver metoden lakbarheten genom att se hur stor andel som lakas ut i de olika fraktionerna.

4.2 Skillnader mellan laktest och verklighet

Det finns flera skillnader mellan ett lakförsök i laboratorium och lakningen i fält på en deponi. Faktorer som påverkar utlakning är, som tidigare beskrivits i kapitel 3, många och de verkar tillsammans i ett komplext system. Detta kan påverka resultaten från laktester till en stor grad.

En viktig skillnad mellan laktest och verklighet är lakningstiden. Vid ett lakförsök i laboratorium påskyndas lakningen kraftigt, speciellt vid ett skakförsök som endast tar 24 timmar. På denna korta tid är det svårt att på ett verklighetstroget sätt beskriva utlakningen vid en deponi eller ute i naturen.

En annan skillnad är att lakningen vanligtvis sker under mättade förhållanden vid ett lakförsök i laboratorium, medan lakningen på en deponi oftast sker under omättade förhållanden. Genomflödet av vatten genom materialet förändras beroende på om förhållandena är mättade eller omättade. I sin tur påverkar genomflödet hur stor del av föroreningarna som kan lakas ur materialet. Detta betyder att lakningen borde vara större vid mättade förhållanden än vid omättade.

Ännu en viktig skillnad mellan lakning i laboratorium och i fält är syreförhållandena. Vid ett lakförsök i laboratorium kommer ofta en del syre med i provet, vilket kan påverka utlakningen av de flesta metaller. Generellt ökar lakningen med ökad syrehalt (Hållbar sanering, 2006b). Att bibehålla en så syrefri miljö som möjligt under laktesterna är därför viktigt för att få ut pålitliga resultat.

Lakvattnet som används vid ett försök i laboratorium är vanligtvis destillerat eller avjoniserat vatten som innehåller få joner och alltså har låg jonstyrka. I verkligheten består lakvattnet istället av regnvatten eller grundvatten som har högre jonstyrka. Jonerna som finns i vattnet påverkar utlakningen till exempel genom att öka lösligheten. I vissa fall kan en bakgrundselektrolyt användas vid skaktester, vilken består av avjoniserat vatten där en låg mängd ämnen har tillsatts för att vattnet ska likna naturvatten så mycket som möjligt. Exempelvis kan kalciumklorid tillsättas till lakvattnet, vilket gör att lakningen ökar (Suèr & Wadstein, 2005).

4.3 Osäkerheter kring provtagningsmetoder

Ett problem som tidigare nämnts är att det vid totalhaltsanalyser finns stora skillnader i uppslutning. Syrorna som används vid uppslutningen löser upp provet olika beroende på syrornas styrka och egenskaper. Detta gör att det inte alltid är möjligt att jämföra totalhaltsanalyser med varandra och få ett korrekt resultat. I denna rapport uppstår även ett problem då det inte alltid finns information om vilken typ av totalhaltsanalys som har använts. När det gäller jord är skillnaderna mellan metoderna dock inte lika stora som för avfall och slaggprodukter (Personlig kommunikation, Ebba Wadstein, SGI).

När det gäller skaktester har studier visat att resultaten kan variera förhållandevis stort mellan olika laboratorier. I vissa ovanliga fall har resultaten skiljt nära 100 % vid analys av samma material på olika laboratorier (van der Sloot m.fl., 2001). Det kan även finnas en viss skillnad i resultat när tester utförs på samma prov på samma laboratorium. Förklaringen till skillnaderna ligger troligtvis i hanteringen och analysen av materialet, men även i små variationer av materialet vid de olika provtagningarna (Suèr & Wadstein, 2005).

5 Jämförelse mellan utlakning och totalhalt

För att jämföra resultaten från totalhaltsanalyser och skaktester har diagram tagits fram för varje metall som visar hur den utlakade mängden varierar med avseende på totalhalten. Dessa diagram och även ursprunget av analysresultaten redovisas och beskrivs i följande kapitel.

5.1 Databearbetning

Data för bearbetning har erhållits från ett flertal olika företag. Analysresultaten har samlats in både från rapporter och databaser. Dessa värden har sedan sammanställts i en Excel-databas. I tabell 5.1 visas en sammanfattning av analysresultatens ursprung, vilka analysmetoder som har använts samt antal prover som har analyserats. Totalt har analysresultat från 251 stycken prover använts, men alla ämnen har inte analyserats för alla prover.

Tabell 5.1 Sammanställning av vilka företag som bidragit med analysresultat och vilka provtagningsmetoder som har använts vid jämförelsen mellan utlakning och totalhalt.

| <i>Företag</i> | <i>Typ av skaktest</i> | <i>Typ av totalhaltsanalys</i> | <i>Antal prover</i> |
|-------------------------|--|---|---------------------|
| SWECO | Tvåstegs skaktest samt i vissa fall enstegs skaktest | Uppslutning i mikrovågsugn med salpetersyra och väteperoxid | 22 |
| Värmeforsk | Tvåstegs skaktest | Uppslutning i mikrovågsugn med fluorvätesyra, salpetersyra och saltsyra | 38 |
| Naturvårdsverket | Främst tvåstegs skaktest, vissa prover okänd analysmetod | Ingen information om typ av totalhaltsanalys | 140 |
| SGI | Tvåstegs skaktest samt i vissa fall enstegs skaktest | Uppslutning i mikrovågsugn med fluorvätesyra, salpetersyra och saltsyra | 32 |
| Analycen | Tvåstegs skaktest | Uppslutning i mikrovågsugn med salpetersyra | 19 |

I många fall saknas viktig bakgrundsinformation om proverna, som till exempel material, kornstorlek och typ av föroreningskälla. Information om pH, konduktivitet och torrsubstans finns för runt hälften av proverna. I vissa fall saknas även information om vilken typ av totalhaltsanalys som har använts. På grund av att inte mer bakgrundsinformation har kunnat samlas in är det svårt att bedöma vilka parametrar som påverkar totalhalt och utlakad halt av metallerna.

Många värden i databasen ligger under detektionsgränsen. Hur många värden det är redovisas för varje metall i avsnitt 5.2. Detektionsgränsen kan variera för varje enskild metall beroende på hur och var analysen är gjord. När antal värden under detektionsgränsen har beräknats har värden som ligger under gränsen när det gäller antingen skaktest eller totalhalter använts.

I diagrammen har olika linjer ritats ut för att underlätta tolkning av resultaten. De smala svarta linjerna står för prediktionsintervallet på 95 %. För varje prov som tas som ligger på en viss totalhalt är det 95 % chans att den utlakade halten ligger inom prediktionslinjerna (Milton & Arnold, 1990). Eftersom många värden ligger under detektionsgränsen och alltså förmodligen är överskattade är inte prediktionsintervallet helt korrekt för alla metaller, men det visar ändå på ett ungefärligt intervall. Prediktionsintervallet är alltså inte menat att vara exakt utan visar en ungefärlig trend för att ge en bild av hur sambandet skulle kunna se ut.

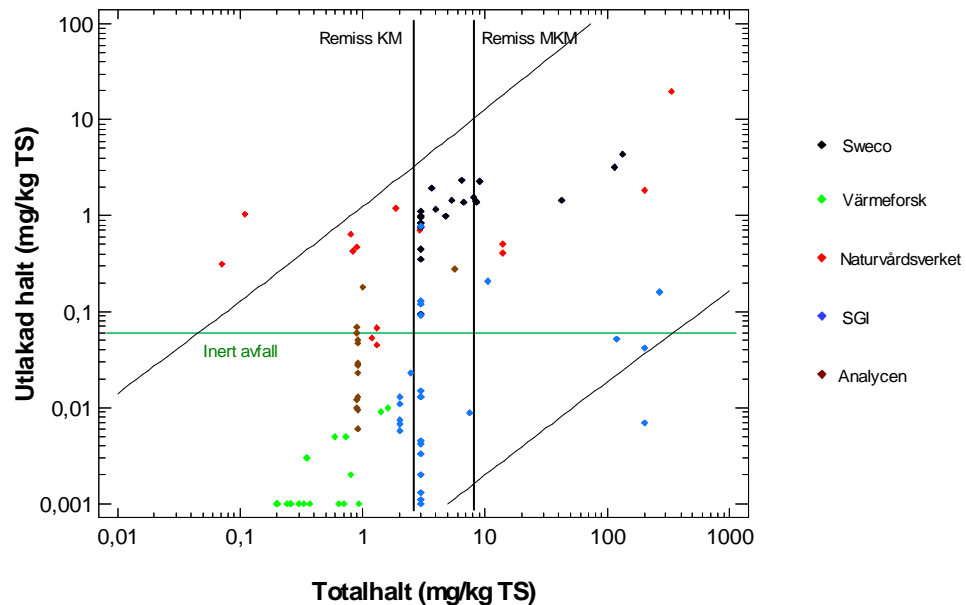
Övriga linjer i diagrammen står för gränsvärden för de olika metallerna. Den gröna linjen står för gränsvärdet för inert avfall. Under denna linje får avfall deponeras på en deponi för inert avfall. De två svarta linjerna står för riktvärdena för känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning. Den tjocka röda linjen som finns med i vissa diagram visar Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för förorenade massor som farligt avfall. I de fall där denna linje inte finns med ligger gränsen utanför diagrammets intervall.

5.2 Resultat och tolkning

Ett diagram har alltså tagits fram för varje metall (antimon, arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, selen och zink) där totalhalten visas på x-axeln och den utlakade mängden visas på y-axeln. Plottningen görs med hjälp av programmet Statgraphics. I avsnitt 5.2.1-5.2.12 redovisas diagram och tolkning för varje ämne.

5.2.1 Antimon

För antimon har 116 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.1 nedan.



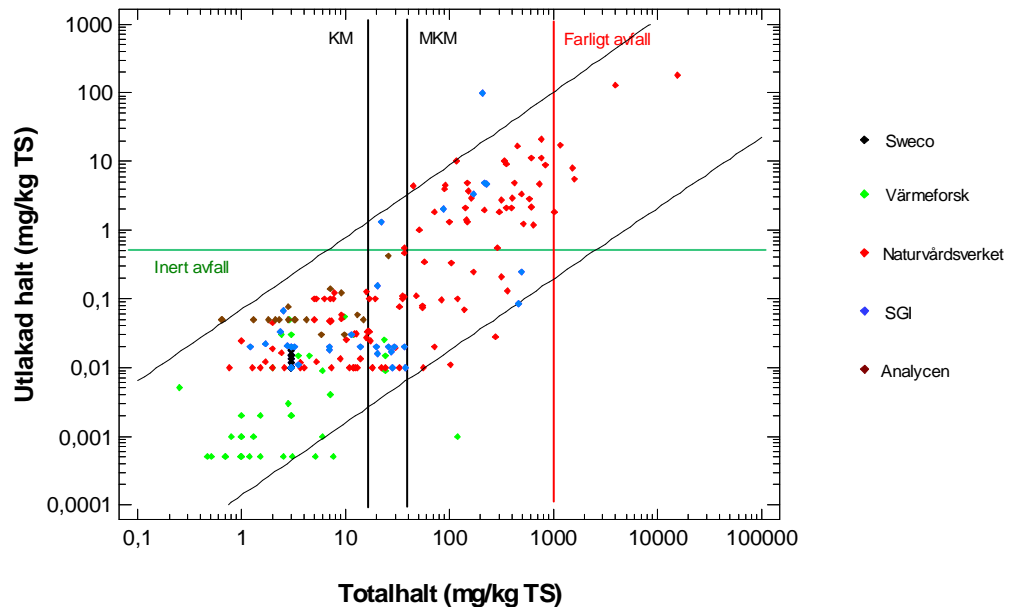
Figur 5.1 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för antimon.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för antimon.

- Värdena är spridda över stora delar av diagramytan. 62 % av värdena ligger under gränsvärdet för inert avfall, vilket ligger på 0,06 mg/kg.
- Samtliga värden ligger under den rekommenderade gränsen för farligt avfall med avseende på totalhalten, vilken ligger på 10 000 mg/kg.
- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 68 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- 64 % av punkterna ligger under detektionsgränsen. Detta kan påverka resultatet av prediktionsintervallet mycket.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,64, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 41 %, vilket betyder att modellen förklarar 41 % av variationerna.
- De två punkterna som ligger längst till vänster över gränsvärdet för inert avfall kommer ifrån ett område med glasbruk.
- Det är svårt att utläsa ett rimligt värde där man kan säga att avfallet är inert med avseende på endast totalhaltsbestämning eftersom värdena är spridda över stora delar av diagramytan.

5.2.2 Arsenik

För arsenik har 222 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.2 nedan.



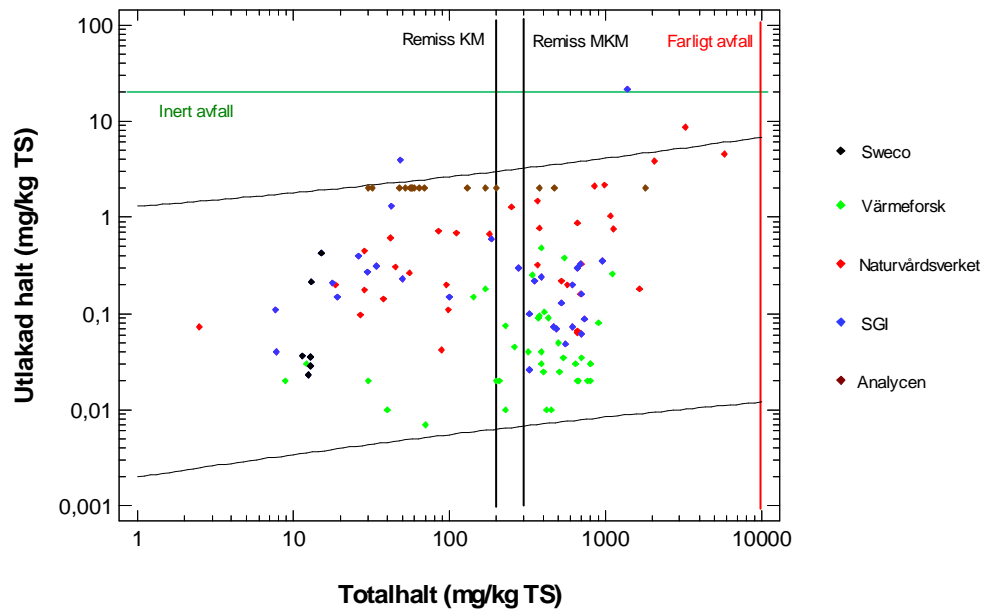
Figur 5.2 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för arsenik.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för arsenik.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger samtliga värden även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 94 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- Punkter under detektionsgränsen är 36 % av proverna. Detta kan påverka resultatet av prediktionsintervallet i viss mån.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,82, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 66 %, vilket betyder att modellen förklarar 66 % av variationerna.
- Diagrammet visar på en relativt jämn fördelning, men skillnaden mellan prediktionslinjerna är ändå drygt två tiopotenser.

5.2.3 Barium

För barium har 124 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.3 nedan.



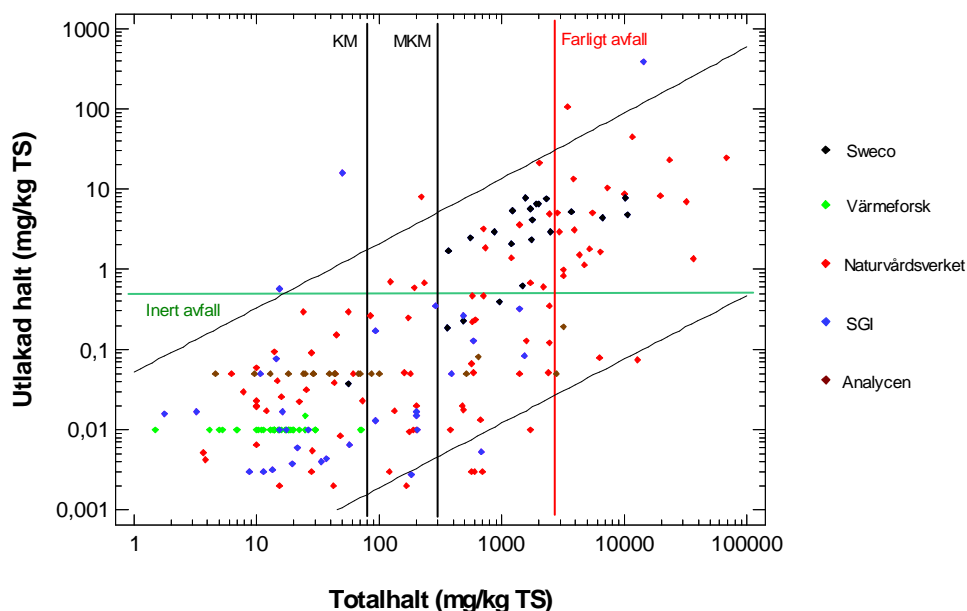
Figur 5.3 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för barium.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för barium.

- Samtliga värden utan ett ligger under gränsvärdet för inert avfall, vilket ligger på 20 mg/kg.
- Samtliga värden ligger under den rekommenderade halten för farligt avfall, vilken ligger på 10 000 mg/kg.
- 13 % av proverna ligger under detektionsgränsen. Detta påverkar troligtvis inte prediktionsintervallet nämnvärt.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,19, vilket visar på ett relativt svagt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 3,6 %, vilket betyder att modellen förklarar 3,6 % av variationerna.
- Punkten som ligger över gränsvärdet för inert avfall har okänt ursprung.
- Diagrammet visar på stor spridning av punkterna.
- Barium verkar inte utgöra något problem vid deponering eftersom samtliga värden utan ett ligger inom intervallet för inert avfall.

5.2.4 Bly

För bly har 203 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.4 nedan.



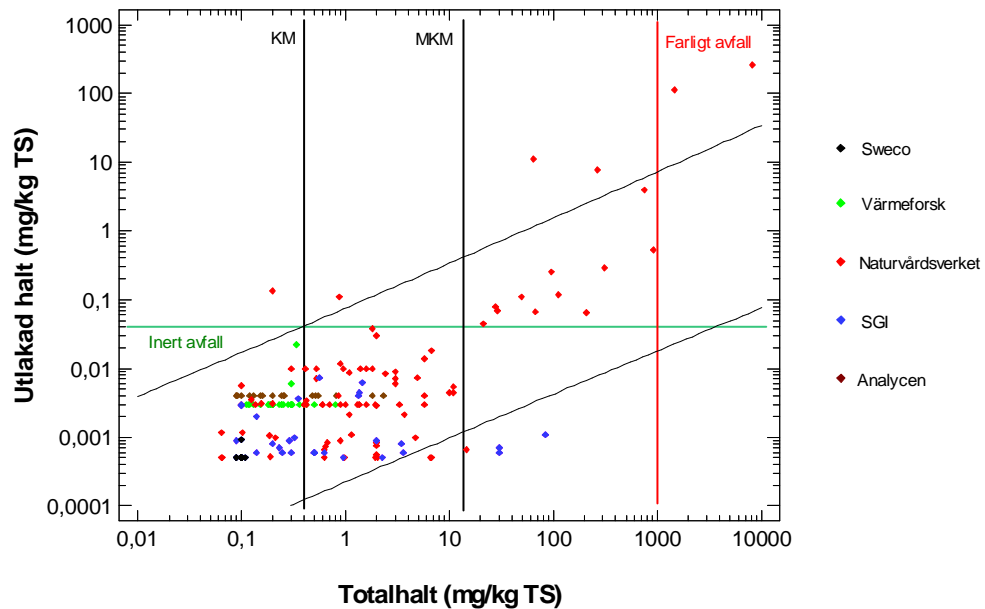
Figur 5.4 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för bly.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för bly.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 98 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 83 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- 36 % av värdena ligger under detektionsgränsen. Detta kan ha en viss inverkan på prediktionsintervallet.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,74, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 55 %, vilket betyder att modellen förklarar 55 % av variationerna.
- Punkterna från SGI som ligger längst till vänster över gränsen för inert avfall har okänt ursprung. Punkten från Naturvårdsverket som ligger längst upp mellan KM och MKM är kisaska. De tre punkterna en bit ner kommer ifrån område med glasbruk.
- Proverna från Sweco visar på högre värden för bly än för övriga metaller vid jämförelse med de andra företagen. Detta beror troligtvis på att Swecos prover bland annat kommer från skjutbanesand.

5.2.5 Kadmium

För kadmium har 197 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.5 nedan.



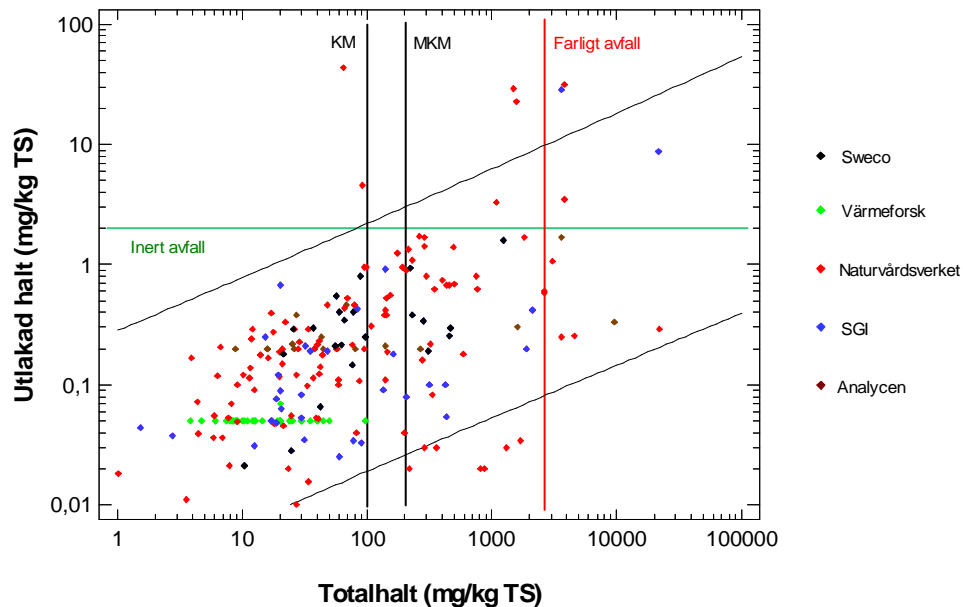
Figur 5.5 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för kadmium. Gränsen för farligt avfall står för icke lösligt kadmium.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för kadmium.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 99 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 99 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- Av alla prover ligger 69 % under detektionsgränsen för antingen totalhalt eller utlakad halt. Detta kan påverka resultatet av prediktionsintervallet mycket. Samtliga värden från Sweco ligger under detektionsgränsen. Samtliga värden utom tre från Värmeforsk ligger under detektionsgränsen.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,69, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 47 %, vilket betyder att modellen förklarar 47 % av variationerna.
- De två punkterna från Kemakta som ligger längst till vänster över gränsen för inert avfall är från industriell verksamhet respektive kisaska. De punkter som ligger samlat i övre högra hörnet av diagrammet är dels från områden med glasbruk, men även av okänt ursprung.

5.2.6 Koppar

För koppar har 227 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.6 nedan.



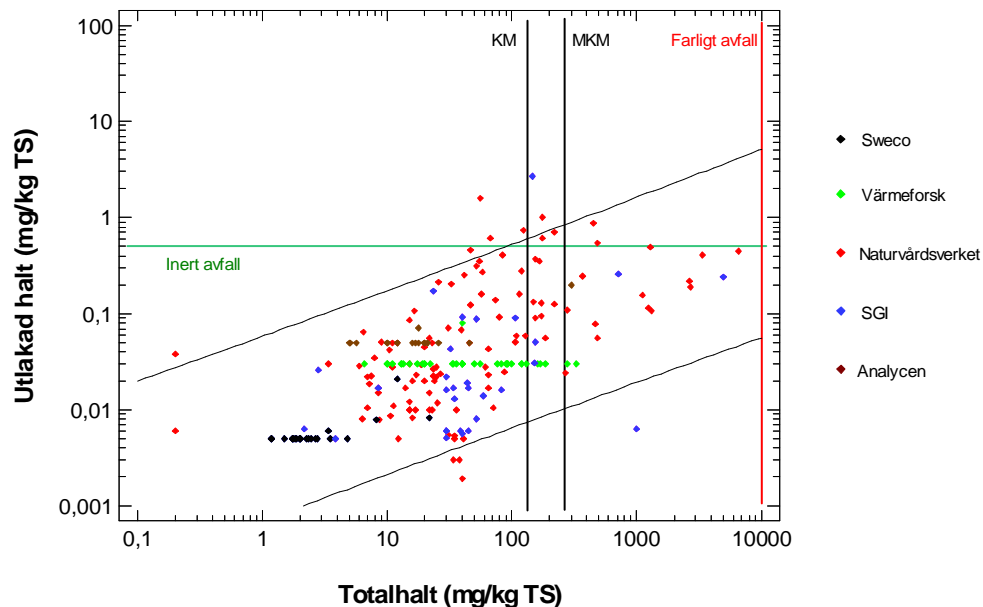
Figur 5.6 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för koppar.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för koppar.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 99 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger samtliga värden under gränsvärdet för inert avfall.
- Av alla prover ligger 25 % under detektionsgränsen. Detta kan ha en viss inverkan på prediktionsintervallet. Samtliga värden utan ett från Värmeforsk ligger under detektionsgränsen för den utlakade halten. Endast sju värden från resterande företag ligger under detektionsgränsen.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,56, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 32 %, vilket betyder att modellen förklarar 32 % av variationerna.
- De värden som ligger över prediktionsintervallet kommer antingen från områden med träimpregnering eller är kisaska.

5.2.7 Krom

För totalt krom har 219 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.7 nedan.



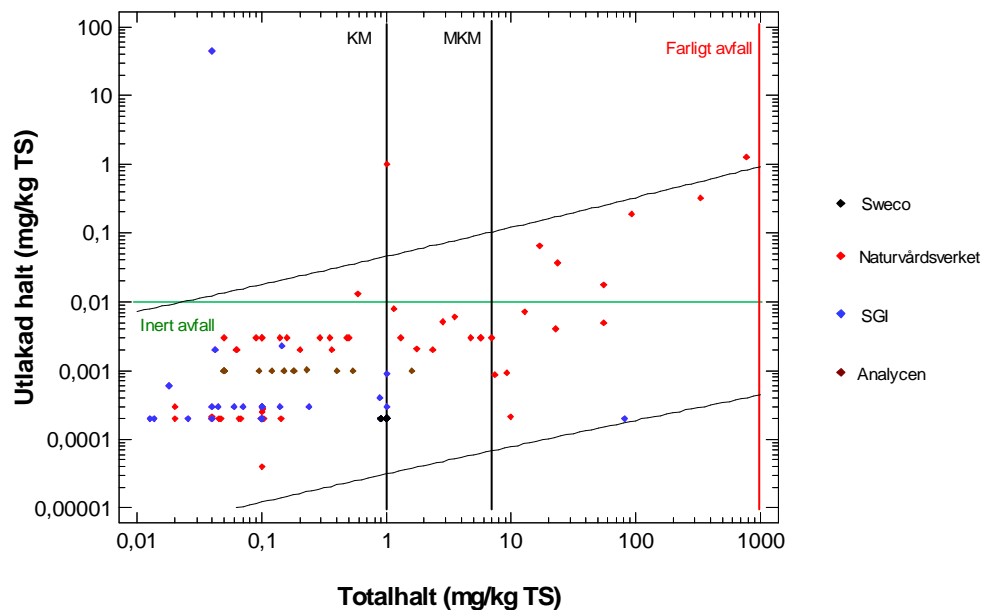
Figur 5.7 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för krom.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för krom.

- Samtliga värden ligger under den rekommenderade halten för farligt avfall, vilken ligger på 10 000 mg/kg.
- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 99 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 78 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- 45 % av proverna ligger under detektionsgränsen. Detta kan påverka resultatet av prediktionsintervallet relativt mycket.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,59, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 35 %, vilket betyder att modellen förklarar 35 % av variationerna.
- De punkter som ligger över gränsvärdet för inert avfall är alla utom ett från områden där sysselsättningen har varit träimpregnering. Provet från SGI har okänt ursprung.

5.2.8 Kvicksilver

För kvicksilver har 131 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.8 nedan. Värdena från Värmeforsk användes inte på grund av att de låg under detektionsgränsen som låg på 0,015 mg/kg, vilket är högre än gränsvärdet för inert avfall.



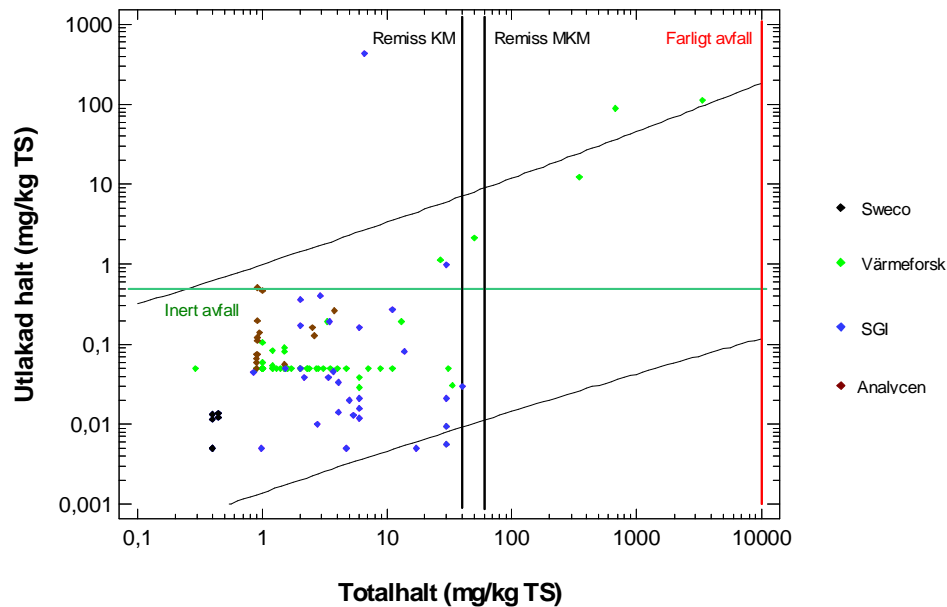
Figur 5.8 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för kvicksilver. Gränsen för farligt avfall står för oorganiskt kvicksilver.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för kvicksilver.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 98 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 97 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall. .
- Samtliga värden ligger under den rekommenderade halten för farligt avfall, vilken ligger på 1 000 mg/kg.
- En mycket stor del, 74 %, ligger under detektionsgränsen. Detta kan ha mycket stor inverkan på prediktionsintervallet.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,43, vilket visar på ett relativt svagt samband mellan variablerna. Att korrelationskoefficienten är negativ betyder att den utlakade halten minskar då totalhalten ökar. Determinationskoefficienten är 19 %, vilket betyder att modellen förklarar 19 % av variationerna.
- De punkter från Naturvårdsverket som ligger över prediktionsintervallet kommer dels från glasbruk, dels från impregnering. Provet från SGI har okänt ursprung.

5.2.9 Molybden

För molybden har 107 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.9 nedan.



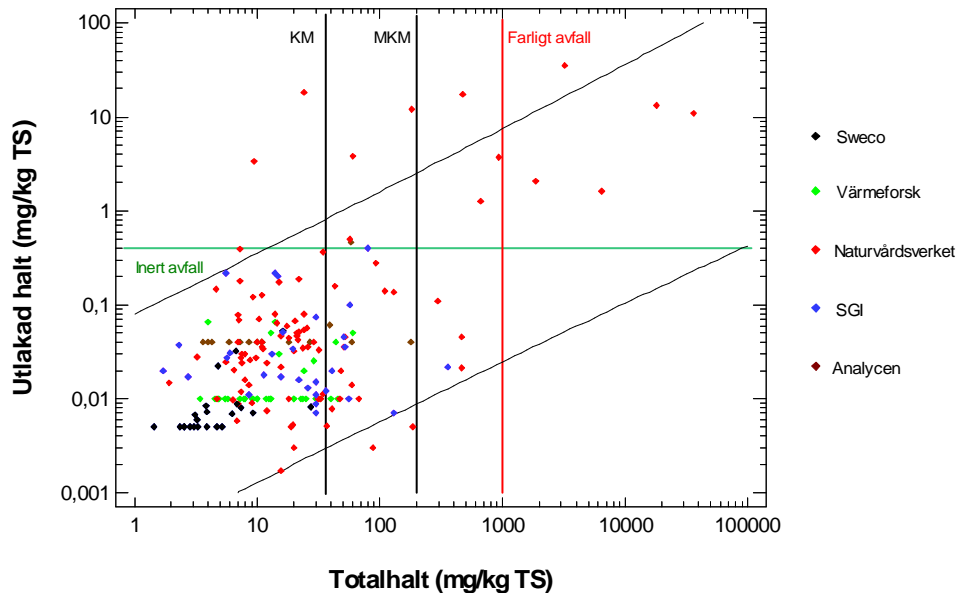
Figur 5.9 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för molybden.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för molybden.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 96 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 50 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall. Denna siffra baseras endast på två prover och kan därför inte ses som pålitlig.
- Samtliga värden ligger under den rekommenderade halten för farligt avfall, vilken ligger på 10 000 mg/kg.
- 67 % av värdena ligger under detektionsgränsen. Detta kan påverka prediktionsintervallet mycket.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,44, vilket visar på ett relativt svagt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 20 %, vilket betyder att modellen förklarar 20 % av variationerna.
- Den punkt från SGI som ligger högst upp i diagrammet har okänt ursprung.

5.2.10 Nickel

För nickel har 202 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.10 nedan.



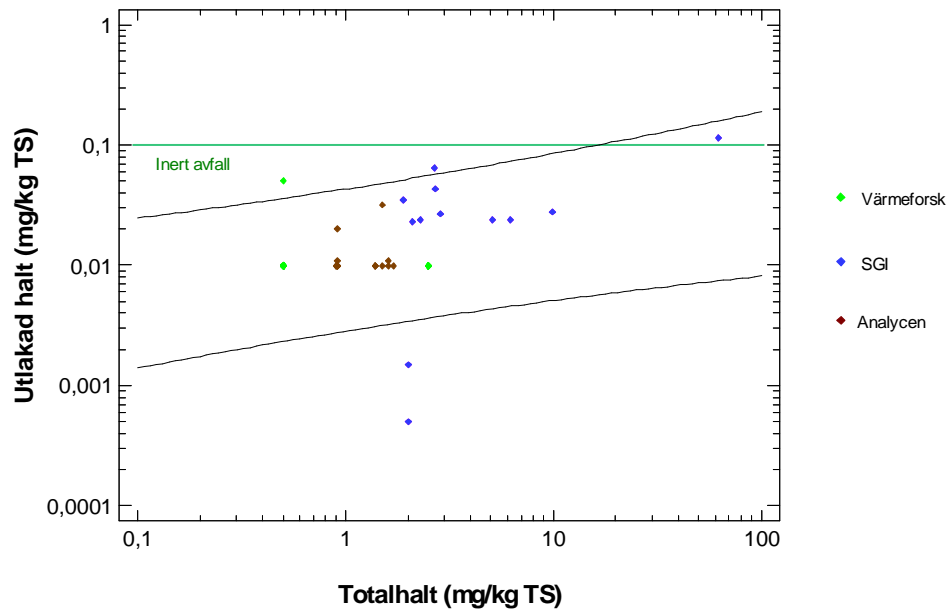
Figur 5.10 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för nickel.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för nickel.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 99 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 85 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- 40 % av värdena ligger under detektionsgränsen. Detta kan ha en relativt stor inverkan på prediktionsintervallet.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,57, vilket visar på ett måttligt starkt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 33 %, vilket betyder att modellen förklarar 33 % av variationerna.
- De flesta av punkterna från Naturvårdsverket som ligger över gränsvärdet för inert avfall har okänt ursprung, men några kommer ifrån områden med tidigare träimpregnering alternativt sulfittfabrik (kisaska).
- Det är svårt att utläsa ett rimligt värde där man kan säga att avfallet är inert med avseende på endast totalhaltsbestämning eftersom det finns flera punkter utspridda över gränsen för inert avfall.

5.2.11 Selen

För selen har 66 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.11 nedan.



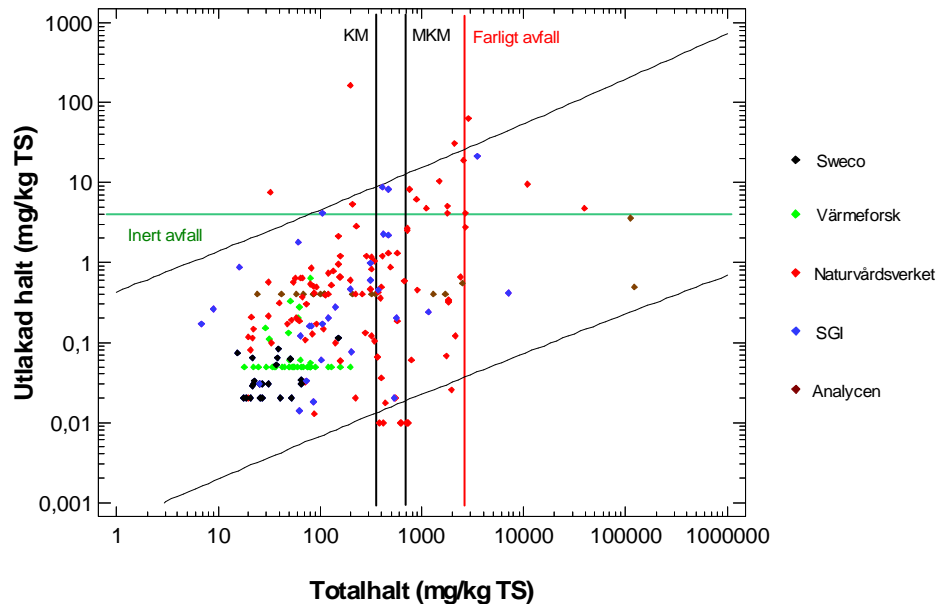
Figur 5.11 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för selen.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för selen.

- Samtliga värden utan ett ligger under gränsvärdet för inert avfall, vilket ligger på 0,1 mg/kg.
- För selen finns det ingen rekommenderad halt för farligt avfall. Det saknas även riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning.
- 82 % av värdena ligger under detektionsgränsen. Alla värden från Värmeforsk ligger under detektionsgränsen för både lakning och totalhalt, dessa är 38 stycken. Att så många värden ligger under detektionsgränsen har troligtvis stor inverkan på prediktionsintervallet.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,35, vilket visar på ett relativt svagt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 12 %, vilket betyder att modellen förklarar 12 % av variationerna.
- Den punkt som ligger över gränsvärdet för inert avfall har okänt ursprung.
- Selen verkar inte utgöra något större problem vid deponering eftersom samtliga värden utan ett ligger under gränsvärdet för inert avfall.
- Det är svårt att dra några slutsatser då värdena är få och en mycket stor del ligger under detektionsgränsen.

5.2.12 Zink

För zink har 211 provresultat för totalhalt och utlakad halt vid L/S 10 samlats in. Värdena presenteras i figur 5.12 nedan.



Figur 5.12 Jämförelse mellan utlakad halt och totalhalt för zink.

Följande observationer har gjorts från diagrammet för zink.

- Av de prover som ligger under riktvärdet för KM ligger 97 % av värdena även under gränsvärdet för inert avfall.
- Av de prover som ligger mellan riktvärdet för KM och MKM ligger 92 % av värdena under gränsvärdet för inert avfall.
- Av alla värden ligger 32 % under detektionsgränsen. Detta kan ha en viss påverkan på prediktionsintervallet.
- Korrelationskoefficienten för punkterna är 0,46, vilket visar på ett relativt svagt samband mellan variablerna. Determinationskoefficienten är 21 %, vilket betyder att modellen förklarar 21 % av variationerna.
- De punkter som ligger över gränsvärdet för inert avfall kommer främst ifrån områden där diverse industriell verksamhet har utförts. Vissa punkter har okänt ursprung.

5.3 Samlad statistik

I tabell 5.2 sammanställs hur stor del av värdena för varje metall som understiger gränsvärdet för inert avfall samt antingen ligger under KM, mellan KM och MKM, mellan MKM och farligt avfall eller över farligt avfall.

Tabell 5.2 Andel värden som understiger gränsvärdet för inert avfall för respektive ämne. KM = känslig markanvändning, MKM = mindre känslig markanvändning, FA = farligt avfall.

| <i>Metall</i> | <i>< KM</i> | <i>KM-MKM</i> | <i>MKM-FA</i> | <i>> FA</i> |
|------------------------------|----------------|-------------------|---------------|----------------|
| Antimon ¹ | 68 % | 34 % | 19 % | * |
| Arsenik | 100 % | 94 % | 32 % | 0 % |
| Barium ¹ | 100 % | 100 % | 98 % | * |
| Bly | 98 % | 83 % | 58 % | 14% |
| Kadmium | 99 % | 99 % | 21 % | 0 % |
| Koppar | 99 % | 100 % | 93 % | 67 % |
| Krom | 99 % | 78 % | 90 % | * |
| Kvicksilver | 98 % | 97 % | 54 % | * |
| Molybden ¹ | 96 % | 50 % ² | 0 % | * |
| Nickel | 99 % | 85 % | 57 % | 0 % |
| Zink | 97 % | 92 % | 70 % | 45 % |

* Värden över den rekommenderade gränsen för farligt avfall saknas

¹ Remissvärden för KM och MKM

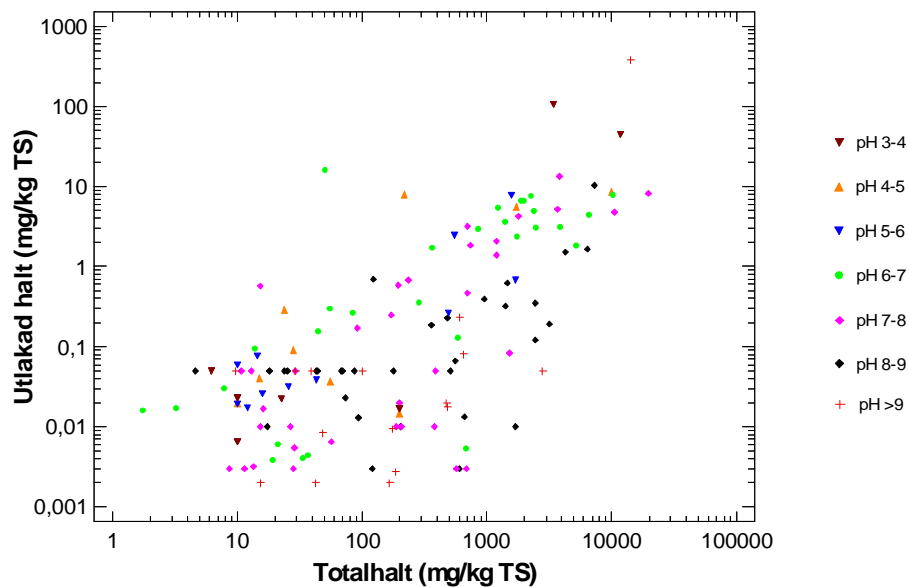
² Finns endast två värden mellan KM och MKM

För alla metaller förutom antimon understiger 96-100 % av värdena under KM även gränsvärdet för inert avfall, vilket visar på att skaktester förmodligen inte är nödvändiga då totalhalten understiger KM-värdet. Eftersom det vid deponering handlar om medelvärden kan ett fåtal prover överstiga gränsvärdet utan något större problem. För proverna som ligger mellan KM och MKM ser läget något annorlunda ut. Molybden har endast två prover som ligger mellan KM och MKM och därför bör andelen värden på 50 % betraktas som osäkert. Arsenik, barium, kadmium, koppar, kvicksilver och zink ligger alla mellan 92 och 100 %, vilket visar på att skaktester även här troligtvis inte är nödvändiga. För bly, krom och nickel ligger andelen prover lägre, 83, 78 respektive 85 %. Dessa ämnen kan ses som mer osäkra i de fall där totalhalten ligger i närheten av MKM. En slutlig bedömning av resultaten är att skaktester bör utföras vid värden i närheten av MKM-värdet för samtliga metaller förutom antimon. Det går inte att säga ett värde för varje metall där skaktester inte är nödvändiga, utan en bedömning bör göras i varje enskilt fall beroende på exempelvis föroreningskälla och typ av material.

För antimon är det svårt att dra några slutsatser eftersom en så stor andel av proverna ligger över gränsen för inert avfall. Gränsvärdena för inert avfall för antimon är under diskussion och resultatet från diagrammet visar på vissa skillnader vid jämförelse med de andra metallerna, exempelvis spridningen av punkterna i förhållande till gränsvärdet.

5.4 pH-värdets inverkan

För de flesta metaller är det svårt att se ett tydligt samband mellan lakvätskans pH-värde och den utlakade halten av metallen. Även för metaller som är kända att påverkas av pH-värdet, som exempelvis arsenik och koppar, kan inte ett klart samband mellan utlakning och pH-värde uppvisas från provresultaten. I figur 5.13 visas ett exempel på hur pH-värdet skiljer sig mellan de olika proverna för bly.



Figur 5.13 pH-värdets inverkan på utlakningen för bly.

Eftersom föroreningsinnehållet varierar mellan proverna går det inte att tolka diagrammen med helt säkert resultat. Om istället proverna bestod av till exempel jordar med lika stort innehåll av föroreningar skulle pH-värdet bättre kunna utvärderas eftersom det då skulle finnas lika stor halt av metaller att laka ut.

6 Diskussion

I detta kapitel diskuteras arbetets innehåll och de resultat som tagits fram i tidigare kapitel. Även vidare arbete inom området diskuteras och förslag ges till ytterligare utveckling av projektet.

6.1 Jämförelse mellan utlakning och totalhalt

Det huvudsakliga syftet med detta examensarbete var att se om man skulle kunna använda sig av totalhaltsanalyser för att bestämma utlakningen och därmed slippa använda sig av dyra skaktester i vissa fall. För de flesta metaller är det svårt att göra detta eftersom spridningen är så pass stor i diagrammen. Det krävs därför ytterligare studier för att mer ingående förstå vad det är som påverkar utlakningen och hur olika material lakar ut metaller. I vissa fall kan ett värde på totalhalten dock uppskattas, men frågan är om detta värde kan användas i verkligheten.

Ett problem med att det saknas mycket bakgrundsinformation för proverna är att det i diagrammen kan finnas trender som därför inte syns. Om exempelvis information om jordartstyp för varje prov hade funnits hade en indelning kunnat göras och möjliga trender för varje jordart hade kunnat visas. På detta sätt skulle man förhoppningsvis kunna dra slutsatser beroende på vilket material som ska deponeras. Även andra faktorer kan undersökas på samma sätt.

Tyvärr ligger många analyser i detta projekt under detektionsgränsen för de flesta metallerna. Detta är ett stort problem vid den statistiska bearbetningen eftersom dessa värden inte är korrekta utan endast står för ett högsta möjliga värde. Jag har valt att ändå använda dessa värden på grund av att de visar en ungefärlig halt i diagrammen. Prediktionsintervallen är endast menade att ses som ungefärliga intervall och de stämmer i de flesta fall bra med de intervall som fås när värden under detektionsgränsen inte är medräknade.

6.2 Begränsningar i jämförelsen

Det finns många faktorer som påverkar utlakningen av föroreningar och ofta verkar de tillsammans i ett komplext system (Berggren Kleja m.fl., 2006). Det är därför svårt att förutse exakt hur stor del av föroreningen som kommer att lakas ut från en deponi. Bedömningar kan behöva göras från fall till fall och då krävs utförlig information om exempelvis massornas sammansättning och egenskaper. Olika material har olika spridningsförutsättningar, vilket betyder att föroreningar lakas ut på olika sätt om man jämför till exempel lera och sand.

Lakteter kan aldrig jämföras helt med lakningen vid en deponi (Hållbar sanering, 2006a). Skillnader mellan lakteter och verkligheten har tagits upp i rapporten och dessa kan leda till stora skillnader i resultatet. Vid bedömning av resultaten från lakteter måste man därför förstå att de visar på en nivå som inte är exakt, utan att lakningen i verkligheten ligger någonstans i närheten av detta värde. Två tester som görs på prov från

samma material behöver inte ge samma resultat. Detta beror på att resultaten påverkas av det specifika provet och att det är omöjligt att få ut två exakt likadana jordprov. Koncentrationen av föroreningen kan även variera mellan olika jordprov tagna på samma område.

Ett laktest ger inte heller någon information om hur lakningen varierar med avseende på tiden. Resultatet från ett tvåstegs skaktest ger endast koncentrationen vid L/S-kvot 2 respektive 10, och det krävs mer avancerade tester för att undersöka lakningen över tiden (Wadstein m.fl., 2002). Till exempel kan perkolationstest användas för att få ut halter vid sju olika L/S-kvoter. Även dessa tester har sina nackdelar, men de ger ett bredare resultat med utlakade halter på kortare sikt, vilket kan vara viktigt speciellt för lösliga metaller som lakas ut fort. Problemet med att jämföra testerna med verkligheten kvarstår dock även för perkolationstesterna.

Även totalhaltsanalyser kan vara opålitliga i många sammanhang. Uppslutningen med olika syror skiljer sig mellan olika laboratorier och material. Att olika länder använder sig av olika metoder gör även jämförelser med utländska värden mer komplicerade.

6.3 Entreprenörens verklighet

Det som låter bra i teorin är inte alltid tillämpbart i verkligheten. För en entreprenör behövs en lösning som är bra i miljösynpunkt, men som även är praktiskt hanterbar. Att ett skaktest tar 20 dagar att utföra bidrar till svårigheter i hanteringen av massor som har schaktats upp och väntar på deponering.

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark är framtagna för att bedöma om jord kan ligga kvar inom ett område eller om området behöver saneras (Naturvårdsverket, 1997a). Vid en vanlig miljöteknisk markundersökning utförs endast totalhaltsanalyser och den ger därför ofta inte tillräcklig information inför vanliga schaktarbeten då det ofta är aktuellt att köra massor till en deponi. Inför upphandling av större schaktarbeten, särskilt i stadsmiljö, bör därför alltid resultat från skaktester ingå i förfrågningsunderlaget. Detta för att entreprenören ska kunna avgöra om massorna kan köras till en deponi för inert avfall.

6.4 Rekommendationer till fortsatt arbete

Det finns mycket som kan undersökas inom området för att bättre förstå sambandet mellan totalhalter och halter från skaktester. Exempelvis skulle mer utförliga analyser troligtvis öka förståelsen för hur olika syror påverkar totalhaltsanalyser och vad som lakas ut vid olika förhållanden vid ett skaktest. Bredare bakgrundsinformation, som till exempel kornstorleksfördelning och mineralogi skulle kunna bidra till en ökad kunskap om laktester och deras resultat.

En studie där exempelvis perkolationstest, skaktest och sekventiella lakförsök används för att undersöka utlakningen hos olika typjordar skulle kunna öka förståelsen för lakningen vid olika förhållanden och material. Det viktigaste tror jag dock är att det börjar göras utförligare tester vid undersökningar av förorenad mark och att en databas

kan börja byggas upp så snart som möjligt med resultat från dessa. På detta sätt sparar man pengar och den tid som läggs ner blir förhoppningsvis försumbar i det långa loppet.

Vid en undersökning av ett förorenat område är det viktigt att planera för framtiden. Ett sätt att spara både tid och pengar är att utföra skaktester redan innan de förorenade massorna grävs upp i de fall där massorna med stor säkerhet ska deponeras. Detta skulle troligtvis underlätta arbetet för de flesta inblandade. Problemet är att de som gör markundersökningen oftast inte behöver tänka på vad som ska hända med massorna efter undersökningen är utförd.

Ett annat sätt att spara pengar är att utveckla skaktesterna så att det blir billigare att göra skaktester. Till exempel skulle analystiden kunna minskas rejält från vad det tar att göra ett skaktest idag genom att effektivisera metoden och lägga mer resurser på laboratorier för skakförsök. Om provtagningstiden minskar kan även kostnaden minska och det skulle förmodligen leda till att det utförs fler skaktester.

Ett ämne där det finns mycket att undersöka i framtiden är antimon. I figur 5.1 syns det tydligt att det är en av de svåraste metallerna att tolka. Gränsvärdena för inert avfall för antimon är även ifrågasatta och bör utvärderas på nytt (Personlig kommunikation, Johan Magnusson, NCC Teknik).

Ytterligare ett sätt att utveckla studien är genom att utföra exempelvis faktoranalys eller principalkomponentanalys. Denna typ av analys kan användas för att förklara korrelationen mellan ett stort antal variabler. Multivariatmodellering har exempelvis tidigare gjorts med lakvattendata för att undersöka hur lakvattenmängd och avfall påverkar lakvattenkvaliteten (Avfall Sverige, 2007b).

7 Slutsatser

De slutsatser jag kommit fram till från detta examensarbete är följande.

- Det finns många begränsningar för att förutsäga den utlakade halten genom att titta på totalhalten. Vid samma totalhalt kan den utlakade halten skilja upp till fyra tiopotenser för vissa metaller.
- Det krävs att fler skaktester utförs för metaller när totalhalten ligger i närheten av MKM-värdet och högre för att säkert bestämma om schaktmassorna kan klassas som inert avfall. Under KM-värdet är skaktester med stor sannolikhet inte nödvändiga. Detta gäller för samtliga undersökta metaller förutom antimon, där resultatet visar på en stor osäkerhet.
- Det krävs utförligare analyser för att förstå vad som påverkar utlakningen hos olika material med olika egenskaper. Det är även viktigt att tester som görs redan nu vid markundersökningar kan bygga upp en databas med resultat som kan användas i framtiden.
- En vanlig miljöteknisk markundersökning, som utförs med endast totalhaltsanalyser, ger ofta inte tillräcklig information inför vanliga schaktarbeten, eftersom det då ofta är aktuellt att köra massor till en deponi. Inför upphandling av större schaktarbeten, särskilt i stadsmiljö, bör därför alltid resultat från skaktester ingå i förfrågningsunderlaget, för att entreprenören ska kunna avgöra om massorna kan köras till en deponi för inert avfall.
- Det lönar sig att göra skaktester. Det blir billigare för entreprenören att kunna deponera schaktmassorna på en deponi för inert avfall och då belastar massorna inte heller andra deponier.

8 Referenser

8.1 Tryckta referenser

- Andersson, M., 2006: *Markgeokemiska kartan - Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping*. Sveriges geologiska undersökning. K 45.
- Avfall Sverige, 2006: *Deponihandbok. Drift vid deponeringsanläggningar*. Uppdaterad 060727.
- Avfall Sverige, 2007a: *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor*. Rapport 2007:01.
- Avfall Sverige, 2007b: *Utvärdering av lakvattenkvalitet med multivariat analys*. Rapport D2007:04.
- Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N. & Norrström, A.C., 2006: *Metallers mobilitet i mark*. Naturvårdsverket Rapport 5536.
- Ekvall, A., von Bahr, B., Andersson, T., Lax, K., Åkesson, U., 2006: *Lakegenskaper för naturballast: Bergmaterial och moräner*. Värmeforsk. Rapport 961.
- EU:s mottagningskriterier, 2003: *EU-rådets beslut av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier*. 2003/33/EG.
- Gustafsson, J. P., Elert M., Berggren Kleja, D., Jarvis N., 2007: *Modeller för spridning av metaller från mark till vatten*. Naturvårdsverket. Rapport 5741.
- Hållbar sanering, 2006a: *Laktester för riskbedömning av förorenade områden: Huvudrapport och underlagsrapport 1a*. Rapport 5535.
- Hållbar sanering, 2006b: *Laktester för riskbedömning av förorenade områden*. Rapport 5558.
- Kjellin, J., 2004: *XRF-analys av förorenad mark – undersökning av felkällor och lämplig provbearbetning*.
- Lidelöw, S., 2004: *Environmental assessment of secondary construction materials*.
- McBride, M. B., 1994: *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.
- McLean, J. E., Bledsoe, B. E., 1992: *Behavior of metals in soils*. United States Environmental Protection Agency. EPA/540/S-92/018.

- Milton, J. S., Arnold, J. C., 1990: *Introduction to probability and statistics. Principles and applications for engineering and the computing sciences*. Andra upplagan.
- Naturvårdsverket, 1995: *Föroreningar i deponier och mark – Ämnens spridning och omvandling*. Rapport 4473.
- Naturvårdsverket, 1997a: *Generella riktvärden för förorenad mark – Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning, efterbehandling och sanering*. Rapport 4638.
- Naturvårdsverket, 1997b: *Bakgrundshalter i mark. Halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsort*. Rapport 4640.
- Naturvårdsverkets författningssamling, 2004: *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*. NFS 2004:10.
- Naturvårdsverkets författningssamling, 2005: *Naturvårdsverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*. NFS 2005:9.
- Naturvårdsverkets författningssamling, 2006: *Naturvårdsverkets allmänna råd till Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*. NFS 2006:10.
- Naturvårdsverket, 2007a: *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*. Remissversion 2007-10-19.
- Naturvårdsverket, 2007b: *Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Handbok 2007:xx.
- Suèr, P., Wadstein, E., 2005: *Lakmetoder för oorganiska ämnen. Underlagsrapport 1*. Naturvårdsverket.
- Svensk författningssamling, 2001a: *Förordning om deponering av avfall*. SFS 2001:512.
- Svensk författningssamling, 2001b: *Avfallsförordning*. SFS 2001:1063.
- Svensson, M., Sjöblom, R., Herrman, I., Ecke, H., 2005: *Selektiv mobilisering av energiaskor*. Värmeforsk. Rapport 931.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M., 1979: *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. Analytical Chemistry, 51(7): 844-851.

Van der Sloot, H. A., Hjelmar, O., Bjerre Hansen, J., Woitke, P., Lebon, P., Leschber, R., Bartet, B., Debrucker, N., 2001: *Validation of CEN/TC 292 leaching tests and eluate analysis methods prEN 12457 1-4, ENV 13370 and ENV 12506 in co-operation with CEN/TC 308*. ECN-C-01-117, ECN.

Wadstein, E., Fällman, A.-M., Larsson, L., Aurell, B & Helgesson, H., 2002: *Sammanställning av lakteter för oorganiska ämnen*. Naturvårdsverket. Rapport 5207.

8.2 Muntliga referenser

Fürst, Helena. Naturvårdsverket. 2008-03-05.

Magnusson, Johan. NCC Teknik Göteborg. 2008-06-12.

Norin, Malin. NCC Teknik Göteborg. 2008-05-15.

Stevens, Rodney. Göteborgs universitet. 2008-06-16.

Wadstein, Ebba. SGI Linköping. 2008-05-09.

Bilaga A Vägledning för entreprenörer

Allt material som man vill bli av med klassas som avfall. Detta betyder att även schaktmassor räknas som avfall och därför faller under deponeringsförordningen. Följande bilaga består av en vägledning för entreprenörer för att klassa schaktmassor som inert avfall. Vägledningen består av en inledande beskrivning av avfall följt av en arbetsgång i fem steg för klassning av schaktmassor.

Klassning av avfall

Det finns tre olika klasser för deponier. Dessa är följande.

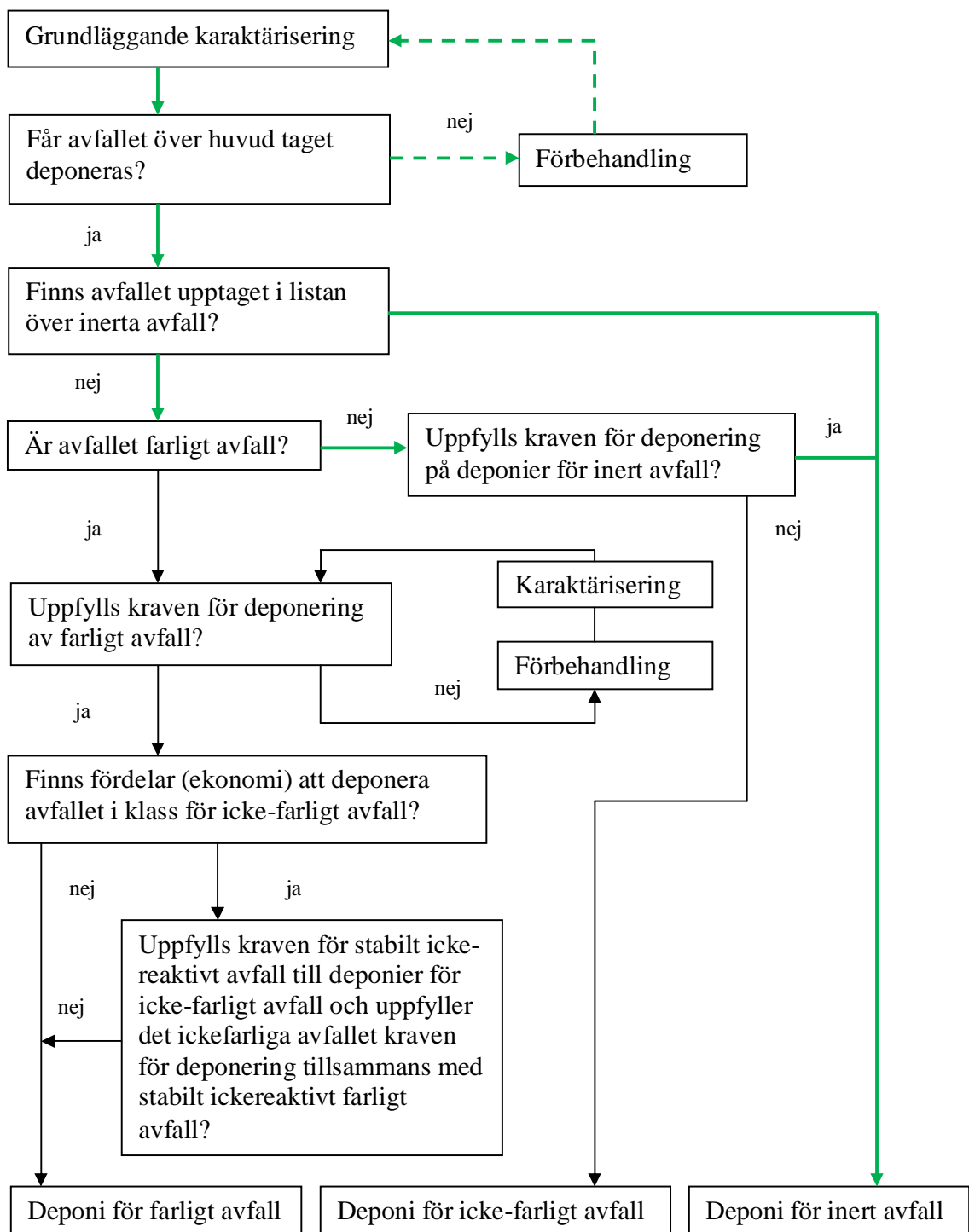
- Deponier för farligt avfall (tidigare klass 1)
- Deponier för icke-farligt avfall (tidigare klass 2)
- Deponier för inert avfall (tidigare klass 3)

Farligt avfall är avfall som kan vara skadligt för miljön eller för människors hälsa. Till exempel kan det farliga avfallet vara giftigt, brandfarligt, fosterskadande eller cancerframkallande. Icke-farligt avfall är avfall som inte är farligt enligt definitioner i miljöbalken.

Definitionen av inert avfall är enligt Svensk författningssamling följande. Inert avfall är avfall som inte genomgår några väsentliga fysikaliska, kemiska eller biologiska förändringar. Inert avfall löses inte upp, brinner inte och reagerar inte fysikaliskt eller kemiskt på något annat sätt, inte heller bryts det ner biologiskt eller inverkar på andra material som det kommer i kontakt med på ett sätt som kan orsaka skador på miljön eller människors hälsa. Den totala lakbarheten och det totala föroreningsinnehållet i avfallet samt ekotoxiciteten hos lakvattnet skall vara obetydliga och får inte äventyra kvaliteten på yt- eller grundvatten.

Arbetsgång för klassning av schaktmassor som inert avfall

Avfall Sverige (tidigare RVF) har i sin deponihandbok ett flödesschema för hur avfall ska kunna klassas i någon av de tre deponiklasserna. Med utgångspunkt från flödesschemat i *Avfall Sveriges* deponihandbok följer här en arbetsgång som är specifik för schaktmassor med inriktning på att se om de kan klassas som inerta. Arbetsgången för inert avfall genom flödesschemat i figur A.1 är markerad med grön färg.



Figur A.1 Flödesschema för bestämning av deponiklass (Avfall Sverige, 2006).

Här följer en genomgång av de fem olika rutorna som berör inert avfall och vad de i praktiken betyder för schaktmassor.

Ruta 1. Grundläggande karaktärisering

Allt avfall som deponeras måste genomgå en grundläggande karaktärisering. Producenten av avfallet är skyldig att se till att karaktäriseringen utförs korrekt. Ett exempel på en blankett för karaktärisering finns i bilaga B. En grundläggande karaktärisering är helt enkelt en beskrivning av avfallet. Uppgifterna som tas fram ska dokumenteras skriftligt och sparas i tio år.

Nedan följer en uppställning av frågor som kan ställas och exempel på lämpliga uppgifter som kan lämnas för schaktmassor. Det är möjligt att vissa uppgifter som ska lämnas vid en grundläggande karaktärisering inte går att svara på förrän man gått igenom hela schemat.

A. Avfallsproducent och avfallens ursprung?

Förslag till svar: Fastighetsägare/verksamhetsutövare och fastighetsbeteckning eller adress.

B. Vilka processer har givit upphov till avfallet?

Förslag till svar: Schaktning.

C. Vilken behandling har avfallet genomgått?

Beskriv t.ex. om återvinning eller sortering har skett av massorna.

D. Avfallsets sammansättning och urlakningsegenskaper?

Beskrivning av schaktmassornas innehåll, t.ex. lera, sten, jord etc. Bifoga eventuella analyser.

E. Den sexsiffriga avfallskoden?

Avfallskoden för inerta jordmassor är 17 05 04.

F. Kan avfallet tas emot på en inertdeponi enligt undantagen i NFS 2004:10, 24 §?

Om det inte finns någon anledning att misstänka att massorna är förorenade kan de gå direkt till en deponi för inert avfall (se vidare under ruta 3 nedan).

Ruta 2. Får avfallet över huvud taget deponeras?

Ett avfall måste i regel förbehandlas innan deponering. Förbehandling när det gäller schaktmassor innebär främst sortering. Om det finns annat material i massorna som till exempel kemiska ämnen, bildäck, asfaltskakor, brännbart avfall eller organiskt avfall, kan detta behöva sorteras ut före deponering. Om mindre mängder av dessa material finns i massorna kan en särskild bedömning behöva göras. Kontakta i detta fall verksamhetsutövaren för deponin.

Vid en sortering i fraktioner kan kanske vissa delar av schaktmassorna användas till exempelvis återvinning då större fraktioner ofta har ett lägre föroreningsinnehåll. Det kan även bli billigare att deponera vissa fraktioner på grund av detta.

Ruta 3. Finns avfallet upptaget i listan över inerta avfall?

I NFS 2004:10, 24 § står följande:

Avfall som omfattas av följande förteckning och som har ett och samma ursprung och inte är förorenat får tas emot vid deponier för inert avfall utan att behöva genomgå provning.

Om det finns anledning att misstänka att avfallet överskrider uppsatta gränsvärden i 22 eller 23 §§ skall det provas.

Tabell A.1 Avfall som utan provning får tas emot vid deponier för inert avfall (NFS 2004:10).

| <i>Avfallskod</i> | <i>Karaktisering</i> | <i>Begränsningar</i> |
|-------------------|---|--|
| 10 11 03 | Glasfiberavfall | Endast utan organiska bindemedel |
| 15 01 07 | Glasförpackningar | |
| 17 01 01 | Betong | Endast sorterat och utvalt bygg- och rivningsavfall |
| 17 01 02 | Tegel | Endast sorterat och utvalt bygg- och rivningsavfall |
| 17 01 03 | Klinker och keramik | Endast sorterat och utvalt bygg- och rivningsavfall |
| 17 01 07 | Blandning av betong, tegel, klinker och keramik | Endast sorterat och utvalt bygg- och rivningsavfall |
| 17 02 02 | Glas | |
| 17 05 04 | Jord och sten | Inte matjord och torv och inte heller jord och sten från förorenade områden |
| 19 12 05 | Glas | |
| 20 01 02 | Glas | Endast separat insamlat glas |
| 20 02 02 | Jord och sten | Endast från trädgårds- och parkavfall. Inte matjord och torv. |

Jordmassor som inte är förorenade behöver inte provas. Om det däremot finns anledning att misstänka att avfallet överskrider uppsatta gränsvärden i NFS 2004:10, 22 eller 23 §§ skall det provas. Om massorna kommer från ett opåverkat område finns det normalt ingen anledning att misstänka att de är förorenade. Kommer massorna från ett område med exempelvis bensinstation, träimpregnering eller annan industriell verksamhet bör man gå vidare med analyser. Finns totalhaltsanalyser kan diagrammen för metaller i kapitel 5 ge en viss ledning om lakegenskaperna.

Avfallskoden för schaktmassor är 17 05 04. Det gäller inte för matjord, torv eller förorenade massor. Anledningen till att matjord och torv måste provas är att det organiska innehållet är för högt. Om schaktmassorna t.ex. innehåller en mindre mängd matjord bör man kontakta verksamhetsutövaren.

I och med att schaktmassor skall provas om det finns misstanke för förorening finns det en viss osäkerhet i paragrafen, vilket kan ge svårigheter i bedömningen.

Ruta 4. Är avfallet farligt avfall?

Farligt avfall med avseende på totalhalter får ej läggas på en deponi för inert avfall även om utlakningen av föroreningar skulle uppfylla kraven. För vägledning om i vilka fall schaktmassor räknas som farligt avfall hänvisas till rapporten *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Rapport 2007:01* från Avfall Sverige. Tabell A.2 visar de rekommenderade haltgränserna som används för klassificeringen. Om massorna överskrider haltgränserna kan de bedömas som farligt avfall och får ej läggas på en deponi för inert avfall.

Tabell A.2 Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för klassificering av förorenade massor som farligt avfall (Avfall Sverige, 2007a).

| <i>Metaller</i> | <i>FA-gräns (mg/kg TS)</i> |
|-------------------------|----------------------------|
| Antimon | 10 000 |
| Arsenik | 1 000 |
| Barium | 10 000 |
| Bly | 2 500 |
| Kadmium lösligt* | 100 |
| Kadmium icke lösligt* | 1 000 |
| Kobolt lösligt* | 100 |
| Kobolt icke lösligt* | 2 500 |
| Koppar | 2 500 |
| Krom VI | 1 000 |
| Krom total | 10 000 |
| Kvicksilver, oorganiskt | 1 000 |
| Kvicksilver, organiskt | 500 |
| Molybden | 10 000 |
| Nickel lösligt* | 100 |
| Nickel icke lösligt* | 1 000 |
| Vandin | 10 000 |
| Zink | 2 500 |

| <i>Organiska ämnen</i> | <i>FA-gräns (mg/kg TS)</i> |
|---------------------------------|----------------------------|
| Fenoler | 10 000 |
| Klorfenoler (ej pentaklorfenol) | 2 500 |
| Pentaklorfenol | 1 000 |
| Klorbensener (ej HCB) | 2 500 |
| Hexaklorbensen | 50 |
| Flyktiga halogenerade kolväten | 1 000 |
| BTEX | 1 000 |
| Alifatiska kolväten C6-C10 | 1 000 |
| Alifatiska kolväten C10-C16 | 10 000 |
| Alifatiska kolväten C16-C35 | 10 000 |
| Aromatiska kolväten C8-C10 | 1 000 |
| Aromatiska kolväten C10-C35 | 1 000 |
| Naftalen | 2 500 |
| Cancerogena PAH | 100 |
| Övriga PAH | 1 000 |
| PCB-7 | 10** |
| Dioxin | 0,015 |
| Bekämpningsmedel A | 50 |
| Bekämpningsmedel B | 250 |
| Bekämpningsmedel C | 1 000 |

| Övriga ämnen | FA-gräns (mg/kg TS) |
|----------------------|----------------------------|
| Cyanid (lättlösligt) | 1 000 |

* Lättlösligt respektive icke lättlösligt avser högre resp lägre löslighet än 1 mg/l

** Baseras på antagandet att PCB-7 utgör 20% av det totala innehållet av PCB-föreningar där FA-gränsen för PCB-tot är 50 mg/kg TS

Ruta 5. Uppfylls kraven för deponier för inert avfall?

Gränsvärden för deponier för inert avfall finns angivna i NFS 2004:10, under 22 och 23 §§. Dessa paragrafer redovisas nedan. Schaktmassor räknas som avfall som inte genereras regelbundet. För denna kategori används gränsvärdena vid L/S 10. Avfallet ska undersökas med antingen skakttest (SS-EN 12457-3) eller perkolationstest (prCEN/TS 14405).

22 § Avfall som får tas emot vid deponier för inert avfall får inte överskrida följande gränsvärden för utlakning:

Tabell A.3 Gränsvärden för utlakning för deponier för inert avfall (NFS 2004:10).

| Beståndsdel | c_0 (L/S = 0,1 l/kg) mg/l | L/S = 10 l/kg mg/kg torrsubstans |
|------------------------------------|---|---|
| Arsenik | 0,06 | 0,5 |
| Barium | 4 | 20 |
| Kadmium | 0,02 | 0,04 |
| Krom total | 0,1 | 0,5 |
| Koppar | 0,6 | 2 |
| Kvicksilver | 0,002 | 0,01 |
| Molybden | 0,2 | 0,5 |
| Nickel | 0,12 | 0,4 |
| Bly | 0,15 | 0,5 |
| Antimon | 0,1 | 0,06 |
| Selen | 0,04 | 0,1 |
| Zink | 1,2 | 4 |
| Klorid | 460 | 800 |
| Fluorid | 2,5 | 10 |
| Sulfat | 1500 | 1000(*) |
| Fenolindex | | 1 |
| DOC (**) | 160 | 500 |
| Torrsubstans för (***) lösta ämnen | | 4000 |

(*) Om avfallet överskrider dessa gränsvärden för sulfat kan det ändå anses överensstämma med mottagningskriterierna om utlakningen inte överskrider något av följande värden: 1500 mg/l som C_0 där L/S = 0,1 l/kg och 6000 mg/kg där L/S = 10 l/kg. I detta fall är gränsvärdet för torrsubstans för lösta ämnen inte tillämpligt.

(**) Om avfallet överskrider dessa gränsvärden för löst organiskt kol (DOC) vid dessa egna pH-värde kan det alternativt provas vid L/S = 10 l/kg och pH mellan 7,5 och 8,0. Avfallet kan anses uppfylla mottagningskriterierna för DOC om resultaten av denna undersökning inte överskrider 500 mg/kg. (Ett förslag till en metod utgående från prCEN/TS 14429 finns tillgängligt).

(***) Värdet för torrsubstans för lösta ämnen kan användas som alternativ till värdena för sulfat och klorid.

23 § Utöver gränsvärdena för utlakning i 22 § får avfallet inte heller överskrida följande gränsvärden för totalhalt av organiska parametrar för att få tas emot vid en deponi för inert avfall.

Tabell A.4 Gränsvärden för totalhalt av organiska parametrar för deponier för inert avfall (NFS 2004:10).

| <i>Parameter</i> | |
|---|-----------------------|
| TOC (totalt organiskt kol) | 3 % |
| BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylen) | 6 mg/kg |
| PCB (Polyklorinerade bifenyler) (7 kongener) | 1 mg/kg |
| Mineralolja (C10 till C40) | 500 mg/kg |
| Summa cancerogena PAH (benso(a)antracen, chrysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och dibens(a,h)antracen) | 10 mg/kg torrsubstans |
| Summa övriga PAH (naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren och benso(ghi)perylen) | 40 mg/kg torrsubstans |

Verksamhetsutövaren för deponin kan enligt NFS 2005:9 under vissa förutsättningar söka dispens för att ovanstående parametrar kan överskridas. Kontakta verksamhetsutövaren för deponin om det uppstår tveksamheter runt enskilda parametrar.

Bilaga B Blankett för grundläggande karaktärisering



- Skälebräcke
 Kross Tagene

NR:

Anmälan om införsel av jord- och schaktmassor

Ifylls av leverantör och mottagare

1. Uppgifter om jord- och schaktmassornas ursprung

| | |
|---|-----------------------------------|
| Kommun, adress/fastighetsbeteckning | Fastighetsägare |
| Nuvarande fastighetsanvändning | Ev. tidigare fastighetsanvändning |
| Orsak till schaktning eller bortförsl av massor | |

2. Uppgifter om huvudman/transportör och mängd

| | |
|---------------------------|----------------------|
| Huvudman (avfallslämnare) | Organisationsnummer |
| Gatuadress | Postnummer och ort |
| Kontaktperson | Telefon/mobiltelefon |

| | |
|----------------------------|-------------|
| Transportör (Företag/Namn) | Bil nr |
| Antal lass | Mängd (ton) |

3. Karaktärisering av jord- och schaktmassor (Kryssa för rätt alternativ)

| | |
|--|--|
| a) Typ av massor: <input type="checkbox"/> Morän <input type="checkbox"/> Silt, lera <input type="checkbox"/> Sand <input type="checkbox"/> Fyllnadsmassor (makadam, grus, sand, blandade jordmassor) <input type="checkbox"/> Matjord <input type="checkbox"/> Annat: | |
| b) Kommer massorna från en fastighet där industriverksamhet eller saneringsarbeten förekommit, eller där det historiskt sätt förekommit någon form av utsläpp? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| c) Finns det eller har det funnits avfallsupplag, kemikalieupplag, cisterner/tankar, oljeavskiljare eller ledningar i mark kan ha förorenat mark och grundvatten? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| d) Är massorna osorterade och/eller har avvikande lukt eller färg? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| e) Har massorna uppstått vid schaktning av vägbank, bangård eller banvallar? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| f) Har tankning av petroleumprodukter skett på platsen? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| g) Har bekämpningsmedel använts på platsen? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| h) Har några olyckor inträffat på fastigheten ex spill, brand, explosion? | <input type="checkbox"/> Ja <input type="checkbox"/> Nej |
| Om ni svarat ja på någon av ovanstående frågor (b-h) skall en miljöteknisk bedömning eller annan förklaring bifogas som bekräftar att massorna är utan risk för negativ miljöpåverkan. Följande bifogas protokollet: <input type="checkbox"/> Miljöteknisk bedömning <input type="checkbox"/> Annan bedömning | |

4. Underskrift av leverantör

| | |
|----------------------------------|-------------|
| Datum | Underskrift |
| Namnförtydligande och befattning | |

5. Underskrift av NCC Roads AB, Sverige Sydväst

| | |
|---|-------------|
| Följande händer med massorna: <input type="checkbox"/> Massorna godkänns <input type="checkbox"/> Massorna godkänns inte <input type="checkbox"/> Massorna läggs på mellanupplag nr: | |
| Datum | Underskrift |
| Namnförtydligande och befattning | |

NCC Roads AB, Sverige Sydväst – Skälebräcke, Skälebräcke 145, 442 49 Kungälv, Tfn 0303-185 50, Fax 0303-644 70
NCC Roads AB, Sverige Sydväst – Kross Tagene, Tagenevägen 42, 425 37 Hisings-Kärra, Tfn 031-57 85 20, Fax 031-57 85 64

Se instruktion på baksidan



Instruktion för införsel av jord- och schaktmassor

Anmälan

Anmälan ska göras till ansvarig på NCC Roads AB innan jord- och schaktmassorna förs in. Den som ger upphov till massorna ska göra den första karaktäriseringen av jord- och schaktmassor och fylla i blanketten ”**Anmälan om införsel av jord- och schaktmassor**”. Om kunskap saknas får leverantören skaffa sig den kunskap som behövs eller ge någon uppdrag att utföra karaktäriseringen.

Samtliga jord- och schaktmassor som tas emot på anläggningen ska vara utan risk för negativ miljöpåverkan. Massornas ursprung, samt vilken typ av verksamhet som bedrivits på platsen måste klargöras. Massor som exempelvis kommer ifrån stadsmiljö, väg- eller järnvägsbankar eller andra potentiellt förorenade områden kan vara förorenade. **Om schaktmassorna misstänks vara förorenad ska prov tas för att fastställa graden av förorening.**

Bedömningen om jord- och schaktmassor är förorenade eller ej utgår från Naturvårdsverkets rapport 4638 ”Generella riktvärden för förorenad mark” och rapport 4889 ”Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer”. Information om vilka föroreningshalter som gäller vid avlämning av massor kan fås av platschef, försäljningsansvarig eller vågpersonal.

Miljöteknisk bedömning

Om jorden misstänks vara förorenad ska jordprover tas för att fastställa att massorna är utan risk för negativ miljöpåverkan.

Provtagning utförs av kontrollant med tidigare erfarenhet av liknande miljökontroller. **Bifoga den miljötekniska bedömningen till anmälan.** Om hjälp önskas med provtagning av massorna kan NCC Roads AB utföra denna tjänst mot en fastställd kostnad.

NCC Roads AB utför stickprov på de avlämnade massorna. Avlämnade massor med en föroreningsgrad överstigande de anvisade riktvärdena kommer att avvisas och skickas till godkänd deponi på leverantörens bekostnad.