

Förändring av spridningsförutsättningar vid schaktning av förorenade massor



Examensarbetet vid Mälardalens Högskola
i samarbete med Ramböll



Utfört av Emma Platesjö

Västerås, oktober 2010

Abstract

One of the most common ways of soil remediation in Sweden is to excavate the masses that are contaminated and transport them to a landfill. The pollution levels that are acceptable to remain in the ground consist either of general guideline values or site-specific guideline values. When a soil remediation shall be performed, masses with lower pollution levels that are meeting the general or the site-specific guidelines values sometimes are excavated and temporarily stored in the area waiting to be used for refilling. This procedure has however been questioned by the authorities because there are uncertainties about what happens to the spread of contamination in the masses when they are excavated, temporarily stored and then used for refilling. The purpose of this study is therefore to find out what importance the excavation, temporarily storing and refilling have for the spread of pollutants. In the study the pollutants have been delineated to include the most common pollutants in Swedish soils, including heavy metals as arsenic, lead, mercury and zinc and organic pollutants as PAH and petroleum products.

The study is divided into two parts. The first part consists of a literature study where the environmental legislation is discussed and processes that are important for the immobilisation, spread and transport of pollutants are described. The second part is an interview study with the purpose to find out the state of knowledge of professionals in the industry. The mean of the interviews is also to investigate how different authorities are working with questions about using masses that qualify the general or site-specific guideline values for refilling.

The literature study shows that the most important processes for immobilization of metals are precipitation and adsorption. The metals are transported in pore water or groundwater as free ions or in complexes with solved materials. Adsorption is an important process for the immobilization of organic pollutants as well. The construction and size of the organic contaminant determine how the pollutant will occur in the ground. Some of the organic contaminants have volatile properties which can transport them through the soil by diffusion. Factors that can affect the spread of contaminants when the masses are excavated, temporarily stored and used for refilling are changes in pH-values or oxygen conditions as well as increased wind or water erosion.

On major difference of opinion between consultants and authorities is that consultants generally think that masses containing higher levels of pollutants can be used for refilling. The interview study also shows that the most important factors that affects the decisions concerning refilling with contaminated masses are the pollutants and the pollutant levels. Environmental aims developed by the government are also of importance. Beyond this factors affects the decisions are knowledge behind the project, future land use, costs, needs, questions of transports, background levels and possibilities to file.

Keywords: föroreningsspridning, återfyllnad, riktvärden, beslutsfattande, försiktighetsprincipen, giftfri miljö

Förord

Detta examensarbete har utförts inom civilingenjörsprogrammet i samhällsteknik med inriktning miljöteknik på Mälardalens högskola vid Akademin för hållbar samhälls- och teknikutveckling. Examensarbetet motsvarar 30 högskolepoäng på avancerad nivå. Arbetet har skett på uppdrag av konsultföretaget Ramböll Sverige AB i Västerås inom ämnesområdet förorenad mark. Detta är ett ämne som jag under min utbildning har kommit att intressera mig för mer och mer.

Examinator för detta examensarbete har varit Vesna Djokic' på Mälardalens högskola i Västerås. Till henne vill jag framföra ett stort tack för alla givande samtal samt den handledning med synpunkter och kommentarer som hon har givit under arbetets gång. Arbetssättet vi använt oss av har varit mycket bra för mig och ständigt fört mitt examensarbete framåt i rätt riktning. Tack, även till Ingrid Johansson på Mälardalens högskola som med sin kunskap och erfarenhet har hjälpt mig med sammanställningen av intervjustudien.

Jag vill tacka min handledare på Ramböll, Erica Tallberg, för alla bra synpunkter samt den vägledning som hon har givit mig på både litteraturstudie och intervjustudie. Tack, även till Jan Andersson på Ramböll som under arbetets gång ständigt uppdaterat sig om arbetets framfart och fungerat som ett bollplank när jag fastnat. Jag uppskattar även den chans han har givit mig att få en inblick i konsultyrket.

Jag vill dessutom tacka den referensgrupp som fungerat som stöd och granskare under examensarbetets gång. Referensgruppen har utgjorts av Anna Karlsson, Anna Kruger, Anna-Lena Olsson och Karin Samuelsson. Under de två möten vi haft har ni kommit med mycket intressanta åsikter och förbättringsförslag kring både litteraturstudien och intervjustudien.

Till sist vill jag tacka alla de personer som ställt upp och medverkat i intervjustudien. Utan er hade examensarbetet inte gått att slutföra eftersom er medverkan utgjort underlag för stora delar av rapporten, däribland diskussionen.

Västerås, oktober 2010

Emma Platesjö

Sammanfattning

Den dominerande metoden för efterbehandling av förorenad mark i Sverige sker i huvudsak genom schaktning och transport av massor till godkänd avfallsmottagare för deponering. För att komma åt de massor som ska efterbehandlas eller som av andra tekniska skäl måste tas bort är det ibland nödvändigt att de övre jordlagren innehållande lägre föroreningsmängder schaktas upp och mellanlagras. Om dessa jordmassor innehåller föroreningshalter som underskrider de generella eller platsspecifika riktvärdena kan de, när det utschaktade området ska fyllas igen, vara aktuella som återfyllnadsmaterial. Ofta ställs högre krav på de massor som ska användas för återfyllning än på de massor som får ligga kvar i marken. En av anledningarna till detta är att det råder osäkerheter kring vilken betydelse schaktningen, mellanlagringen och återfyllanden har för förändringar i förorenings spridningsförutsättningar. Eventuella förändringar i spridningsförutsättningar är därför något som konsultföretaget Ramböll Sverige AB vill undersöka närmare genom detta examensarbete.

Arbetet syftar till att ta reda på vilka processer som är av betydelse för förorenings spridningsförutsättningar och hur dessa påverkas vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad med förorenade massor. De föroreningar som undersöks i arbetet har avgränsats till arsenik, bly, kvicksilver, zink, petroleumprodukter och PAH:er. Examensarbetet syftar också till att ta reda på hur kunskapsläget kring förändringar i förorenings spridningsförutsättningar ser ut bland yrkesverksamma inom branschen. Dessutom ska det i arbetet undersökas vilka faktorer som är av betydelse för myndigheternas beslut gällande återfyllnad med förorenade massor och hur man arbetar med dessa frågor. Detta sker genom en intervjustudie med yrkesverksamma myndigheter och konsulter inom området.

Vid arbete med schaktning av förorenade massor ska en anmälan göras till berörd tillsynsmyndighet. Genom det beslutet som fattas efter anmälan regleras olika faktorer, däribland vilka massor som får användas som återfyllnadsmaterial i schaktgroparna. Beslut om återfyllnad grundas i sin tur på den gällande miljölagstiftningen samt på de normer och mål som finns. Miljöbalken (1998:808) är den lagstiftning som används för reglering av återfyllnad med förorenade massor. Aktuella kapitel i balken är 2, 9 och 15 kap. I andra kapitlet, de allmänna hänsynsreglerna, är det främst *försiktighetsprincipen* (2:3 MB) och *hushållningsprincipen* (2:5 MB) som tillämpas. Dessutom görs en rimlighetsavvägning där nyttan av åtgärderna vägs mot bland annat de ekonomiska kostnaderna.

De 16 nationella miljökvalitetsmålen syftar till att främja människors hälsa, värna den biologiska mångfalden och naturmiljön, ta till vara på de kulturhistoriska värdena och kulturmiljön, bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga samt att trygga en god hushållning av naturresurser. De miljökvalitetsmål som berör återfyllnad med förorenade massor är framförallt en *giftfri miljö*, *begränsad klimatpåverkan* samt en *god bebyggd miljö*.

Det finns flera faktorer som påverkar metallernas fastläggningsprocesser i marken. Fastläggningen bestäms bland annat av jordart, jordtextur, pH samt jordens förmåga att hålla kvar metaller genom katjonbytes- eller anjonbyteskapacitet. De viktigaste processerna för metallers fastläggning i mark är utfällning och adsorption. Metaller kan transporteras med mark- eller grundvattnet antingen som fria joner eller komplexbundet till löst material. För bly, kvicksilver och zink ökar mobiliteten när redoxförhållandena övergår från reducerande till oxiderande. pH är också av stor betydelse för metallernas fastläggning, spridning och transport. Bly förekommer liksom kvicksilver och zink som katjoner i marken vilket innebär att de lättare adsorberas vid höga pH-värden. Adsorption av de tre metallerna sker främst till organiskt material eller till lermineral. Arseniks mobilitet i marken minskar också under

reducerande förhållanden. Däremot adsorberas halvmetallen lättare vid låga pH-värden och då främst till Fe- och Al-oxider.

Det är viktigt att känna till hur en organisk förorenings struktur ser ut samt dess fysiokemiska egenskaper för att kunna avgöra hur den kommer att uppträda i marken. Strukturen på marken och vilket material den består av är också högst väsentligt för de organiska föroreningarnas fastläggning, spridning och transport. Vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad sprids petroleumprodukter och lättare PAH:er genom diffusion och därefter förångning till luften. Petroleumprodukter och PAH:er adsorberas främst till organiskt material. Ju längre kolkedjor eller ju fler bensenringar föroreningarna är uppbyggda av desto större blir deras benägenhet att adsorberas, samtidigt som deras förmåga att lösa sig i vatten minskar.

De viktigaste faktorerna för förändringar av spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad är ändringar i syre- och pH-förhållandena samt ökad vind- och vattenerosion.

Examensarbetets andra del, intervjustudien, utgörs av kvalitativa intervjuer vilket innebär att formuleringen av frågorna har varit raka och enkla samtidigt som de svar som erhållits blivit mycket komplexa och omfattande. För att kunna upptäcka skillnader och likheter i uppfattningar och arbetsmetoder har myndighetspersoner på kommuner och länsstyrelsen samt konsulter som är verksamma inom branschen intervjuats.

De viktigaste skillnaderna i uppfattningar kring återfyllnad med förorenade massor är att konsulter ofta anser att massor innehållande högre föroreningshalter kan användas i större utsträckning. Konsulter och myndighetsutövare har olika utgångspunkter när det gäller återfyllnad med förorenade massor. Konsulter arbetar för att göra sin kund nöjd genom att hitta den bästa lösningen för denne, ur en såväl ekonomisk som en miljömässigt korrekt utgångspunkt. Myndighetsutövare har däremot en annan utgångspunkt, dessa ska påvisa brister och kunskapsluckor genom att se till att lagar, regler och andra vägledningar upprätthålls och på så sätt uppnå de bästa miljömässiga resultaten. Intervjustudien visade också att det finns skillnader i arbetsmetoder mellan olika myndigheter. De flesta intervjuade konsulter ansåg att det var stor skillnad i resonemang och beslut hos myndighetspersoner som arbetat länge i branschen i jämförelse med dem som inte har lika stor erfarenhet av återfyllnad med förorenade massor.

Av examensarbetet kan slutsatsen dras att det sker en förändring av spridningsförutsättningar när massor schaktas, mellanlagras och sedan används för återfyllnad. Det behöver inte alltid innebära att föroreningsspridningen ökar eftersom vissa föroreningar blir mindre mobila, förångas eller lättare bryts ner vid omblandning av massorna under markarbeten.

De punkter som myndigheterna tar hänsyn till vid beslut gällande återfyllnad med förorenade massor är vilka *förorenade ämnen* samt vilka *halter* och *mängder* det rör sig om, *miljökvalitetsmålen* (främst en giftfrimiljö, därefter en begränsad klimatpåverkan), *kunskap bakom projektet* (riskbedömning), *markanvändning* (långsiktiga perspektiv), *kostnader*, *behov* (tillgång på massor), *transportfrågan* (avstånd till närmsta deponi), *bakgrundshalter* samt *möjlighet till dokumentation*.

Innehållsförteckning

1 INLEDNING	4
1.1 BAKGRUND	4
1.2 PROBLEMFORMULERING	5
1.3 SYFTE OCH MÅLSÄTTNING	5
1.4 AVGRÄNSNING	6
1.5 METOD	6
2 KUNSKAPSÖVERSIKT	7
2.1 MILJÖLAGSTIFTNING	8
2.2 MILJÖKVALITETSMÅL	9
2.3 METALLER I MARK	10
2.3.1 Metaller fastläggningsprocesser	10
2.3.2 Metaller förekomst i vatten	17
2.3.3 Spridning och transport av metaller	19
2.3.4 Vanliga tungmetallföroreningar	21
2.4 ORGANISKA FÖRORENINGAR I MARK	24
2.4.1 Organiska föroreningars olika faser	24
2.4.2 Organiska föroreningars fastläggningsprocesser	25
2.4.3 Spridning och transport av organiska föroreningar	27
2.4.4 Organiska föroreningars transformationsprocesser	29
2.4.5 Vanliga organiska föroreningar	31
2.5 FÖRÄNDRADE MARKFÖRHÅLLANDEN HOS SCHAKTADE MASSOR	33
2.6 FÖRÄNDRING I FÖRORENINGARS SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR HOS SCHAKTADE MASSOR	35
2.7 SAMMANSTÄLLNING KUNSKAPSÖVERSIKT	36
3 INTERVJUSTUDIE	38
3.1 METODIK	38
3.1.1 Medverkande i intervjuerna	38
3.1.2 Tillvägagångssätt	39
4 RESULTAT	39
4.1 GEMENSAMMA FRÅGOR	40
4.2 MYNDIGHETER	43
4.3 KONSULTER	44
5 DISKUSSION	45
5.1 FÖRÄNDRING I FÖRORENINGARS SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR VID SCHAKTNING, MELLANLAGRING OCH ÅTERFYLLNAD	45
5.2 BETYDANDE LAGAR, REGLER OCH MILJÖKVALITETSMÅL FÖR BESLUTFATTANDE GÄLLANDE ÅTERFYLLNAD MED FÖRORENADE MASSOR	47
5.3 ANDRA BAKOMLIGGANDE FAKTORER FÖR BESLUTFATTANDE GÄLLANDE ÅTERFYLLNAD MED FÖRORENADE MASSOR	50
6 SLUTSATSER	51
7 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE	53
REFERENSER	54
LITTERATUR	54
PERSONLIGA KONTAKTER	55
ELEKTRONISKA KÄLLOR	56

BILAGOR

BILAGA 1 - FRÅGEFORMULÄR

BILAGA 2 - FRÅGOR OCH SVAR MYNDIGHETER

BILAGA 3 - FRÅGOR OCH SVAR KONSULTER

Ordlista och förklaringar

Adsorptionssiter	Bindningsmöjligheter på fast material dit olika ämnen kan adsorberas
AEC	Anjonbyteskapacitet (Anion exchange capacity)
BTEX	Föroreningar bestående av enkla aromatiska kolväten (Bensen, Toluen, Etylbensen och Xylen)
CEC	Katjonbyteskapacitet (Cation exchange capacity)
Centraljon	Jon som tillsammans med en ligand bildar ett komplex
Dissociering	Process som sker när en vätejon avges från en vattenmolekyl
DNAPL	Vätskor som har högre densitet än vatten och som därmed sjunker (Dense Non Aqueous Phase Liquid)
DDD	Nedbrytningsprodukt av bekämpningsmedlet DDT som bildas under syresatta förhållanden (Diklordifenylldikloroetan)
DDE	Nedbrytningsprodukt av bekämpningsmedlet DDT som bildas under syrefria förhållanden (Diklorodifenylldikloroetylen)
DDT	Klorerat kolvätet som har använts som bekämpningsmedel mot insekter (Diklordifenyltriklormetylmetan)
Dehalogenering	Ersättandet av halogener på en organisk förening med väteatomer
DOC	Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon)
EBH-databas	Gamla MIFO-databasen där föroreningssituation registreras av myndigheter (Efterbehandling)
Hydrationsvatten	Vatten bundet till ytan på markpartiklar
Hydrolys	Reaktion mellan ett ämne och en vattenmolekyl varpå en bindning bryts och en ny kemisk förening uppstår
Innersfärskomplex	Starkt komplex som saknar hydrationsvatten
KM	Känslig markanvändning
Kolloidpartikel	En partikel som är mycket finfördelad i ett annat medium, t.ex. vatten
K_s	Löslighetsprodukten, beskriver de ingående reaktanternas koncentration i jämvikt med utfällningsprodukten i en utfällningsreaktion
L/S	Fördelning mellan vätskefas (liquid) och fast fas (solid) i ett lakttest

Ligand	Ämne som tillsammans med en eller flera centraljoner bildar ett komplex
LNAPL	Vätskor som har lägre densitet än vatten och som därmed flyter (Light Non Aqueous Phase Liquid)
Lågpermeabla material	Material som har låg genomläpplighetsförmåga, t.ex. lera
MB	Miljöbalken (1998:808)
MKM	Mindre känslig markanvändning
Mättad zon	Zonen i marken under grundvattenytan
NAPL	Vätskor som inte löser sig i vatten (Non Aqueous Phase Liquid)
Oktettregeln	Förmågan hos atomer att fylla det yttersta skalet med åtta elektroner för att uppnå ädelgasstruktur (gäller inte väte och helium)
Omättad zon	Zonen i marken ovanför grundvattenytan
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
Polyvalent jon	Jon som har mer än en laddning, t.ex. Pb^{2+} eller AsO_4^{3-}
SGI	Sveriges Geotekniska Institut
USEPA	USA:s motsvarighet till Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency)
Yttersfärskomplex	Svagare komplex sammanlänkat med hydrationsvatten

1 Inledning

Detta examensarbete behandlar området förorenad mark och syftar till att beskriva hur föroreningsars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad med förorenade massor. Med mellanlagring av massor avses i denna rapport lagring på plats i avvaktan på borttransport eller i avvaktan på återanvändning. Arbetet syftar även till att beskriva hur kunskapsläget ser ut inom branschen. I följande avsnitt ges en bakgrund till examensarbetet och en beskrivning av problemformuleringen, dess syfte, mål, vilka metoder som använts samt de avgränsningar som har gjorts för att nå fram till slutresultatet.

1.1 Bakgrund

I Sverige finns idag drygt 80 000 områden som identifierats som potentiellt förorenade. Enligt Naturvårdsverket (2008a) är identifieringen i princip klar eftersom antalet förorenade områden har varit relativt konstant under de senaste åren. Efter identifieringen sker en inventering av de förorenade områdena och målsättningen är att denna ska vara klar senast år 2013. Vid inventeringen klassas områdena i olika risk- och branschklasser, därefter följer utredningar av prioriterade objekt och i de fall där det behövs utförs även efterbehandlingsåtgärder.

Den dominerande metoden för efterbehandling av förorenad mark i Sverige sker i huvudsak genom schaktning och transport av massor till godkänd avfallsmottagare för deponering (Naturvårdsverket, 2009). För att komma åt de massor som ska efterbehandlas eller som av andra tekniska skäl måste tas bort är det ibland nödvändigt att de övre jordlagren innehållande lägre föroreningsmängder schaktas upp och mellanlagras. Jordmassorna kan innehålla föroreningshalter som underskrider de generella riktvärdena eller som är lägre än de platsspecifika riktvärdena framtagna för området och när det utschaktade området ska fyllas igen kan dessa massor vara aktuella som återfyllnadsmaterial. Användning av massorna som återfyllnadsmaterial innebär tillämpning av återvinning och det minskar även transporterna till och från området. Det som talar mot återanvändningen är att även om massorna har föroreningshalter under de generella eller platsspecifika riktvärdena är dessa avsedda för att avgränsa föroreningsproblematiken och inte för att utgöra ett värde som det är tillåtet att förorena upp till (Naturvårdsverket, 2008b). Ett annat skäl är att det inte finns tillräckligt med kunskap om hur spridningsförutsättningarna för föroreningarna förändras när massorna schaktas upp, mellanlagras och sedan används för återfyllnad. Vid återfyllnad regleras ofta halterna av att de inte får överskrida, för området, förutbestämda nivåer alternativt nivåer för KM enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. När massor tas utifrån området för återfyllnad finns det ofta krav på att de ska vara av jungfrulig karaktär till exempel bergkross, morän, lera eller matjord.

Företaget Ramböll Sverige AB har på sin geomiljöenhet i Region öst arbetat i många uppdrag där återfyllnad av schaktade och mellanlagrade massor har varit aktuellt. Eftersom en av osäkerheterna, till användning av schaktade massor som återfyllnadsmaterial är att uppgrävningen och lagringen kan ha ändrat förutsättningarna för föroreningsspridningen i massorna, är det här något som Ramböll vill undersöka närmare. Detta examensarbete utgörs därför av en förstudie där det som påverkar föroreningsars spridningsförutsättningar undersöks. I examensarbete redogörs även vilka kunskaper som finns hos olika yrkeskategorier som är verksamma inom området idag och hur dessa kan tillämpas.

1.2 Problemformulering

Det råder osäkerheter i hur föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad med förorenade massor. I detta examensarbete sätts fokus främst på de massor som innehåller föroreningshalter under de generella eller platsspecifika riktvärdena för förorenad mark. Osäkerheter undersöks i denna förstudie och den avser därmed att ta reda på om det finns någon vetenskaplig grund för att inte använda schaktade massor som återfyllnadsmaterial. De frågeställningar som besvaras under examensarbetet är:

- Vilka lagar och regler kan tillämpas vid återfyllnad med förorenade massor?
- Vilka miljö kvalitetsmål berörs vid återfyllnad med förorenade massor?
- Vilka processer påverkar fastläggning, spridning och transport av föroreningar så som tungmetaller, petroleumprodukter samt PAH:er?
- Vilka kemiska och fysikaliska egenskaper förändras i massorna när de schaktas och mellanlagras?
- På vilket sätt påverkar de kemiska och fysikaliska förändringarna i massorna föroreningarnas spridningsförutsättningar?

Under examensarbetets andra del, intervjustudien, utreds bland annat frågor kring vilka metoder som används för att fatta beslut om återfyllnad samt vilka krav som ställs på massorna och om dessa är relevanta ur spridningssynpunkt. Beroende på vem som ska fatta beslut kan åsikter och uppfattningar om vilka perspektiv som är av betydelse vid återfyllnad med förorenade massor gå isär.

1.3 Syfte och målsättning

Syftet med examensarbetet är undersöka vilka processer och faktorer som påverkar föroreningars fastläggning, spridning och transport i marken för att kunna ta reda på om och i sådant fall hur föroreningars spridningsförutsättningar förändras när massor schaktas upp och mellanlagras innan de används till återfyllnad. Arbetet syftar också till att ta reda på hur kunskapsläget ser ut inom branschen och hur yrkesverksamma med olika bakgrund arbetar inom området. Genom intervjuer kan kunskap erhållas om olika uppfattningar gällande återfyllnad samt vilka krav som ställs på återfyllnadsmassor av olika aktörer.

Resultatet av arbetet i att det inte finns någon vetenskaplig grund för att massor som mellanlagrats inte kan läggas tillbaka med avseende på spridningsförutsättningarna, kan arbetet användas som en vägledning vid återfyllnad i olika projekt. Målet med det material som sammanställs i examensarbetet är att det ska kunna användas i liknande situationer för att bedöma huruvida återfyllnad av förorenade massor är lämpligt ur spridningssynpunkt. Det finns flera aktörer som skulle kunna dra nytta av resultatet, bland annat markexploatörer, entreprenörer och tillsynsmyndigheter. Ett tänkbart användningsområde för examensarbetet skulle kunna vara inom projektering och mängdberäkningar av markprojektering och exploatering.

1.4 Avgränsning

I examensarbetet litteraturstudie undersöks spridningsförutsättningarna hos de vanligaste tungmetallerna och organsiska föroreningarna i Sverige inom exploateringsområden som utgörs av företa industriområden. Tungmetaller har i rapporten avgränsats till arsenik, bly, kvicksilver och zink. Inom området för organiska föroreningar granskas petroleumprodukter samt PAH:er.

De aktörer som intervjuas under intervjustudien har alla en koppling till området förorenad mark och består av myndighetspersoner och konsulter. Avgränsningen har gjorts för att få ett tillräckligt material där olika infallsvinklar redovisas då de intervjuade har skilda erfarenheter från branschen. Det är också viktigt för att kunna dra slutsatser om hur diskussionen gällande återfyllnad av förorenade massor upplevs bland olika aktörer.

Även om massorna som används för återfyllnad klarar generella eller platsspecifika riktvärden innebär återfyllnaden att en viss föroreningsmängd läggs tillbaka i marken. Det kan tyckas vara omoraliskt eftersom syftet med saneringen är att ta bort föroreningar. Perspektivet som behandlar huruvida återfyllnad med förorenade massor ska tillämpas med avseende på miljökvalitetsmål och andra normer är ställningstaganden som politiker och myndighetsutövare måste ta när dessa situationer uppstår. I examensarbetet läggs inte fokus på dessa perspektiv utan här behandlas främst den egentliga spridningsrisken av föroreningar från massor som har schaktats upp och mellanlagrats innan återfyllnad.

1.5 Metod

Examensarbetet är uppdelat i två moment, en litteraturstudie och en intervjustudie. Litteraturstudien har genomförts som en kunskapsöversikt över befintlig litteratur och vetenskapliga undersökningar som tidigare upprättats inom ämnet. Innan redogörelsen för processer och faktorer som påverkar föroreningars fastläggning, transport och spridning beskrivs i denna kunskapsöversikt vilken lagstiftning som är tillämplig inom området samt vilka miljökvalitetsmål som berörs. Den litteratur som använts i kunskapsöversikten är främst tryckta böcker, rapporter och statliga myndigheters hemsidor. Genom sökande i databaser samt studerande av tidigare utförda examensarbeten har även forskningsmaterial inom området använts i en mindre utsträckning.

I den andra delen av examensarbetet utförs intervjuer med yrkesverksamma inom branschen. Intervjuerna är uppdelade mellan myndigheter, konsulter och entreprenörer och frågorna är anpassade efter varje yrkeskategori. Metoden och inspiration för intervjuerna kommer från litteraturen *Att genomföra examensarbete* av Höst et al. (2006) samt *Kvalitativa intervjuer* av Trost (2004).

Kunskapsöversikten och intervjustudien har i examensarbetets diskussionsdel sammanställts för att få en bra överblick över det aktuella kunskapsläget inom arbetet med återfyllnad med förorenade massor. Genom att dra kopplingar mellan de två delarna redogörs vilka uppfattningar som finns inom branschens olika yrkeskategorier samt var det finns kunskapsluckor.

Under examensarbetet har kontakt med en referensgrupp till projektet hållits. Referensgruppen har fungerat som ett stöd och som granskare av det material och slutsatser som tagits fram under arbe-

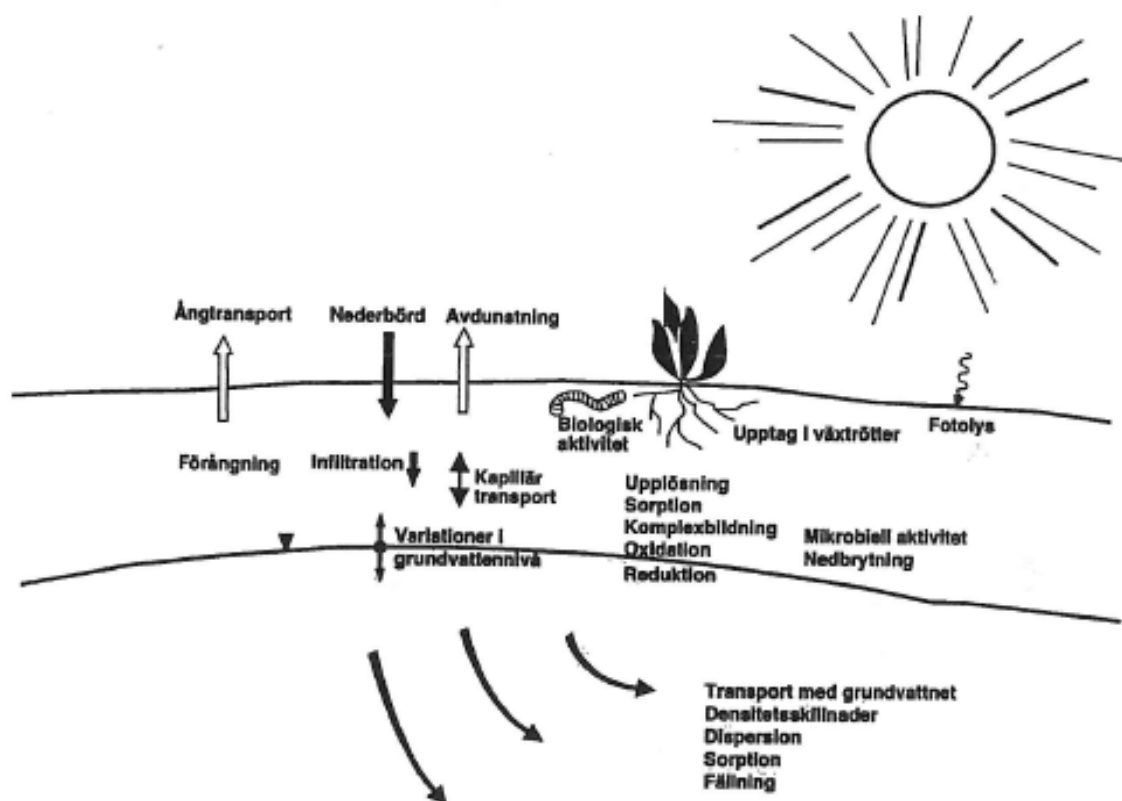
tets gång. De har även varit med och föreslagit lämpliga personer för intervjustudien samt frågor som ställs under denna förstudie.

2 Kunskapsöversikt

Vid arbete med schaktning av förorenade massor ska en anmälan göras till berörd tillsynsmyndighet. Genom beslutet som fattas efter anmälan regleras olika faktorer, däribland vilka massor som får användas som återfyllnadsmaterial i schaktgroparna. Beslut om återfyllnad grundas i sin tur på den gällande miljölagstiftningen samt på de normer och mål som finns. Det är viktigt att det material som används för återfyllnad inte medför en ökad spridning av föroreningar och därför är förändringar i spridningsförutsättningen av betydelse vid val av återfyllnadsmassor.

Förekomsten av föroreningar och deras spridning i marken beror på en mängd fysiologiska, kemiska och biologiska processer. Dessa processer påverkar föroreningarnas mobilitet, dessutom kan de omvandla ämnena så att de uppträder i mer eller mindre toxiska former. Föroreningar kan förekomma i fyra olika faser i marken; fast fas, vätskefas, gasfas samt fri fas. Övergången mellan de olika faserna har stor betydelse för föroreningarnas fastläggning och transport i marken. (Boulding & Ginn, 2004)

Figur 1 visar olika processer som påverkar föroreningars förekomst i jorden.



Figur 1. Föroreningars fastläggnings-, spridnings- och transportprocesser i marken (Naturvårdsverket, 1996)

I följande kapitel beskrivs den lagstiftning som berör återfyllnad med förorenade massor samt vilka miljökvalitetsmål som är relevanta vid beslutsfattandet. I kapitlet redogörs även för flera av de processer och faktorer i figur 1 som påverkar tungmetallers och organiska föroreningars fastläggning, transport och spridning i marken.

2.1 Miljölagstiftning

Miljöbalken (1998:808) är den lagstiftning som används för reglering av återfyllnad med förorenade massor. Återanvändandet av dessa massor innebär att ett avfall ska hanteras. För detta ändamål som kan definieras som en miljöfarlig verksamhet finns regler beskrivna i 9 kap. MB och dess förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899). I 15 kap. MB behandlas avfallsfrågor och producentansvar och till detta kapitel hör avfallsförordningen (2001:1063) som också är aktuell när återfyllnad med förorenade massor diskuteras. Grundat på den lagstiftning som finns inom avfallsområdet samt olika beräkningsmodeller har Naturvårdsverket gett ut en ny handbok för *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (2010:1). Denna handbok har tagits fram eftersom det under en längre tid har saknats vägledning för användning av avfall vid anläggningsarbeten. Beroende på om föroreningsrisken vid återanvändandet anses vara mindre än ringa, ringa eller större än ringa blir utgången för användandet av avfallet olika. Handboken är dock inte tillämplar för vägledning av vilka massor som ska användas för återfyllnad vid schaktning och saneringen av förorenade områden, eftersom det då är lämpligare att utgå ifrån den platsspecifika bedömning som gjorts i det enskilda fallet. Däremot kan de principer som redovisas i handboken användas när de schaktade massorna som utgör ett avfall ska nyttjas för anläggningsändamål på annan plats.

Den 19 november 2008 beslutade Europaparlamentet om ett nytt avfallsdirektiv (2008/98/EG). Ramdirektivet beskriver hur avfallsfrågan ska hanteras inom EU. Fokus ligger på att förebygga uppkomsten av avfall samt att återanvända så mycket som möjligt. Avfallet ska enligt det nya direktivet ses som en resurs och i den utsträckning som lagrummet ger utrymme för klassas som biprodukter istället för avfall. Ett föremål som uppkommer genom en produktionsprocess vars huvudsyfte inte är att producera detta föremål kan betraktas som en biprodukt om:

- Det är säkerställt att föremålet kommer att fortsätta användas.
- Föremålet ska kunna användas direkt utan någon annan bearbetning än normal industriell praxis.
- Föremålet ska produceras som en integrerad del i en produktionsprocess.
- Den fortsatta användningen av föremålet ska vara laglig, det vill säga föremålet måste uppfylla alla relevanta produkt-, miljö- och hälsoskyddskrav för den specifika användningen och får inte medföra negativ påverkan på miljön eller människors hälsa.

Direktivet ska införas i svensk lagstiftning senast den 12 december 2010. (EU-upplysningen Sveriges Riksdag, 2009) Naturvårdsverkets handbok om återvinning av avfall i anläggningsarbeten kan komma att strida mot vissa tolkningar som kan göras av det nya avfallsdirektivet.

Försiktighetsprincipen (2:3 MB), tillhörande MB:s hänsynsregler, är en av de principer som präglar hela balken. Principen innebär att skyddsåtgärder och försiktighetsmått ska övervägas och upprättas för att förebygga, hindra eller motverka skada eller olägenhet för människors hälsa och miljön. Bland hänsynsreglerna finns det även krav på att återanvändning och återvinning ska utnyttjas i största möjliga utsträckning. Vid drift av en verksamhet eller vidtagande av en åtgärd ska det hushållas med råvaror och andra resurser enligt *hushållningsprincipen* (2:5 MB). Hänsynsreglerna ska enligt 2 kap. 7 § MB efterlevas då det inte anses vara orimligt att klara av att uppfylla dem. Skäligheten beror bland

annat på vilken nytta åtgärderna har i jämförelse med de kostnader som de uppstår vid själva åtgärdandet.

2.2 Miljökvalitetsmål

I Sverige finns 16 nationella miljökvalitetsmål som är fastställda av riksdagen. Dessa syftar till att främja människors hälsa, värna om den biologiska mångfalden och naturmiljön, ta till vara på de kulturhistoriska värdena och kulturmiljön, bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga samt att trygga en god hushållning av naturresurser (Naturvårdsverket, 2010b). För att det ska vara möjligt att tillämpa de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. MB vid arbete med återfyllnad med förorenade massor krävs att vissa avvägningar görs. När dessa avvägningar ska göras spelar miljökvalitetsmålen en viktig roll eftersom dessa är uppsatta för att främja den kvalitet som vi önskar att miljön har. I Naturvårdsverkets handbok (2010:1) beskrivs de miljökvalitetsmål som är kopplade till användandet av avfall för anläggningsändamål. De mål som berörs i störst utsträckning är enligt handboken en *Giftfri miljö*, en *God bebyggd miljö* samt *Begränsad klimatpåverkan*.

Syftet med miljömålet en Giftfri miljö är det ska definiera det tillstånd som miljöarbetet ska sikta emot. En av de punkter som regeringen avser att uppnå med målet är att de halter av ämnen som förekommer naturligt i miljön ska ligga så nära bakgrunds nivåerna som möjligt samt att halterna av naturfrämmande ämnen är näst intill obefintliga samt att deras inverkan på ekosystemen är försumbar. Inom miljökvalitetsmålet finns nio delmål, varav delmål sex och sju enskilt behandlar förorenade områden. Med dessa två delmål avses att de förorenade områden som kan orsaka skada på vatten- och naturmiljön ska utredas och vid behov åtgärdas. De prioriterade områdena ska vara åtgärdade senast 2050 så att miljöproblemet är löst i sin helhet. (Kemikalieinspektionen, 2006) I delmål tre tas utfasningen av skadliga ämnen från olika varor upp. Bland de skadliga ämnena rör det sig främst om organiska föroreningar, men även vissa tungmetaller är särskilt utpekade som utfasningsämnen såsom bly, kadmium och kvicksilver. (Naturvårdsverket, 2010a)

Miljökvalitetsmålet en God bebyggd miljö innebär att byggnader och anläggningar ska utformas på ett miljömässigt hållbart sätt för att främja långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser. Ett av de sju delmål som ryms inom miljökvalitetsmålet behandlar avfallsfrågor och återvinning av material. I delmålet beskrivs bland annat vikten av att återvinna material för att uppnå en god hushållning av resurser. Detta ska dock ske utan att det innebär någon ökad risk för människors hälsa eller för miljön. (Naturvårdsverket, 2010b) Delmål fyra behandlar reduktionen av användandet av naturgrus, delmålet syftar till att mängden uttaget naturgrus ska minska till 12 miljoner ton år 2010. Detta bedöms av Boverket (2009) vara mycket svårt att uppnå då uttaget av naturgrus år 2009 var lika stort som år 2006, ungefär 20 miljoner ton. Inom miljökvalitetsmålet en God bebyggd miljö finns inget delmål som enskilt behandlar användningen av andra jungfruliga material. Den övergripande målsättningen bör dock kunna appliceras på de övriga jungfruliga materialen så att även användning av dessa begränsas.

Det sista miljökvalitetsmålet som tas upp i Naturvårdsverkets handbok (2010:1) är en Begränsad klimatpåverkan. Detta miljökvalitetsmål kan kopplas till ämnet genom att framställning av primärt anläggningsmaterial samt transporter av materialet ger upphov till utsläpp av växthusgaser. Genom återanvändning av schaktade massor kan utsläppet av växthusgaser minska, förutsatt att transpor-

terna av dessa samt att de åtgärder som vidtagits för att skydda människor och miljön inte genererat mer växthusgaser än vad framställningen av ett primärt anläggningsmaterial skulle ha gjort.

2.3 Metaller i mark

Till tungmetallerna hör samtliga metaller som har en densitet som överstiger 5 g/cm^3 (Svenska Naturskyddsföreningen, 2008). De mest miljöfarliga tungmetallerna är enligt Mácsik et al. (1998) arsenik (halvmetall), bly, kadmium, koppar, krom och kvicksilver. I mark- och grundvatten förekommer tungmetaller främst i löst form. De lösta metallerna kan i sin tur uppträda i olika former, såsom fria hydratiserade katjoner eller anjoner, de kan även bilda oorganiska eller organiska komplex. I marken färdas metaller mycket långsammare än markvattnet, det beror på att metallerna har en förmåga att fastna på vägen eller tas upp på olika material. (Berggren Kleja et al., 2006)

2.3.1 Metallers fastläggningsprocesser

Det finns flera faktorer som påverkar metallernas fastläggningsprocesser i marken. Metallernas fastläggning bestäms bland annat av jordart, jordtextur, pH samt jordens förmåga att hålla kvar metaller genom katjonbytes- eller anjonbyteskapacitet. Beroende på vilken metall det rör sig om kan fastläggningen se olika ut. De viktigaste processerna för metallers fastläggning i mark är utfällning och adsorption. Många metallers förmåga att adsorberas eller fällas ut styrs av markens redoxförhållanden. (USEPA, 1999) I följande kapitel beskrivs de mest dominerande processerna för metallernas fastläggning.

Adsorption

Sorption innebär att lösta metaller övergår från en vätskefas till en fastfas. Det finns två olika typer av sorption; absorption och adsorption. När en förorening absorberas innebär det att den tas upp inuti ett fast material och innesluts av detta. Adsorption sker när en förorening i löst form binder till ytan av en markpartikel. Desorption är motsatsen till sorption, alltså när föroreningen släpper från markpartikeln. (Boulding & Ginn, 2004)

Föroreningar kan transporteras långa sträckor med grundvattnet genom sprickor och andra formationer i marken där den för övrigt består av berggrund eller annat ogenomträngligt material. Utgörs marken däremot av finkorniga jordar, sand eller andra mindre partiklar där föroreningarna lätt exponeras för mineralernas yta kan föroreningen tas upp och adsorberas av materialet. Föroreningen som adsorberas kallas adsorbat medan partikelytan som den adsorberats på kallas adsorbent. (Manahan, 2004)

De adsorberande processerna är ofta exoterma, vilket innebär att det frigörs energi när reaktionerna sker. Boulding & Ginn (2004) delar in adsorptionen i två huvudgrupper; fysikalisk adsorption och kemisk adsorption. Vid fysikalisk adsorption uppstår ofta relativt svaga Van der Waals-bindningar eller elektrostatiske krafter mellan de ingående reaktanterna. Till fysikalisk adsorption hör även hydrofob adsorption. Vid kemisk adsorption uppstår kemiska bindningar mellan adsorbentets yta och den molekyl eller jon som adsorberas.

Två viktiga adsorptionsmekanismer för metaller är jonbyte och ytkomplexbildning. Jonbyte är en fysikalisk adsorptionsmekanism som innebär att en jon som binder till en laddad yta ersätts med en annan jon i marklösningen. Den jon med högst affinitet för den laddade partikelytan är den som

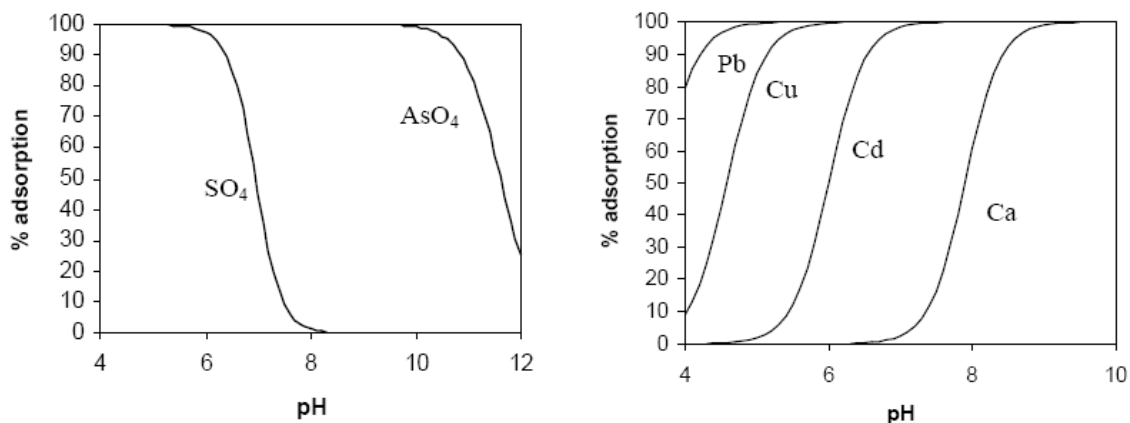
kommer adsorberas på ytan. Jordens förmåga att binda joner kan mätas genom katjon- respektive anjonbyteskapaciteten. Om förekomsten av en viss katjon ska undersökas beräknas jordens CEC och om en anjons förekomst ska undersökas beräknas AEC. Antalet negativa laddningar på markpartiklarna förändras med pH och därmed förändras även CEC med stigande och sjunkande pH. De pH-beroende laddningarna finns på alla typer av kolloidala partiklar. Vid stigande pH dissocierar H_2O -grupperna som sitter på lermineralen vilket innebär att en vätejon avges och därmed uppstår fler negativa laddningar. När pH sjunker tar de dissocierade OH^- -grupperna istället upp en proton och fler positiva laddningar bildas. (Eriksson et al., 2005)

Adsorption av tungmetaller genom jonbyte sker ofta till jordarter som har en hög lerhalt. Många metaller har en positiv laddning när de befinner sig i jonform och eftersom ytan på lermineral är negativt laddad attraheras de positivt laddade tungmetalljonerna. Lera är den jordart med högsts katjonbyteskapacitet och den är därför mycket viktig för adsorptionsprocesserna av katjoner i marken. Jordar som innehåller höga halter av humus och annat organiskt material tenderar också att ha en hög katjonbyteskapacitet. Beroende på pH-förhållandena i marken så kan det på lermineral innehållande aluminium och silikater, oxidtyper och organiskt material finnas positiva laddningar dit anjoner kan binda. (Berggren Kleja et al., 2006)

Den andra viktiga adsorptionsmekanismen för metaller, ytkomplexbildning, är en kemisk adsorptionsreaktion som uppstår när en förorening binder till bland annat oxidtyper på en markpartikel eller humusämnen i marken. Vid adsorption kan ytkomplex bildas på två olika sätt, antingen genom yttersfärskomplex eller genom innersfärskomplex. Yttersfärskomplex består av joner sammanlänkade med hjälp av hydrationsvatten till bestämda punkter på partikelytan. Jonerna är främst elektrostatiskt bundna till partikelytan, dock med starkare bindningar än de utbytbara jonerna. Innersfärskomplexen saknar helt hydrationsvatten och är direkt kemiskt bundna till kantgrupper på partikelytan. På det adsorberande materialets ytor finns fria elektronpar som jonerna kan bilda starka bindningar med. Tack vare de starka bindningarna blir jonen som en del av ytan på materialet. Joner som binds på detta sätt är inte lätt utbytbara även om de långsamt kan frigöras och bli biotillgängliga eller utläskas. (Eriksson et al., 2005)

Många tungmetaller bildar ofta ytkomplex tillsammans med järn- och aluminiumoxider på mineral-kolloider. Förekomsten av järn och aluminium är därför viktig för fastläggandet av tungmetaller i marken. Det är även vanligt att ytkomplexbildning sker mellan tungmetaller och organiskt material. Det organiska materialet består av organiska syror och det är till dessa som metalljonerna binder. Två vanliga organiska syror som bildar ytkomplex med metaller är humussyra och fulvosyra. Trots att fulvosyra ofta är vattenlöslig kan joner som Cr^{3+} , Pb^{3+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} samt Cd^{2+} bilda olösliga ytkomplex tillsammans med syran. Katjonernas affinitet för att bilda ytkomplex med dessa syror ökar vanligtvis med stigande oxidationstal. (USEPA, 1999)

Den viktigaste styrande faktorn för adsorptionen i marken är pH eftersom en stor del av laddningarna på partikelytorna är pH-beroende. Humusämnena till exempel har bara pH-beroende laddningar, vilka bildas när humusämnets karboxylgrupper dissocierar. (Eriksson et al., 2005) Figur 2 beskriver två anjoners respektive fem katjoners pH-beroende adsorption till en järnoxidytta.



Figur 2. Adsorption av anjoner (t.v.) och katjoner (t.h.) till en järnoxidyta (Berggren Kleja et al., 2006).

Av figuren framgår att adsorptionen av anjonerna sulfat och arsenat är som mest effektiv vid låga pH. Arsenat (AsO_4^{3-}) bildar mycket starka ytkomplex med järn medan sulfat inte adsorberas lika starkt. När det gäller katjonerna är det främst bly och koppar som adsorberas starkt till oxidytorna, även vid lägre pH. De komplex som kadmium bildar är däremot relativt svaga och dessa löses lätt upp om pH sjunker under 5. Även om kalcium som enligt grafen inte adsorberas vid pH under 7 bildar svaga ytkomplex med järnoxider kan denna jon bindas strakt i marken till lermineral och humusämnen genom andra processer såsom jonbyte. Kalcium och aluminium som är två vanligt förekommande ämnen i marken som kan spela en avgörande roll för tungmetallers adsorption eftersom dessa konkurrerar med metallkatjoner om de negativt laddade platserna på humusämnen och lermineraler. På liknande sätt finns konkurrerande ämnen som kan minska adsorptionen av tungmetaller som uppträder i anjonform, däribland fosfat och organiska syror. (Berggren Kleja et al., 2006)

Adsorptionsisotermer

Eftersom adsorptionen är en mycket viktig fastläggningsprocess är det ofta av intresse att uppskatta hur effektiv den är, det vill säga hur mycket av en förorening som adsorberas till en fast partikelyta. Det har därför tagits fram olika adsorptionsmodeller i form av isotermer för att beräkna mängden adsorberat material. Det finns tre adsorptionsisotermer som vanligtvis används för bestämning av adsorberad mängd förorening. Eftersom naturen är mycket komplex kan inte modellerna skapa helt korrekta beskrivningar av adsorptionen på processnivå, utan adsorptionsisotermerna används mer som matematiska verktyg. Den *linjära distributionskoefficienten* (K_d) är den enklaste tillämpbara adsorptionsisotermen, den är dock endast giltig under mycket begränsande förhållanden. (Boulding & Ginn, 2004) Modellen bygger på antagandet att mängden adsorberad förorening är proportionell mot den koncentration som finns i markvattnet. Mängden absorberat material kan beräknas genom formeln;

$$K_d = C_{\text{jord}}/C_{\text{vatten}} \quad (2.1)$$

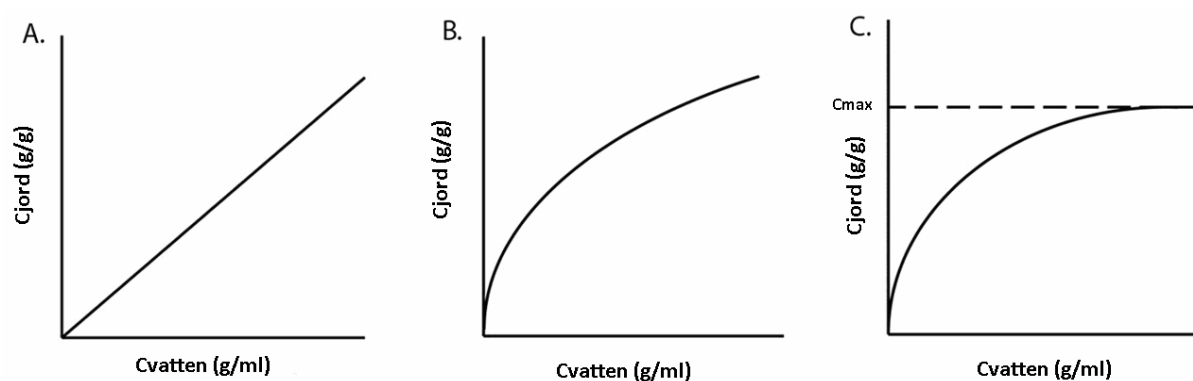
där

K_d är den linjära distributionskoefficienten

C_{jord} är koncentrationen adsorberad förorening (g/g fast material)

C_{vatten} är föroreningskoncentrationen i lösningen (g/ml markvatten)

K_d -värdet beskriver fördelningen av ett ämne mellan fast fas och vätskefas. Eftersom adsorptionen varierar beroende på vilka förhållande som råder i marken, däribland pH, jämviktskoncentrationer och koncentration av konkurrerande joner kan K_d -värdet för ett ämne variera med flera tiopotenser beroende på omständigheterna. Den linjära distributionskoefficienten kan trots detta användas för simulering av adsorptionen om modellen har kalibrerats för den aktuella jorden samt om de kemiska förhållandena i jorden inte förändras i någon större utsträckning under den tidsperiod som är utav intresse. (Gustafsson et al., 2007) I Figur 3 visas en graf (A) för den linjära distributionskoefficienten som visar antagandet att mängden adsorberad förorening är proportionell mot koncentrationen i markvattnet.



Figur 3. Schematisk illustration över de olika adsorptionsisotermerna där A. är den linjära distributionskoefficienten, B. är Freundlich isotherm och C. är Langmuirs isotherm där C_{max} utgör den maximala adsorptionskapaciteten. Omarbetad version av Cantrell et al., 2006.

En annan modell som kan användas för att uppskatta mängden adsorberad förorening är *Freundlich isotherm*. Denna modell är egentligen en utökad version av den linjära distributionskoefficienten vilken gör det möjligt att studera ett icke-linjärt förhållande mellan mängden adsorberad förorening och dess koncentration i markvattnet. Ekvationen för Freundlich isotherm kan beskrivas på följande sätt;

$$K = C_{\text{jord}} / C_{\text{vatten}}^a \quad (2.2)$$

där

K är Freundlich konstant

C_{jord} är koncentrationen adsorberad förorening (g/g fast material)

C_{vatten} är föroreningskoncentrationen i lösningen (g/ml markvatten)

a är en empirisk konstant

Både K och a är i ekvationen två justerbara parametrar. Genom att utöka Freundlich modell ännu mer och lägga till termer som vätejonaktivitet och koncentration av konkurrerande joner kan även hänsyn till dessa parametrar tas. Samtliga tillagda termer förses då med en egen empirisk konstant.

Problemet med att lägga till flera termer kan vara att det är svårt att optimera de justerbara parametrarna samt att till exempel pH-värde inte får variera för mycket för att formeln ska fungera. (Gustafsson et al., 2007) I Figur 3 visas en graf (B) över Freundlich isoterm för ett visst värde på konstanten a , där a är mindre än 1. I de fall där a är större än 1 kommer grafens utseende istället vara exponentiellt växande.

En tredje modell som kan användas för beräkning av olika ämnens adsorption i marken är *Langmuirs isoterm*. Denna modell utvecklades först för att undersöka mängden adsorberad gas till en homogen yta, men det har även visat sig att isotermen är användbar för uppskattning av oladdade föroreningsadsorption till homogena partikelytor. Liksom Freundlich isoterm så kan även denna modell ses som en utökad version av den linjära K_d -koefficienten. I Langmuirs isoterm definieras den maximala adsorptionskapaciteten av en förorening hos en ytgrupp på ett material. Adsorptionskapaciteten avser alltså endast det täckande lagret av molekyler på partikelytan. Mängden absorberat material kan beskrivas genom formeln;

$$C_{\text{vatten}}/C_{\text{jord}} = 1/(K \cdot C_{\text{max}}) + 1/(C_{\text{vatten}} \cdot C_{\text{max}}) \quad (2.3)$$

där

K är Langmuirs koefficient relaterad till adsorptionens bildningsenergi (ml/g)

C_{max} är den maximala adsorptionskapaciteten (g/g fast material)

C_{jord} är koncentrationen absorberad förorening (g/g fast material)

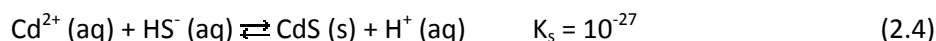
C_{vatten} är föroreningskoncentrationen i lösningen (g/ml markvatten)

I Figur 3 visas en graf (C) över Langmuirs isoterm. Genom att plotta $C_{\text{vatten}}/C_{\text{jord}}$ mot $1/C_{\text{vatten}}$ kan koefficienterna K och C_{max} beräknas. Vid låga föroreningskoncentrationer liknar uttrycket för Langmuirs graf den linjära K_d -koefficienten. Med stigande koncentration kommer däremot kurvan att avvika från den linjära lutningen och närma sig värdet på C_{max} . Även Langmuirs isoterm har den vissa svagheter. Modellen är endast en förenklad bild av verkligheten och den har i princip samma brister som den linjära distributionskoefficienten. (Gustafsson et al., 2007) I ekvationen görs några förenklingar bland annat att adsorptionsenergin är samma för alla reaktioner oavsett vilken temperatur det är i jorden. Modellen avser även att adsorptionen endast sker på bestämda platser utan några som helst interaktioner med angränsade adsorberade molekyler. (Boulding & Ginn, 2004)

Utfällning

Utfällning innebär att två eller flera ämnen faller ut i fast form och därmed separeras från vätskefasen, detta bidrar till att ämnenas mobilitet minskar. Utfällningar bildas när det finns tillräckligt höga koncentrationer av joner i markvattnet. Bildandet påverkas av de ingående komponenternas löslighet och hur de tenderar att lösas upp i vatten eller i andra lösningar. (Boulding & Ginn, 2004)

Utfällning är en av de viktigaste fastläggningsprocesserna för tungmetaller. Ett exempel på hur en utfällningsreaktion kan gå till mellan kadmium och vätesulfid visas nedan enligt Manahan (2004):



Den jämviktskoncentration som uppstår mellan jonerna i markvattnet och den fasta fasen bestäms av K_s . Denna parameter beskriver hur mycket av en utfällning som löser sig vid en viss temperatur

och ett visst tryck. (Boulding & Ginn, 2004) Löslighetsprodukten visar i ekvationen (2.4) koncentrationerna av lösta kadmium- och vätesulfidjoner i jämvikt med fast kadmiumsulfid. För att kadmiumsulfid ska bildas måste produkten av kadmium- och vätesulfidjoner i vattnet vara lika med eller högre än löslighetsprodukten. Produkten av kadmium- och vätesulfidjonerna brukar kallas jonaktivitetsprodukt. Genom utfällningsprocessen kan halten fria metalljoner regleras så att de inte överstiger en viss nivå. Utfällningen löses upp då tillförseln av jonerna avstannar och när koncentrationen av fria joner minskar.

Berggren Kleja et al. (2006) beskriver flera viktigare grupper av utfällningar för metaller. I reducerande miljöer är det vanligt att metaller bildar utfällningar tillsammans med sulfider. Många sulfider har en mycket låg löslighetsprodukt, se tidigare exempel med kadmium (reaktion 2.4). Med hjälp av löslighetsprodukten kan metaller rangordnas efter benägenhet att bilda sulfider. Kvicksilver med lägst löslighetsprodukt är den metall som först bildar sulfider därefter kommer koppar följt av bly, kadmium, zink, kobolt och nickel. Även arsenik och molybden har förmågan att bilda utfällningar tillsammans med sulfider i viss utsträckning.

En annan viktig typ av utfällning som metaller ingår i är karbonater. Dessa utfällningar bildas endast då pH är över ca 7 eftersom det då finns tillräckligt mycket fria karbonatjoner i markvattnet. Halten karbonater är även beroende av koldioxidtrycket i marken. Ett högre tryck innebär att karbonatjoner har lättare att bildas. Det är framförallt bly som bildar utfällningar av detta slag men även andra tungmetaller som kadmium, zink och koppar. Närvaron av kalciumkarbonat är en viktig faktor för bildandet av karbonatutfällningar.

Metaller kan även fällas ut som oxider eller hydroxider. Om en sådan utfällning ska ske måste det finnas en hög koncentration av hydroxidjoner, vilket innebär att reaktionen endast kan fortgå om pH är högt. Krom är en av de metaller som ofta fälls ut som hydroxider när pH är över 5, särskilt tillsammans med järn. Vid pH över 8 bildar även andra metaller så som bly och koppar, oxider och hydroxider. Nickel och zink kan bilda en typ av hydroxidutfällning som kallas dubbellagrade hydroxider. I denna typ av utfällning ingår aluminium och utfällningen bildas endast vid höga pH-värden, mellan 7-8.

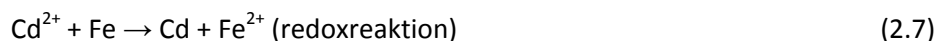
Sulfater är en löslig typ av utfällning som kräver höga koncentrationer av sulfat i markvattnet för att kunna bildas. Utfällningen löses snabbt upp när koncentrationerna av metallen eller sulfatet minskar. Den sista beskrivna utfällningen är fosfater och dessa bildas till exempel när bly faller ut tillsammans med fosfat. För att utfällning av fosfater i huvudtaget ska ske måste pH vara över ca 7 och markvattnet måste innehålla en del löst fosfat. Dessutom påverkar närvaron av organiskt material bildningen av fosfater, finns det för mycket organiskt material uteblir reaktionen oftast helt.

Redoxprocesser

Oxidation och reduktion är två vanligt förekommande kemiska processer i marken som tillsammans utgör en redoxreaktion. Vid oxidation avger ett ämne elektroner som i sin tur tas upp av ett annat ämne under reduktionen. Därmed ökar ett ämnes oxidationstal när det oxideras medan det minskar när ämnet reduceras. (Evangelou, 1998)

För många tungmetaller är oxidationstillståndet avgörande för dess fastläggningsprocesser i marken. Beroende på vilket tillstånd metallerna befinner sig kan deras mobila egenskaper öka eller minska.

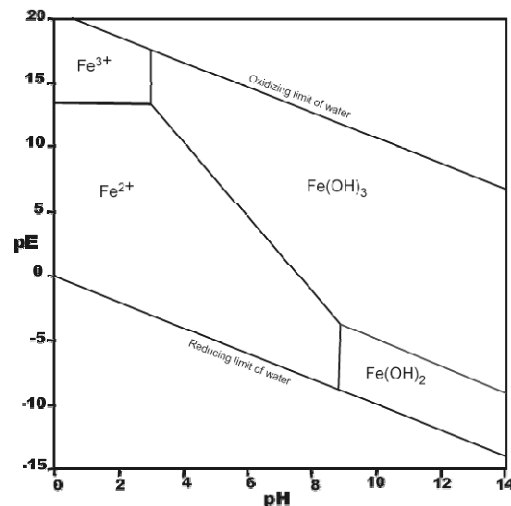
Nedan visas två halvreaktioner där järn oxideras medan kadmium reduceras samt den sammanlagda redoxreaktionen (Manahan, 2005).



Kadmium fungerar som elektronacceptor i reaktionen och tar emot elektroner från järnet som är elektrondonator.

Vid mikroorganismernas nedbrytning av organiskt material i marken frigörs elektroner som tas upp av syre varpå syret reduceras. Syre är det vanligaste oxidationsmedlet i redoxreaktioner och det fungerar därför som elektronacceptor medan det organiska materialet fungerar som elektrondonator. I vattenmättade jordar eller där den mikrobiologiska aktiviteten är tillräckligt hög uppstår ofta reducerande miljöer. I de mättade jordarna är syrehalten låg och vid nedbrytning av organiskt material förbrukas markens syre av varpå de reducerande förhållandena uppstår. Istället för syre kan trevårt järn fungera som elektronacceptor, det finns även andra ämnen som kan ta upp elektroner när syre är frånvarande. Eftersom syre är det ämne som har högst affinitet för elektroner reduceras det först, följt av nitrat ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$), Manganoxid ($\text{MnO}_2 \rightarrow \text{Mn}^{2+}$), järnhydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3 \rightarrow \text{Fe}^{2+}$), sulfat ($\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{HS}^-$) och koldioxid ($\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$). Vid ökande reducerande förhållande kommer fler av dessa ämnen efter varandra att reduceras, förutsatt att ämnena förekommer i marken. (Eriksson et al., 2005)

Genom användning av olika termodynamiska teorier kan ett linjärt förhållande mellan redoxpotentialen (E_H) och en annan storhet som kallas pE tas fram. Storheten pE är lika med $-\lg\{e^-\}$, där $\{e^-\}$ är ett mått på elektronaktiviteten. E_H är vid 25°C lika med $0,059 \cdot \text{pE}$, vilket innebär att en ökning av E_H och pE ger en lägre elektronaktivitet som i sin tur medför oxiderande markförhållanden. Skulle E_H och pE däremot minska övergår tillståndet i marken till reducerande förhållanden. Begreppet pE kan relateras till pH då pH är lika med $-\lg\{\text{H}^+\}$. Sambandet mellan pE och pH kan beskrivas i så kallade pE/pH-diagram. (Eriksson et al., 2005) Diagrammen visar inom vilka pE/pH-intervall som ett ämne är stabilt och inom vilka pE/pH-intervall som ett ämne övergår till en annan form. Eftersom ämnen kan uppträda i många olika former kan diagrammen bli mycket komplicerade. I Figur 4 visas ett pE/pH-diagram för järn. Utifrån diagrammet kan det utläsas vid vilka pE/pH-intervall som olika förekomstformer av järn uppträder. (Manahan, 2005)



Figur 4. pE/pH-diagram för järn (Foust, 2004)

Redoxpotentialen har också betydelse för pH-förändringar i marken. I reduktions- och oxidationsreaktioner ingår vattenmolekyler vars vätejoner förbrukas när reaktionen drivs i reducerande riktning. Eftersom en reduktion alltid är kopplad till en oxidation, där vätejoner produceras, behöver reaktioner som drivs i reducerande riktning inte innebära att det sker någon nettoförbrukning av vätejoner. Om syretillgången ökar kan det leda till att pH förändras genom oxidation av organiskt material. Under denna reaktion sjunker pH eftersom det bildas koldioxid som tillsammans med vatten bildar den svaga syran kolsyra. pH kan även förändras vid redoxprocesser där trevärt järn används som elektronacceptor. I en sådan redoxreaktion sker en nettoförbrukning av vätejoner, eftersom det i reduktionen går åt fler vätejoner än vad som produceras i oxidationen. Detta kan alltså innebära att pH i marken ökar något. En nettoförbrukning av vätejoner sker även under reaktioner där NO_3^- , MnO_2 och SO_4^{2-} fungerar som elektronacceptorer. (Eriksson et al., 2005)

2.3.2 Metaller förekomst i vatten

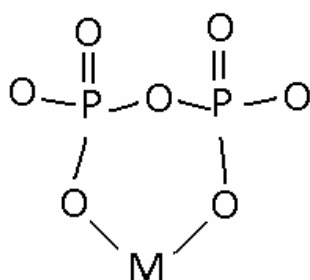
Metaller kan förekomma i vatten antingen som fria joner eller som lösta komplex. Det finns många faktorer som påverkar metallernas förekomstform i vattnet, däribland pH och tillgång på organiska eller oorganiska komplexbildare.

Fria metalljoner

Metalljoner kan förekomma som fria joner i mark- och grundvatten. Detta beror på att vattenmolekyler har polära egenskaper vilket gör att de kan attrahera laddade metalljoner som då löser sig i vattnet. De fria metalljonerna bildar svaga bindningar med vattenmolekylerna som omger jonen likt ett "skal", detta fenomen kallas hydratisering. I vissa fall kan hydratiseringen minska metallens mobilitet genom att dess fysikaliska förmåga att adsorberas blir större. (Berggren Kleja et al., 2006)

Komplexbildning

Ett komplex bildas när de ingående byggnadsstenarna inte genomgår någon förändring då de binds samman. Vid komplexbildning får till exempel de ingående byggnadsstenarna inte ändra oxidationstal eftersom det då skulle ha bildats en förening istället för ett komplex. (Eriksson et al., 2005) Vid komplexbildning mellan en metalljon och ett annat ämne brukar metalljonen kallas centraljon och det komplexbildande ämnet ligand. Oftast har liganden endast en funktionell grupp dit den komplexbildande jonen binder, men det finns även ligander som har två eller flera bindningsmöjligheter till funktionella grupper. Ett exempel på hur denna komplexbildning som kallas *chelation* ser ut visas i Figur 5. Vid bildningen av dessa komplex skapas i regel starka bindningar. (Manahan, 2005) Komplexbildning är vanligt i lösningar med hög jonstyrka eftersom ett stort antal joner ökar chansen att flera joner stöter på varandra och bildar komplex. Beroende på föreningens tidigare struktur och reaktivitetsförmåga kan komplexbildningen antingen öka eller minska föreningens mobilitet och reaktivitet. Hydratisering leder ofta till att benägenheten till komplexbildning ökar eftersom hydratiserade polyvalenta metalljoner tillsammans med andra metalljoner kan bilda komplex innehållanden flera centraljoner. När organiska molekyler ersätter vattenmolekylerna i det hydratiserade komplexet minskar metallens mobilitet, eftersom att dessa komplex ofta har en stor molekylvikt och då lätt adsorberas till olika mineraltytor. (Boulding & Ginn, 2004)



Figur 5. Chelatkomplex där M symboliserar den jon som binder till flera av ligandens funktionella grupper (Omarbetad version av Manahan, 2005).

När metaller bildar oorganiska eller organiska komplex sker det ofta tillsammans med vanligt förekommande anjoner i vattnet. Dessa anjoner kan till exempel vara hydroxid, karbonat, fluorid, sulfat eller organiska syror. Beroende på vilka bindningar som uppstår bildas antingen innersfärskomplex eller yttersfärskomplex. Innersfärskomplex karaktäriseras av starka bindningar och ett exempel på detta är när en hydratiserad kopparjon bildar ett komplex tillsammans med en syreligand som kommer från en av de vattenmolekyler som omger jonen. Från syret avskiljs därefter en vätejon och kopparjonen har därmed hydrolyserats. Vid högt pH är hydrolys en betydande process för metaller som koppar, bly och kvicksilver. De svagare yttersfärskomplexen bildas mellan två joner i vattnet och kallas ibland för jonpar. I yttersfärskomplexen finns alltid minst en vattenmolekyl mellan de ämnen som har reagerat vilket innebär att avståndet mellan dem ökar och därmed deras minskar deras bindningsstyrka.

Viktiga komplexbildande ligander för metaller är organiska ämnen, främst humusämnen. Lösta humusämnen har i regel karboxylgrupper eller hydroxidgrupper till vilka metaller ofta komplexbinder. Denna komplexbindning bidrar till en ökad metalltransport. Andra grupper som metaller kan bilda komplex med är funktionella grupper såsom -SH och -NH₂-grupper på humusämnen. (Berggren Kleja et al., 2006)

2.3.3 Spridning och transport av metaller

Metaller kan transporteras med mark- eller grundvattnet antingen som fria joner eller komplexbundet till löst material. Som tidigare nämnts är både pH-värde och redoxillstånd i marken viktigt för metaller mobilitet, men även mängden olika komplexbindare och tillgången på vatten utgör avgörande faktorer för metallers mobilitet i marken. Nedan följer en beskrivning av olika processer som är av betydelse för metallers spridning och transport i marken.

Advektion

Advektion innebär att lösta föroreningar följer med vattnet när det strömmar genom marken. Transporten brukar även kallas konvektion eller massflöde. Denna process är en av de mest betydelsefulla processerna för transporten av föroreningar. Beroende på vilket vattenflöde som förekommer samt koncentrationen av lösta föroreningar sker den advektiva transporten i olika stor omfattning. Faktorer som påverkar advektionen är bland annat jordens absorberande förmåga och denna bidrar till att de lösta föroreningarna inte transporteras med samma hastighet som vattnet utan bromsar upp på vägen. (Berggren Kleja et al., 2006)

Diffusion

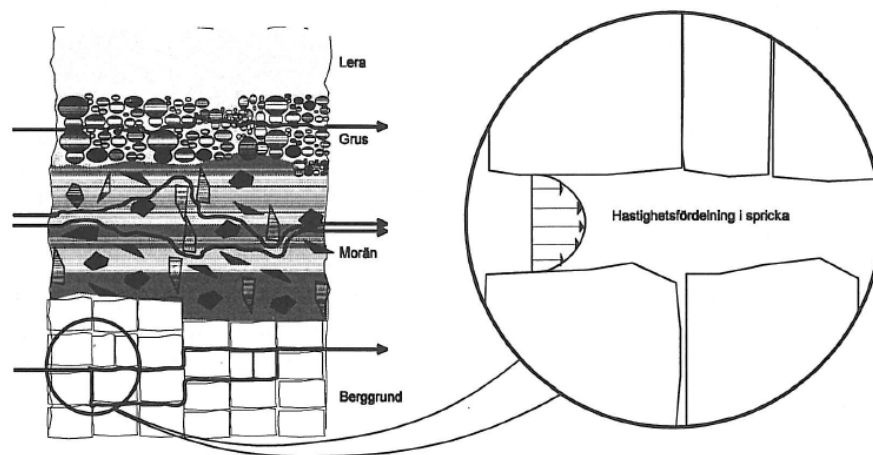
Diffusion är en transportprocess som innebär att koncentrationsskillnader av lösta ämnen i markvattnet strävar efter att jämna ut sig. De lösta föroreningarna kan vara ojämnt fördelade i vattnet vilket leder till att det bildas koncentrationsgradienter, varifrån föroreningarna tenderar att diffundera till områden med lägre koncentrationer. Diffusionsprocessen är av särskilt stor betydelse för föroreningstransporten där vattnets strömningshastighet är låg eftersom chansen till utjämning av koncentrationsskillnaderna då är större. Diffusionen kan ske genom mycket lågpermeabla material, däribland täta lerlager. Processen kan därför innebära en del problem för utlakning av föroreningar från avfallsdeponier som är försedda med olika tätskikt. Jordens vattenmättnad är en av de viktigaste faktorerna för att diffusion ska kunna fortgå. Om jorden innehåller färre vattenmättade porer innebär det att tvärsnittsytan som är tillgänglig för diffusion reduceras samt att transportsträckorna i marken blir färre och mer omständliga. (Berggren Kleja et al., 2006)

Dispersion

Dispersion innebär att en förorening som hamnat i jorden sprids ut och blandas om genom advektion eller diffusion i strömmande vatten. Dispersionen kan delas upp i mekanisk dispersion och molekylär diffusion. Den molekylära diffusionen är dock försumbar i jämförelse med mekanisk dispersion.

Med mekanisk dispersion menas den spridning som sker av en förorening när denne transporteras genom marken med varierade hastighet. De mesta av föroreningen antas transporteras med advektionshastighet, men skillnader i porstorlekar gör dock att framkomligheten för föroreningen minskar eller ökar. I och med dispersionen kan föroreningar sprida sig över ett större område än det som ges av det hydrologiska förloppet. Genom dispersion kan en förorening också transporteras snabbare eller långsammare än vattnets genomsnittliga transporttid. Figur 6 visar dispersionsförlopp genom

olika jordarter och sprickigt berg. Figuren redogör för vilka vägar vattnet tar genom jorden beroende på markens struktur och utseende och därmed vilka framkomligmöjligheter det finns. (Naturvårdsverket, 1996)



Figur 6. Dispersion genom lera, grus, morän och berggrund (Naturvårdsverket, 1996).

Erosion

Erosion är en naturlig del av det geologiska kretsloppet och det brukar talas om två olika typer, vind- och vattenerosion. Vinderosion innebär att förflyttning av mindre, < 1 mm, jordpartiklar genom att vinden för dem med sig. Partiklar som är tillräckligt små, < 0,1 mm, kan transporteras svävande medan större partiklar transporteras krypande eller hoppande. Vinderosionen ökar under torra perioder och då materialet ligger oskyddat och kan exponeras för blåst. Föroreningar som är kolloidalt bundna kan därför spridas med vinderosion. Kolloidal föroreningsspredning kan förekomma även genom vattenerosion. Vattenerosion innebär att finjord, humusämnen och näringsämnen transporteras med vattnet genom avrinning. (Eriksson et al., 2005)

Vittring

Vittring är en naturlig process som ständigt pågår i ute i naturen och den delas ofta in i fysikalisk och kemisk vittring. Den fysikaliska vittringen innebär att partiklar sönderdelas i mindre beståndsdelar eller lösta avlagringar genom olika mekaniska faktorer. Den kemiska vittringen är av större betydelse för föroreningsspredning eftersom den innebär att den kemiska strukturen förändras genom mer eller mindre upplösning av mineral och partiklar. Slutstadiet för den kemiska vittringen är när avlagringarnas lösta mineral har lösts upp i joner och kisel syra. Detta gäller främst de lättlösliga mineralen som då utgör ett tillskott av lösta salter i markvätskan. De mineral som är relativt svårlösliga i marken tenderar dock att åter falla ut som sekundära mineral. Vid kemisk vittring förbrukas i regel vätejoner vilket medför att pH-värdet i marken ökar. Andra faktorer utöver pH-förhållanden som påverkar den kemiska vittringen är tillgång på vatten, mineralens storlek, partiklarnas struktur samt temperaturen. För att vittringen ska kunna fortgå krävs att mineralytorna är vattenbegjutna eftersom reaktionen sker mellan partikelytan på mineralet och marklösningen. Liksom hos alla kemiska reaktioner ökar vittringshastigheten med stigande temperatur. (Eriksson et al., 2005)

2.3.4 Vanliga tungmetallföroreningar

I förorenade jordar i Sverige är vissa tungmetaller mer vanligt förekommande än andra, dessa är bland annat arsenik, bly, kvicksilver och zink. I tabell 1 redovisas de dominerande förekomstformerna hos dessa metaller i jord och i vatten.

Tabell 1. Tungmetallers förekomstformer i mark och markvattnet (Berggren Kleja et al., 2006).

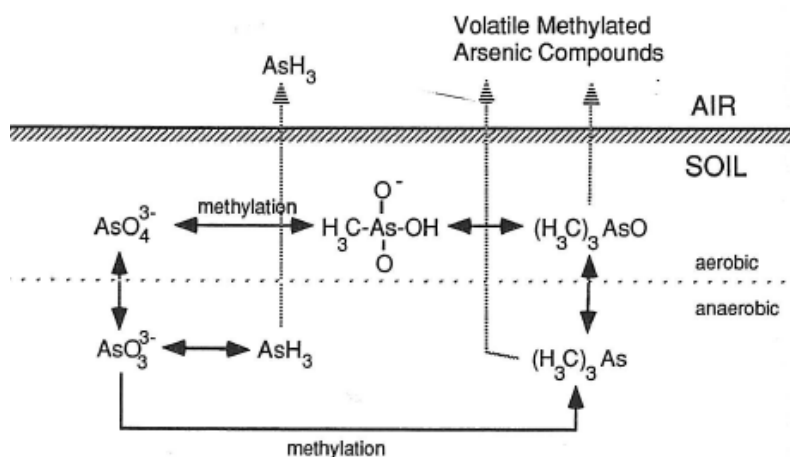
Tungmetall	Dominerande förekomstform i jord	Dominerande förekomstform i vatten
Arsenik (As) Oxidationstillstånd: III eller V (red*/lågt pH)	Adsorberat till Fe- och Al-oxider	$\text{As}(\text{OH})_3$, $\text{As}(\text{OH})_4^-$, $\text{AsO}_2(\text{OH})^{2-}$, AsO_3^{3-} (red*/lågt pH) och AsO_4^{3-}
Bly (Pb) Oxidationstillstånd: II	Bundet till organiskt material samt Fe-, Al- och Mn-oxider. Svår-lösliga sulfider (red*) och karbonater (ox*/høgt pH)	Pb^{2+} samt komplex med DOC
Kvicksilver (Hg) Oxidationstillstånd: II (dominerande), I eller 0	Bundet till organiskt material. Sulfider (red*)	Hg^{2+} huvudsakligen som komplex med DOC
Zink (Zn) Oxidationstillstånd: II	Huvudsakligen bundet till organiskt material samt Fe- och Mn-oxider (høgt pH). Fosfater och hydroxider (starkt förorenade jordar)	Zn^{2+} samt som komplex med DOC (pH>6)

* avser reducerande förhållanden (red) respektive oxiderande förhållanden (ox).

Metallerna kan även vara bundna till andra material samt förekomma i andra oxidationstillstånd och jonformer. Detta sker dock främst under mycket extrema förhållanden.

Arsenik

Arsenik hör till gruppen halvmetaller men ämnet brukar vanligtvis räknas med när det är tal om förorenade tungmetaller. Arsenik förekommer antingen som arsenit (III) eller som arsenat (V) i jorden. Både pH- och redoxförhållanden är av stor betydelse för de olika förekomstformernas mobilitet i marken. Transporten av arsenik i mark- och grundvatten sker främst genom advektion och mekanisk desorption. Arsenit är den mest toxiska formen arsenik och det är den förekomstform som dominerar under reducerande förhållanden i marken. Arsenit är mer känslig för utlakning på grund av att denna har en större löslighetsförmåga än arsenat. Studier har visat att den reducerade formen av arsenik har fyra till tio gånger större lakningsbenägenhet än arsenat. Under mycket reducerande förhållanden kan arsenik med oxidationstillstånd 0 och -III förekomma. Vid bildandet av arsenit kan även flyktiga former av arsenik bildas genom metylering. Redoxomvandlingar av arsenik i marken går mycket långsamt. Med ökande pH eller när mer oxiderande förhållanden uppstår är arsenat den förekomstform som dominerar. Arsenats uppträdande i marken kan liknas med fosfat eftersom de kemiskt sätt påminner om varandra. Under syrerika förhållanden sker oxidation av arsenit till arsenat ofta vid närvaro av magnesiumoxid som då fungerar som elektronacceptor. Figur 7 beskriver de olika kemiska och biologiska transformationsprocesserna för arsenik i marken. Figuren visar även vilka förekomstformer som är vanligast i aeroba respektive anaeroba miljöer.



Figur 7. Arseniks kemiska och biologiska transformationsprocesser i marken (McBride, 1994).

Arsenat adsorberas starkt till järn- och aluminiumoxider vid pH under 8. För den trevärda formen av arsenik, arsenit, är adsorptionen en snabb återvändbar reaktion beroende på förändringar i järnhalt, pH och redoxpotential. Eftersom arsenik förekommer som anjoner i marken bildar de endast ytkomplex med de positivt laddade ytorna på mineral och humusämnen. Arseniks löslighet ökar med ett stigande pH eftersom markpartiklarnas positiva laddningar då minskar. Vid anaeroba förhållanden kan arsenik reagera med sulfid och bilda utfällningar eller komplex. (USEPA, 1999)

Bly

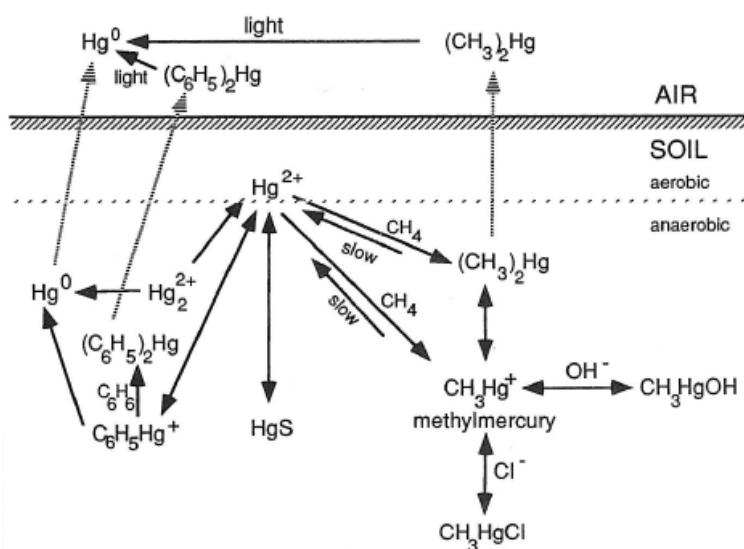
Bly förekommer främst i oxidationstillståndet bly(II) i marken. Under reducerande förhållanden är bly nästintill olösligt när metallen fälls ut tillsammans med sulfider. Svavelgrupper på humusämnen kan bilda starka ytkomplex med bly. När mer oxiderande tillstånd uppstår till följd av att pH höjs minskar blys mobilitet ytterligare. Vid höga pH kan bly ytkomplexbindas till organiskt material eller adsorberas genom jonbyte till oxider och silikater på lerytor. Högt pH ökar också möjligheter för utfällning tillsammans med karbonater, hydroxider och fosfater. Bly är den tungmetall som har minst mobila egenskaper, särskilt under reducerande förhållanden och vid höga pH-värden. Metallen kan dock bilda starka ytkomplex med humusämnen och oxidtytor på mineralpartiklar även om pH är lågt. Eftersom bly gärna bildar lösliga komplex med löst organiskt material kan dess mobilitet trots allt öka något i alkaliska jordar genom denna process. Blyjonen har en hög affinitet för manganoxider. Mangan oxiderar bly(II) till bly(IV) vilket är en mycket mobil förekomstform av bly. Den transporten som sker av bly i mark- och grundvatten sker främst genom advektions- och mekaniska desorptionsprocesser.

Eftersom bly har en stor förmåga att adsorberas genom ytkomplexbildning eller vanlig komplexbildning till organiskt material sker ofta en ackumulering av metallen till de humusrika jordlagren vid markytan. Utlakningen av bly från jordar innehållande mycket organiskt material kan därför vara nästintill obefintlig. (McBride, 1994)

Kvicksilver

I jorden förekommer kvicksilver främst i oxidationstillståndet (II), metallen kan även uppträda i mer reducerande former som kvicksilver(I) och i sin elementära form kvicksilver(0). Reduktion till dess

elementära from kan ske både genom biologiska och kemiska reaktioner i marken. Denna form av kvicksilver är flyktig och ångorna som bildas är extremt toxiska för levande organismer. I syrefria miljöer kan mikroorganismer forma metylkvicksilver som är en flyktighetsbenägen förening mellan kvicksilver och organiskt material. Metylkvicksilver är biotillgängligt och därmed utgör föreningen en stor hälsorisk. Under syrefria förhållanden är det dock vanligt att kvicksilver faller ut som olösliga sulfider, vilket innebär att en del av det metylkvicksilver som annars skulle bildas fastläggs genom utfällning. Figur 8 visar kvicksilvrets kemiska och biologiska transformationsprocesser i marken både i aeroba och anaeroba miljöer.



Figur 8. Kviksilvers kemiska och biologiska transformationsprocesser i marken (McBride, 1994).

Eftersom kvicksilvers kemi är mycket komplex kan det ibland vara svårt att avgöra hur tungmetallens mobila egenskaper tar form. Transporten av kvicksilver i mark- och grundvatten sker främst genom advektion och mekanisk desorption. Lågt pH och oxiderande förhållanden tenderar dock att stabilisera oxidationstillståndet Hg^{2+} och metallen bildar då måttligt starka ytkomplex med funktionella grupper på organiskt material samt med fenol- och karboxylgrupper. Kviksilver bildar liksom bly ofta ytkomplex tillsammans med svavelgrupper på humusämnen. Adsorption av kvicksilver till lermineral, oxider och organiskt material sker i större utsträckning vid högre pH. När pH stiger över 4 är det vanligt att kvicksilver genom hydrolys bildar utfällningen $\text{Hg}(\text{OH})_2$.

Akkumuleringen av kvicksilver i marken återspeglas av halten organiskt material i marken. Toxiciteten för organismer ökar med kvicksilvrets flyktighetsbenägenhet. Ju högre halter av kvicksilvret som tenderar att förångas desto större blir chansen att organismer exponeras för metallen. (McBride, 1994)

Zink

Zink förekommer endast i oxidationstillståndet zink(II) i jorden. Vid låga pH och under oxiderande förhållanden är zink en av de mest lösliga metallkationerna. Transporten av zink i mark- och grundvatten sker främst genom advektion och mekanisk desorption. Zink bildar under dessa förhållanden inte några ytkomplex tillsammans med organiskt material. Vid låga pH och i aeroba miljöer

besitter metallen därför mobila egenskaper vilket gör att den fungerar som en utbytbar jon vid adsorption till lermineral och organiskt material. Vid högre pH adsorberas zink till oxider och aluminumsilikater. Metallen bildar också då ytkomplex med humusämnen vilket minskar dess mobilitet avsevärt. Även om zinkjonsaktiviteten är mycket låg i alkaliska jordar kan zink bilda lösliga organiska komplex som bidrar till att öka dess mobilitet något.

I jordar som innehåller höga halter zinkföroreningar och där pH överstiger 6 kan oxid- och hydroxidutfällningar bildas. Adsorberat zink kan i vattenmättade jordar där reducerande förhållanden råder desorberas och därmed få en ökad mobilitet. Under reducerande förhållanden är det dock vanligast att zink bildar olösliga sulfidutfällningar. (McBride, 1994)

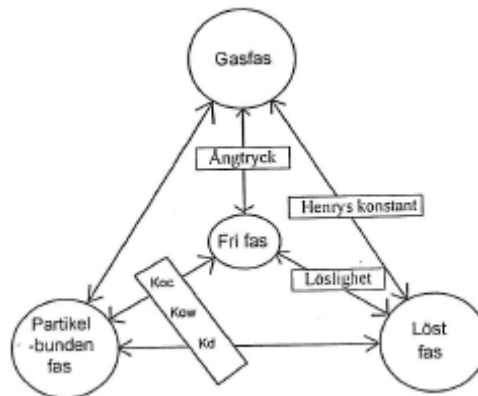
2.4 Organiska föroreningar i mark

Det finns många organiska föroreningar som utgör miljöfarliga ämnen och för att systematisera dessa delas de ofta in efter deras kemiska sammansättning. Alifater är kolväten som består av raka eller grenade kolkedjor, medan aromater utgörs av en bensenring med olika funktionella grupper. Till alifater hör bland annat föroreningar som härstammar från petroleumprodukter, dessa kan även utgöras av aromatiska kolväten. PAH:er är en annan vanlig organisk förorening som består av två eller flera sammankopplade bensenringar. På grund av dess struktur är de mycket svårnedbrytbara i miljön. (Mácsik et al., 1998)

Det är viktigt att känna till hur en organisk förorenings struktur ser ut samt dess fysiokemiska egenskaper för att kunna avgöra hur den kommer att uppträda i marken. Strukturen på marken och vilket material den består av är också högst väsentligt för de organiska föroreningarnas fastläggning, spridning och transport. Många organiska föroreningar har funktionella grupper som karaktäriserar deras utseende. Dessa funktionella grupper är av stor betydelse när förorenings reaktivitet och transformationsprocesser ska förutspås. Till de fysiokemiska egenskaperna räknas löslighet i vatten, flyktighet, densitet samt energiinnehåll. Organiska föroreningar kan också förekomma i olika faser vilket har stor inverkan på deras uppträdande i marken. I följande kapitel beskrivs de olika faserna samt olika processer som är av betydelse för de organiska föroreningarnas fastläggning, spridning och transport. (Sawyer et al., 2003)

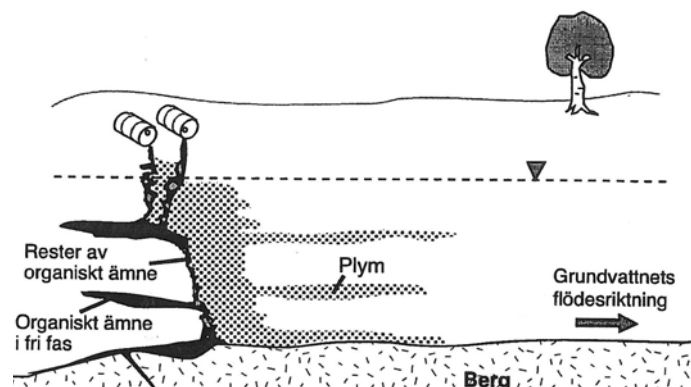
2.4.1 Organiska föroreningars olika faser

De organiska föroreningarna uppträder i olika faser i större utsträckning än tungmetaller. De faser som föroreningar förekommer i är vätske-, fast, gas- och fri fas. Det är framförallt vanligare att organiska föroreningar uppträder i fri fas än vad tungmetallerna gör. Övergångar och jämviktstillstånd mellan de olika faserna samt vilken förekomstform som en organisk förorening uppträder i kan beskrivas genom olika konstanter. Definitioner för dessa konstanter beskrivs i följande avsnitt (2.4.2 samt 2.4.3). Figur 9 visar en schematisk bild över de organiska föroreningarnas olika faser och vilka samband som finns mellan dem. En förorenings fördelning mellan vattenfas och gasfas bestäms av Henrys konstant (K_H). Fördelningen mellan vattenfas och fast fas bestäms av den linjära distributionskoefficienten (K_d). Det är oktanol/vatten-koefficienten (K_{ow}) som styr fördelningen mellan vattenfasen och den fria fasen. Medan det mellan gasfasen och den fria fasen är ångtrycket som är avgörande för fördelningen av den organiska föroreningen. (Åberg, 2001)



Figur 9. Organiska föroreningars faser samt de begrepp och parametrar som används för att beskriva förhållandet mellan de olika faserna (Åberg, 2001).

Icke vattenlösliga föroreningar, så kallade NAPL, tillhör de ämnen som ofta avskiljs från markvattnet och därmed befinner sig i fri fas. För dessa föroreningar är jordens struktur och vattenhalt, förekomst av heterogent material samt densitetsskillnader viktiga parametrar att ta hänsyn till när spridningen av föroreningarna ska undersökas. De föroreningar som är lättare än vatten, LNAPL, tenderar att flyta ovanpå grundvattenytan och spridningen av dessa bestäms huvudsakligen av grundvattenytans lutning. Föroreningar som har högre densitet än vatten, DNAPL, sjunker till botten i akvifererna. Figur 10 visar en transporten av en DNAPL-förorening genom marken. Den icke vattenlösliga föroreningens spridning i den mättade zonen påverkas av lager med olika täthet och lutning framför grundvattenflödet. Den del av föroreningen som sprids med grundvattnet som en plym vilken kan förorena stora mängder av vatten eftersom den kan spridas långt från föroreningskällan. DNAPL-föroreningar kan även tränga ner i sprickor i berggrunden varpå de tränger upp någon annanstans, ibland långt ifrån ursprungskällan. (Naturvårdsverket, 1996)



Figur 10. Organisk icke vattenlöslig förorening tillhörande gruppen DNAPL som sjunker genom den mättade zonen och påverkas av tätare lager på olika djup samt sprids med en plym av förorenat grundvatten (Naturvårdsverket, 1996).

2.4.2 Organiska föroreningars fastläggningsprocesser

Fastläggningen av organiska föroreningar sker främst genom adsorption till organiskt material i marken. De organiska föroreningarna kan liksom metallerna adsorberas olika starkt genom kemisk eller fysikalisk adsorption. En del organiska föroreningar kan bilda utfällningar även om denna process inte är av lika stor betydelse som adsorptionen. Genom olika transformationsprocesser kan föroreningar-

nas egenskaper förändras så att de blir mer eller mindre mobila, dessa processer beskrivs i kommande avsnitt 2.4.4.

Adsorption

Adsorptionen är som tidigare nämnts en mycket viktig fastläggningsprocess för organiska ämnen i jorden. Denna process påverkar bland annat föroreningarnas flyktighet, diffusion och utlakning. Adsorptionen har även inverkan på mikroorganismers förmåga att bryta ner föroreningar samt växter och andra organismers upptag av föroreningar. Beroende på den organiska föroreningens egenskaper kan den adsorberas i olika stor utsträckning. De faktorer som påverkar adsorptionen är föroreningens löslighet i vatten, polära eller ickepolära karaktärer samt syra-bas egenskaper. (USEPA, 1999) Det material som organiska föroreningar oftast adsorberas till i jorden är lermineral samt organiskt material. När föroreningarna adsorberas till dessa material sker det med en eller flera av följande interaktioner; Van der Waals krafter, vätebindningar, dipol-dipolbindningar, jonbyte, kovalent bindning, ligandutbyte, bryggbildning med katjoner eller vattenmolekyler samt hydrofob adsorption. Den hydrofoba adsorptionen är den viktigaste fastläggningsprocessen för de organiska föroreningarna.

Adsorptionen av organiska föroreningar beräknas ofta med de två isotermerna Freundlich och Langmuir (se avsnitt 2.1.4, *adsorptionsisotemer*). I de fall där koncentrationen av den organiska föroreningen är låg och det finns många adsorptionssiter för ämnet kan en förenkling av Freundlich ekvation ($K = C_{\text{jord}}/C_{\text{vatten}}^a$) göras. Förenklingen innebär att mängden adsorberad förorening är proportionell mot den koncentration som finns i lösningen. Värdet på a i Freundlich ekvationen närmar sig då 1 vilket resulterar i en linjär isoterm. Denna förenkling kan även göras när det sker en konstant adsorption av organiska föroreningar, framförallt av ickepolära föroreningar. Under dessa förhållanden kan alltså den linjära distributionskoefficienten (K_d) användas. (Pierzynski et al., 2004)

Eftersom organiska föroreningar inte är lika känsliga för förändringar i pH och jämviktskoncentrationer som metaller kan antagandet om ett konstant K_d -värde oftast stämma bättre för organiska föroreningar. En del organiska föroreningar, till exempel fenoler och klorfenoler, kan dock förekomma i jorden i jonform och dessa har då en liknande pH-beroende adsorption som andra oorganiska anjoner. (Gustafsson et al., 2007)

Med hjälp av den linjära distributionskoefficienten (K_d) kan en annan, för organiska föroreningar användbar, linjär distributionskoefficient beräknas. Den organiska fördelningskoefficienten (K_{oc}) beskriver den hydrofoba adsorptionen, det vill säga föroreningens fördelning mellan 100 % organiskt kol och vatten genom följande formel;

$$K_{oc} = C_{\text{organiskt kol}}/C_{\text{vatten}} \quad (2.8)$$

där

K_{oc} är den organiska fördelningskoefficienten

$C_{\text{organiskt kol}}$ är koncentrationen adsorberad förorening (g/g organiskt kol)

C_{vatten} är föroreningskoncentrationen i lösningen (g/ml markvatten)

K_{oc} -värden brukar vara relativt konstanta och kan därför ibland användas för att beräkna K_d -värden. Eftersom den dominerade adsorptionen av organiska föroreningar sker till organiskt material kan man genom att ta hänsyn till andelen organiskt kol i marken beräkna en förorenings fördelning mellan den fasta fasen och vätskefasen. När andelen organiskt material är större än en procent kan följande formel användas för att beräkna fördelningen;

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (2.9)$$

där

K_d är föroreningsfördelningen mellan den fasta fasen och vätskefasen

K_{oc} är föroreningsfördelningen mellan 100 % organiskt kol samt vätskefasen

f_{oc} är andelen organiskt material i jorden

Den organiska föroreningsfördelningen mellan organiskt material och markvattnet kan även beräknas med hjälp av löslighetskonstanten K_{ow} . En närmre beskrivning av denna konstant följer under avsnittet *Löslighet i vatten*. (Sawyer et al., 2003)

Utfällning

För organiska föroreningar är utfällning inte den mest avgörande immobiliseringsprocessen i marken. Under vissa förhållanden kan dock processen vara av betydelse, som till exempel när polyklorerade fenoler bildar olösliga utfällningar i lösningar där pH-värdet är lägre än 5 och där det finns höga koncentrationer av magnesium- eller kalciumjoner. I vissa fall kan organiska anjoner även bilda måttligt till helt olösliga utfällningar med kalcium-, järn-, och aluminiumjoner. (Boulding & Ginn, 2004)

2.4.3 Spridning och transport av organiska föroreningar

Organiska föroreningar sprids främst löst i mark- och grundvattnet eller som en fri fas. Föroreningarna har ofta flyktiga egenskaper vilket gör att de kan diffundera genom jorden och spridas vidare till atmosfären. Spridning och transport av de organiska föroreningarna kan även ske med samma processer som för metallerna och dessa finns beskrivna i avsnitt 2.3.3.

Löslighet i vatten

Organiska föroreningars löslighet är av största intresse eftersom den har en avgörande betydelse för föroreningarnas mobilitet i marken. De föroreningar som har en hög löslighet tenderar att snabbt spridas i jorden och hydrosfären. Lösligheten av organiska ämnen i vatten är definierat som den totala mängden som löser sig i rent vatten vid en specifik temperatur. När den koncentration organisk förorening som kan lösa sig i vattnet har uppnåtts kommer resterande del av ämnet att finnas i en egen fas i, den fria fasen, eller bundet till olika material.

Organiska föroreningars löslighet i vatten skiljer sig mycket åt även om alla föroreningar är lösliga till en viss grad. När det gäller organiska föroreningar kan uttrycket "lika löser lika" tillämpas, vilket innebär att organiska föroreningar med liknande egenskaper som vatten ofta löser sig bra i mediet. Lösligheten i vattnet är beroende av temperatur, pH, jonstyrka, föroreningspolaritet och närvaron

av organiskt material. De flesta organiska föroreningars löslighet ökar med stigande temperatur. Organiska syror löser sig ofta i större utsträckning vid höga pH medan organiska basers löslighet då minskar. Andelen DOC i vattnet är av stor betydelse för föroreningarnas förmåga att lösa sig och ickevattenlösliga ämnen löser sig ofta i större utsträckning i närvaron av DOC.

För att beräkna en organisk förorenings förmåga att lösa sig i vatten används en koefficient som beskriver föroreningens hydrofoba egenskaper. Genom att kontrollera hur mycket av en förorening som löser sig i oktanol respektive hur mycket som löser sig i vatten är denna koefficient ett mått på den egentliga vattenlösligheten. Koefficienten beräknas med följande formel;

$$K_{ow} = C_{oc}/C_w \quad (2.10)$$

där

K_{ow} är fördelningen mellan mängden organisk förorening i oktanol respektive i vatten

C_{oc} är koncentrationen organisk förorening i oktanol (mg/l)

C_w är koncentrationen organisk förorening i vattnet (mg/l)

Ett högt K_{ow} -värde innebär alltså en låg vattenlöslighet eftersom huvuddelen av den organiska föroreningen då löst sig i oktanol. (Pierzynski, 2004)

Med hjälp av K_{ow} -värdet kan en organisk förorenings fördelning mellan det fasta organiska materialet och markvattnet (K_{oc}) beräknas genom följande samband;

$$K_{oc} = 0,63K_{ow} \quad (2.11)$$

Flyktighet

När ett ämne förångas avgår det från jorden eller markvattnet till atmosfären. Ju färre kolatomer en förorening har desto lättflyktigare är den (Mácsik et al., 1998). Enligt Pierzynski et al. (2004) är det viktigt att känna till föroreningens flyktighetsegenskaper för att kunna förutspå hur föroreningar kommer att uppträda i marken och markvattnet. En förorenings flyktighet från vatten beror både på olika kemiska och fysikaliska faktorer, såsom löslighet och ångtryck. Även interaktioner med suspenderat material och sediment samt vattnets fysikaliska egenskaper såsom djup, turbulens och hastighet spelar en viktig roll. Med hjälp av Henrys lags konstant kan en gas löslighet i vatten beräknas enligt formeln;

$$K_H = P_{gas}/C_w \quad (2.12)$$

där

K_H är Henrys konstant (atm,l/mol)

P_{gas} är gasens partialtryck (atm)

C_w är koncentrationen av gasen i vattnet (mol/l)

En gas löslighet i vatten minskar vanligtvis med ökad molmassa. Om gasen innehåller polära funktionella grupper, som till exempel hydroxidgrupper har den en större förmåga att lösa sig i vattnet. Däremot innebär addition av ämnen som klor och nitrit ofta att gasens vattenlöslighet reduceras.

Faktorer som påverkar en förorenings flyktighet från jord liknar i många fall de faktorer som har betydelse för föroreningars flyktighet från vatten. Ibland dessa finns faktorer såsom ångtryck, löslighet, de funktionella gruppernas struktur, föroreningens adsorptionsegenskaper, koncentration, jordens egenskaper samt temperatur, fuktighet och vindstyrka. En förorening som förflyktigas från jorden måste först och främst ha förmågan att kunna övergå från fast eller flytande fas till gasform. Därefter kan gasen röra sig genom jorden och spridas vidare till atmosfären genom diffusion eller turbulens, det vill säga luftvirvar. (Pierzynski et al., 2004)

2.4.4 Organiska föroreningars transformationsprocesser

Transformationsprocesser kan vara både kemiska och biologiska och de innebär att organiska föroreningarna förändrar utseende och struktur. Processerna kan medföra att egenskaper hos föroreningarna såsom rörlighetsförmåga, toxicitet och reaktivitet förändras. Den kemiska transformationen är abiotisk vilket innebär att de sker utan inverkan av mikroorganismer. Denna är ofta långsammare än biologisk transformation som sker under inverkan av mikroorganismer och därmed är en biotisk process. (Sawyer et al., 2003)

Kemisk transformation

Den kemiska transformationen består av olika viktiga omvandlingsprocesser för organiska föroreningar. Dessa kan bland annat utgöras av fotolys, hydrolys eller redoxreaktioner som för organiska ämnen främst är kopplad till biologisk nedbrytning. Faktorer som påverkar den kemiska transformationen är bland annat pH, redoxförhållanden, temperatur samt fuktighet i marken. (Pierzynski et al., 2004) I följande avsnitt beskrivs olika kemiska processer som är viktiga för transformationen av organiska föroreningar.

Fotolys

Fotolys är en kemisk transformationsprocess som innebär att en organisk förorening omvandlas under inverkan av solljus. I de yttliga jordlagren spelar fotolys en viktig roll för de organiska föroreningarnas nedbrytning. Fotolysen kan ske direkt eller indirekt. Med direkt fotolys menas att solljus absorberas direkt till en organisk förorening, vilket leder till att denna ändrar struktur eller bryts ner. Indirekt fotolys innebär att en annan substans än själva föroreningen absorberar solljus och sedan initierar en serie av reaktioner eller överför energi som till slut leder till att föroreningen omvandlas eller bryts ner.

Fotolysprocessen kan beskrivas genom begreppet halveringstid, vilket innebär den tid det tar för halva koncentrationen av föroreningen att brytas ner. Det kan vara svårt att förutse i vilken utsträckning fotolysreaktioner kommer att ske i marken beroende på jordens heterogena egenskaper samt solljusets förmåga att penetrera materialet. Föroreningars benägenhet att fotolyseras varierar också stort inom olika grupper. Det finns till exempel PAH:er som har en halveringstid under en timme,

medan halveringstiden för andra PAH-föreningar sträcker sig upp mot 70 timmar. (Pierzynski et al., 2004)

Hydrolyys

Hydrolyys uppstår när en förening reagerar med vatten varpå en bindning i föreningens struktur bryts och en ny kemisk förening uppstår. Den vanligaste formen av hydrolyys sker genom att en funktionell grupp på föreningen ersätts med en hydroxidjon från en vattenmolekyl. En hydrolyysreaktion kan även ske när en vattenmolekyl adderas till en kemisk förening. Ett exempel på en sådan reaktion är när vatten adderas till en dubbelbindning mellan två kolatomer och bildar en alkohol. De två hydrolyysprocesserna är oftast oåterkalliga och de kan även medföra att nya hydrolyysreaktioner startar. Hydrolysning av en förening kan resultera i att dess toxicitet minskar eller ökar. Två viktiga faktorer som påverkar hydrolyysprocessen är pH och temperatur. (Boulding & Ginn, 2004)

Vid hydrolyys sker ingen förändring av föreningens oxidationstillstånd. Ett exempel på hur en hydrolyysreaktion kan gå till beskrivs med formeln;



R-CH₂X utgörs här av en halogenerad alifat, där X är halogenen. Denna funktionella grupp ersätts i reaktionen med en vattenmolekyl varpå en alkohol bildas. I grund- och markvattnet är hydrolyys av organiska föreningar en vanligt förekommande reaktion. De ämnen som är mest känsliga för hydrolyys är, förutom halogenerade alifater; amider, aminer, karbamater, epoxider, estrar samt nitriler. (Sawyer et al., 2003) Även om hydrolyys är en vanlig reaktion för många organiska föreningar i vattenlösningar finns dock vissa organiska ämnen som mycket sällan genomgår hydrolyys. Detta beror på att de inte har någon funktionell grupp som gör det möjligt för föreningen att hydratiseras.

Hydrolysen beskrivs liksom fotolysen ofta i termen halveringstid, vilket innebär den tid det tar för halva koncentrationen av föreningen att hydratiseras. Halveringstiden kan variera mycket från förening till förening, vissa koncentrationer kan till exempel halveras bara på någon dag medan det tar flera tusen år innan andra föreningars koncentration halveras. (Boulding & Ginn, 2004)

Redoxprocesser

Det finns både abiotiska och biotiska redoxreaktioner, för de organiska föreningarna är det främst de biotiska reaktionerna som är av störst betydelse (Boulding & Ginn, 2004). Abiotiska redoxreaktioner sker utan inverkan av mikroorganismer medan de biotiska redoxreaktionerna sker med hjälp av mikroorganismer. Den biotiska oxidationen är därför en biologisk transformationsprocess och den finns beskriven under nästkommande rubrik. Abiotiska redoxreaktioner är ofta mycket långsamma. De vanligaste oxidationsmedlen vid oxidation av organiska ämnen är molekyllärt syre, järn(III) samt mangan(III/IV). I förhållande till andra oxidationsmedel kan dessa anses vara involverade i relativt snabba oxidationer. Även fria radikaler skapade genom fotolysprocesser kan fungera som oxidationsmedel vid abiotisk oxidation.

Organiska föreningar som befinner sig i ett högt oxidationstillstånd är ofta mottagliga för reduktion. Abiotisk reduktion är vanligt framförallt i syrefria miljöer. Det kan många gånger vara svårt att

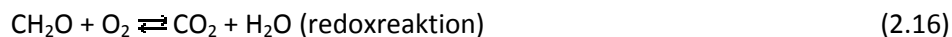
skilja på abiotiska reduktionsprocesser och de som är kopplade till mikrobiell aktivitet. Många reduktionsreaktioner sker som en effekt av mikrobiella processer. Svavelväte och olika föreningar som innehåller järn(II), däribland till exempel sulfater, karbonater och oxider fungerar ofta som reduktionsmedel i marken vid reduktion av organiska föroreningar. Dehalogenering av en organisk förorening kan vara ett resultat från en reduktion av en organisk förorening. Denna reduktion innebär att elektroner tas upp av den organiska föroreningen medan halogenerade atomer avges. (Sawyer et al., 2003)

Biologisk transformation

Biologisk transformation eller biodegradering är en annan typ av transformationsprocess som innebär att en förorening bryts ner av levande organismer. Det är en av de vanligaste nedbrytningsprocesserna för organiska föroreningar. Nedbrytningen av föroreningen kan leda till den får en enklare struktur, detta behöver i sin tur inte betyda att den blir mindre toxisk. Det är inte ovanligt att biprodukterna som bildas till den nedbrutna föroreningen är ännu mer toxiska. Vid biotransformation sker ofta kemiska reaktioner såsom redox-, hydrolys- och konjugationsreaktioner. En konjugationsreaktion innebär att funktionella grupper eller kolväten adderas till en organisk molekyl eller en oorganisk förening. (Boulding & Ginn, 2004)

Den vanligaste biologiska transformationsprocessen för organiska föroreningar i marken är biodegradering, vilken innebär att föroreningen används som substrat i mikroorganismers metabolism. Genom biodegradering bryts föroreningen ner till oorganiska produkter såsom koldioxid, vatten och mineralsalt. Biodegraderingen kan ske under både aeroba och anaeroba förhållanden. Ett exempel på detta är när det organiska bekämpningsmedlet DDT bryts ner. I aeroba miljöer bildas då föreningen DDD. Sker biodegraderingen däremot under syrefria förhållanden bildas istället biprodukten DDE. (Pierzynski et al., 2004)

Nedbrytningen av det organiska materialet är egentligen en biotisk redoxprocess, där den organiska föroreningen fungerar som elektrondonator. Följande formel beskriver oxidationen av en organisk molekyl (CH_2O) med syre som oxidationsmedel och därmed det ämne som reduceras (Eriksson et al., 2005);



Andra biologiska transformationsprocesser är kometabolism som innebär att en organisk förorening bryts ner av de enzymer som mikroorganismer bildar vid nedbrytningen av sina egna födoämnen. Ackumulering, är ett annat exempel på biologisk transformation som innebär att en förorening tas upp i en mikroorganism. (Pierzynski et al., 2004)

2.4.5 Vanliga organiska föroreningar

Vanligt förekommande organiska föroreningar utgörs ofta av olika typer av petroleumprodukter. Källorna till petroleumföroreningars förekomst i miljön kan till exempel vara en nedgrävd cistern eller

ett läckage från någon process. En annan vanlig typ av organisk förorening är PAH:er som ofta fungerar som byggnadsstenar i flera föreningar eller som bildas vid olika typer av processer, däribland ofullständig förbränning. Föroreningarna kan ha olika struktur och det skiljer därmed hur pass lätt de bryts ner eller vilka processer som är av betydelse för deras fastläggning, spridning och transport i marken. I kommande avsnitt beskrivs de två grupperna av organiska föroreningar och deras uppträdande i mark.

Petroleumkolväten

Petroleumkolväten utgörs ofta av ett stort antal olika kolväten, dessa kan vara raka, grenade eller ringformade. Petroleumprodukterna delas in i aromatiska och alifatiska kolväten. De aromatiska kolvätena består av en eller flera bensenringar. De enklaste aromatiska kolvätena brukar kallas BTEX och utgörs av bensen, toluen, etylbensen och xylen. De alifatiska kolvätena kan vara mättade eller omättade. Mättade kolväten är försedda endast med enkla bindningar mellan kolatomerna medan de omättade kolvätena kan ha en eller flera dubbel (alkener) eller trippelbindningar (alkyner) mellan kolatomerna.

Petroleumprodukter tillhör gruppen NAPL och har ofta låg löslighet i vatten. Lösligheten för bensin är ungefär 200-250 mg/l medan lösligheten för tjockolja är mellan 1-20 mg/l. Petroleumprodukterna lägger sig därför ofta som en fri fas ovanpå grundvattenytan när de når den. Petroleumprodukternas fria fas transporteras i samma riktning som grundvattenytan lutar och den delen av föroreningen som löser sig i vattnet sprids tillsammans med grundvattenströmmen. De tyngre petroleumprodukterna transporteras ofta i mark- och grundvatten genom mekanisk dispersion och påverkas i stor utsträckning av densitetsskillnaderna. De lättare petroleumkolvätena transporteras främst genom advektion och mekanisk dispersion. Under petroleumprodukternas transport genom den omättade zonen sker en viss förångning av de lättare kolvätena. Möjligheten för föroreningen att avgå till atmosfären ökar om jorden är torr och genomsläpplig.

Beroende på petroleumproduktens viskositet, jordens permeabilitet och ångtrycket transporteras föroreningen med olika hastighet genom marken. En petroleumprodukt som innehåller få kolatomer är generellt lättflyktigare och bryts lättare ner än en förorening bestående av många kolatomer. För att kunna avgöra petroleumföroreningens förmåga att brytas ner är det också avgörande om den utgörs av grenade kolväten eller raka, eftersom grenade kolväten är med svårnedbrytbara.

Petroleumprodukterna adsorberas främst till organiskt material i marken och därför är förekomsten av detta betydelsefullt för föroreningarnas fastläggning. Petroleumprodukter med fler kolatomer har större förmåga att adsorberas i marken än petroleumprodukter som har få antal kolatomer eftersom dessa lättare förångas och avgår till atmosfären eller bryts ner av mikroorganismer. (Mácsik et al., 1998)

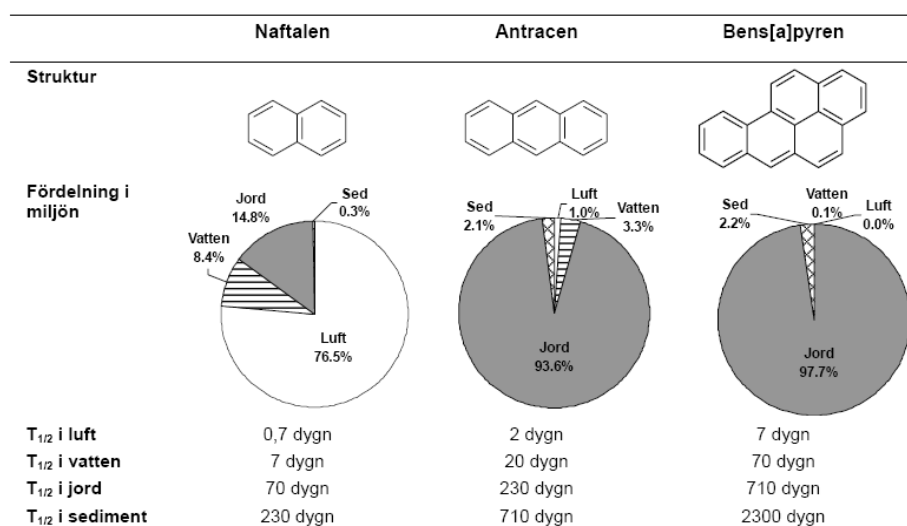
PAH:er

PAH:er är en vanligt förekommande beståndsdel i kreosot och olja och de släpps ofta ut som biprodukter från olika förbränningsprocesser eller andra industriella högtemperaturprocesser. Förekomsten av PAH:er i miljön är ett resultat av ofullständig förbränning.

PAH:erna utgörs av två eller flera sammansatta bensenringar och beroende på sin struktur besitter de olika egenskaper. Generellt har PAH:er inte några flyktiga egenskaper och är svårslösliga i vatten. PAH:er med få bensenringar som till exempel naftalen är däremot mycket lättflyktiga och avgår snabbt till atmosfären. I övrigt sker transporten av lättare PAH:er främst genom advektion och mekanisk dispersion. Tyngre PAH:er som antracen och bens(a)pyren förflyktigas inte i lika stor utsträckning och dessa stannar oftare kvar i marken. Ju fler bensenringar PAH-föreningen består av desto högre blir dess densitet vilket påverkar dess förmåga att lösas i vatten. Transporten av PAH:er med fler bensenringar påverkas ofta av densitetsskillnader och sker genom mekanisk dispersion. PAH:erna tillhör gruppen DNAPL vilket innebär att de sjunker när föreningen når grundvattnet. Föreningen transporteras ner genom marken och lägger sig på botten i grundvattenakvifererna. Även lösligheten av PAH:erna minskar med stigande antal bensenringar.

PAH:er som innehåller två till tre bensenringar bryts ner relativt snabbt i jorden medan PAH:er med fyra eller flera ringar är mer svårnedbrytbara. Nedbrytningsprocesserna av PAH:er är beroende av syre- och näringstillgång samt av hur hårt föreningen är bunden till markpartiklarna. PAH:er binds starkt till organiskt material och sediment. Möjligheterna för adsorption ökar med stigande molekylvikt hos PAH:erna vilket innebär att de tunga PAH:erna ofta blir långlivade i marken.

Figur 11 visar strukturen och fördelningen av PAH:erna naftalen, antracen och bens(a)pyren mellan sediment, luft, vatten och jord. Genom att studera figuren går det att utläsa att fördelningen i de olika miljöerna skiljer sig mycket för olika PAH:er. De tyngre PAH:erna förekommer främst i jord medan PAH:er bestående av färre bensenringar, exempelvis naftalen, till största del förångas. Även halveringstiden skiljer sig från PAH till PAH i de olika miljöerna. De lättare PAH:erna har en mycket kortare halveringstid än de tyngre. (Naturvårdsverket, 2007)



Figur 11. Struktur på tre PAH:er samt deras fördelning mellan jord, sediment, vatten och luft. Figuren visar även halveringstiden för föroreningarna i de olika miljöerna. (Naturvårdsverket, 2007)

2.5 Förändrade markförhållanden hos schaktade massor

Schaktning av förorenade massor är vanligt förekommande vid efterbehandling eller andra markarbeten i till exempel exploateringsområden. När förorenade massor schaktas upp ändras ibland vissa

förhållanden som inte annars skulle ha förändrats om jorden hade förblivit orörd. De förhållanden som kan komma att ändras är:

- Syreförhållandena
- pH-förhållandena
- Strukturen på massorna genom omblandning
- Ökad exponering för bl. a. nederbörd, solljus och vind
- Temperaturförhållandena

Förändring i syre- och pH-förhållanden kan räknas som kemiska förändringar i jorden medan de övriga tre är fysikaliska faktorer. Förändring i jordmassornas syreförhållanden sker i princip alltid vid schaktning och mellanlagring av förorenade massor. Oavsett om miljön i marken tidigare varit aerob eller anaerob så kommer omblandningen av massorna innebära att syreomsättningen i jorden ökar. Syreförhållandena har bland annat betydelse för redoxillståndet i marken, eftersom det i en anaerobmiljö ofta råder reducerande förhållanden. En omblandning av jorden medför ökad syretillgång och därmed kan oxiderande förhållanden uppstå. Däremot kan syreförhållandena minska när massorna läggs tillbaka i jorden till exempel om de placeras under grundvattennivån eller under någon form av hårdgjord yta. Det händer att massor under mellanlagringen täcks över vilket kan leda till att mer eller mindre anaeroba förhållanden uppstår. Även temperaturen kan förändras i massorna när dessa täcks över.

Förändringar i redoxillståndet kan även innebära att pH-värdet ändras. Vid en ökad syretillförsel kan oxidationsreaktioner av organsikt material ta fart vilket i sin tur leder till att pH sjunker något. Detta beror på att det vid nedbrytningen bildas koldioxid som tillsammans med vatten utgör beståndsdelarna i kolsyra, vilken är en svag syra. Det finns också redoxreaktioner där det förbrukas mer vätejoner än vad det produceras och vid sådana reaktioner ökar pH i marken.

Den ökade fysikaliska exponeringen kan ha stor betydelse för förändring av jordens egenskaper. Schaktningen och mellanlagringen kan innebära att massor som tidigare befunnit sig under markytan nu kommer i kontakt med ytan och därmed exponeras för de påfrestningar som finns där. Jorden kan utsättas för nederbörd, solljus och vind vilket leder till erosion av materialet. En ökad exponering för nederbörd kan leda till att partikelbundna föroreningar följer med vattnet genom ytavrinning och på så sätt sprids till omgivande mark och vattendrag. Vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av massorna kan det även ske en kolloidtransport genom damning eller så kallad vinderosion. Vid markarbeten exponeras massor som inte är ordentlig övertäckta för vind vilket gör att det därifrån kan spridas föroreningar, detta gäller framförallt torra massor.

Vittring av de schaktade massorna kan ske både fysikaliskt och kemiskt. Den fysikaliska vittringen innebär att partiklar sönderdelas i mindre beståndsdelar genom olika fysikaliska faktorer. Den kemiska vittringen är av större betydelse för de schaktade massorna eftersom den medför en mer eller mindre upplösning av mineral och partiklar så att den kemiska strukturen förändras. Vittringen sker ofta genom oxidation vid kontakt med luftens syre eller genom upplösningsreaktioner med luftens koldioxid. Upplösningen orsakar en sur reaktion men i regel förbrukas vätejoner vid kemisk vittring vilket leder till en pH-ökning i jorden. Faktorer som påverkar den kemiska vittringen är pH-förhållanden, tillgång på vatten, mineralen och partiklarnas struktur samt temperatur. (Eriksson et al., 2005)

Temperaturen påverkar inte bara erosions- och vittringsprocesser utan kan även påskynda andra reaktioner i marken. Redoxreaktioner, biologisk nedbrytning, hydrolys och fotolys är några av de reaktioner som är temperaturberoende. Ökad exponering för solljus kan även skapa större utrymme för fotolysreaktioner i markens övre lager. (Boulding & Ginn, 2004)

2.6 Förändring i föroreningars spridningsförutsättningar hos schaktade massor

Det finns relativt få undersökningar om förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar vid återfyllnad med förorenade massor. Det finns däremot många faktorer som generellt är av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar. De allra viktigaste processerna för tungmetaller är adsorption och utfällning. Dessa påverkas i sin tur av bland annat faktorer såsom redoxförhållanden och pH. Vid schaktning av massor förorenade med tungmetaller kan vissa förändringar i jordens egenskaper leda till att spridningsförutsättningarna för metallerna förändras. När syrehalten i jorden ökar kan reducerande förhållanden övergå till oxiderande förhållanden. Detta är av betydelse för tungmetaller som adsorberas hårt eller bildar olösliga utfällningar under reducerande förhållanden. Föroreningarnas mobilitet ökar då genom desorption eller att utfällningarna löses upp. Många tungmetaller bildar olösliga sulfidutfällningar under reducerande förhållanden. Dessa kan vid ändrat redox tillstånd lösas ut och metallerna får då mer mobila egenskaper.

Liksom redox tillståndet är pH en mycket viktig faktor för metallernas mobilitet. Metaller som förekommer som katjoner binds hårt vid höga pH medan metaller som förekommer som anjoner binds hårt till marken vid låga pH. Schaktning och mellanlagring kan ge förändringar i redox tillståndet som tidigare beskrivits vilket i sin tur kan påverka pH-förhållandena. Om den mikrobiologiska nedbrytningen tar fart på grund av ökad tillgång på syre kan en effekt bli att pH sjunker något. Detta kan också leda till att mobiliteten för metaller som förekommer som katjoner ökar. En högre mikrobiologisk aktivitet kan innebära att tungmetaller som bundits av organiskt material frigörs. (Eriksson et al., 2005)

För organiska föroreningar är adsorption också en viktig immobiliseringsprocess. De organiska föroreningarna påverkas även i stor utsträckning av kemiska och biologiska transformationsprocesser samt vilka flyktighets- och löslighetsegenskaper föroreningen har. Ökad syresättning av marken i samband med omblandningen vid schaktning kan leda till mer gynnsamma förhållanden för mikroorganismers nerbrytning av organiskt material. Därmed kan biodegraderingen av organiska föroreningar tillta vid schaktning och mellanlagring av förorenade massor.

Många föroreningars mobilitet och spridning är direkt beroende av tillgången och flödet på vatten i marken. Genom ökad exponering för nederbörd kan föroreningar som har benägenhet att följa med vattnet lakas ut ur jorden. Metaller som bildat komplex eller befinner sig i jonform tenderar att följa med vattnet och även lösliga organiska föroreningar utlakas med vattnet. Kemisk vittring där vatten är involverat spelar en ytterst viktig roll för mobiliseringen av olika ämnen. (Eriksson et al., 2005)

Mellanlagring av massor kan leda till att den förorenade jorden i större utsträckning exponeras för solljus. Detta kan starta fotolytiska reaktioner där föroreningarna medverkar. Fotolysen kan medföra att föroreningens struktur förändras vilket i sin tur kan öka dess mobilitetsegenskaper. Vissa PAH:er är mycket känsliga för fotolys. (Pierzynski et al, 2005)

Flyktiga ämnens mobilitet ökar i samband med omblandning av schaktade massor och de kan lättare avgå till atmosfären. Ökad avgång till atmosfären kan ske dels vid själva schaktningen eller när massorna exponeras för vind under mellanlagringen. Massor som ligger på hög kan torka under perioder med lite nederbörd och från dessa kan föroreningar sedan spridas genom partikelbunden damning.

På Sveriges Geologiska Institut har Larsson et al. mellan åren 2000 och 2001 gjort flera undersökningar som behandlar utlakning av PAH:er från vägbeläggingsmaterial. Materialet som undersökts kommer från äldre, uppbrutet och krossat vägbeläggingsmaterial. Resultaten av totalhaltsbestämningen, kolonntesten och ytutlakningen har visat att det sker en utlakning av PAH:er, som i vissa fall bedöms kunna orsaka en negativ miljöpåverkan.

I Larssons undersökning på utlakning av PAH:er ur krossade schaktmassor (2001) gjordes en totalhaltsbestämning på 16 olika PAH:er. Det utfördes även kolonnlakningstest där det genererades lakvätska i vilken 16 PAH:er analyserades och akut-toxisk respons kontrollerades. Testresultaten visade att de flesta PAH:ers utlakning accelererade vid skaktest som sträckte sig över en längre tid. Det vill säga att högre halter av PAH:er lakade ut ju längre tid det gavs möjlighet till utlakning. Detta skulle kunna innebära negativa miljökonsekvenser om materialet låg dränkt i vatten under flera veckor. För att hindra att föroreningar sprids vid mellanlagring där det finns grov jord med närhet till grundvattnen eller sprickigt berg gjordes bedömningen att de krossade schaktmassorna skulle placeras på täta underlag med möjligheter till lakvattenuppsamling. För att minska bildandet av lakvatten var det också aktuellt att täcka massorna med någon form av tak eller presenning. Slutsatsen som drogs av undersökningen var att utlakningen av PAH:er från materialet skulle vara ringa om det användes som det tänkts till bärlager med ett tätskikt ovanpå och om vatten i övrigt hindrades från att komma i kontakt med materialet.

Jansson har i sitt examensarbete *Schaktmassor som inert avfall* (2008) haft som huvudsakligt syfte att kontrollera om totalhaltsanalyser kan användas för att bedöma att kraven på minsta utlakning av metallföroreningar uppfylls. Syftet var därmed att undersöka om det i vissa fall kunde räcka att göra med totalhaltsanalyser och på så sätt undvika att utföra några skaktest. I studien användes 251 insamlade provresultat från fem olika företag. Utifrån dessa provresultat jämfördes utlakade halter med totalhalter för tolv olika metaller, däribland arsenik, bly, kvicksilver och zink. Resultatet från studien visade på att det finns stora osäkerheter om huruvida det går att endast använda sig av totalhaltsanalyser eftersom det kan vara svårt att undersöka utlakningen genom resultat från totalhaltsanalyser. De slutsatser som drogs från examensarbetet var att det behöver utföras fler skaktest på schaktmassor som ska användas som inert avfall, speciellt då halterna i massorna ligger i närheten av MKM eller högre. Arbetet resulterade också i en vägledning för klassning av schaktmassor som inert avfall som kan användas av entreprenörer.

2.7 Sammanställning kunskapsöversikt

Nedan redovisas styrande processer för olika föroreningars fastläggning, spridning och transport i marken (tabell 2). Av tabellen framgår även vilka förändringar som sker av föroreningars spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad. Utifrån dessa processer och förändringar redovisas förslag på vilka parametrar som kan vara av intresse att undersöka för att analysera förändringar i spridningsförutsättningar.

Tabell 2. Styrande processer och faktorer för föroreningars fastläggning, spridning och transport. Beskrivning av de förändringar som kan vara av betydelse för föroreningarnas uppträdande samt vilka parametrar som kan vara av betydelse att kontrollera vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad.

Förorening	Styrande processer och faktorer för fastläggning, spridning och transport i marken	Förändringar av betydelse vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad	Parametrar som bör kontrolleras
Arsenik	Transporteras genom advektion och mekanisk dispersion i mark- och grundvatten. Aeroba förhållanden: binds starkt genom adsorption främst till Fe- och Al-oxider vid pH < 8. Anaeroba förhållanden: bildar utfällningar och komplex med sulfider.	Syreförhållande, pH-höjningar, ökad vattenerosion	pH, redox, förekomst av Fe- och Al-oxider samt av sulfider, grundvattennivå och grundvattenströmning
Bly	Bindes mycket starkt till humusämnen och organiskt material vid pH > 4. Transporteras som lösta humuskomplex eller genom kolloidtransport bundet till järnoxider och humusämnen genom advektion och mekanisk dispersion i mark- och grundvatten. Aeroba förhållanden: utfällningar med karbonat, hydroxid och fosfat vid högt pH. Anaeroba förhållanden: sulfidutfällningar.	Syreförhållande, pH-sänkningar, nedbrytning av organiskt material, ökad vind- och vattenerosion	pH, redox, förekomst av sulfider, mangan och organiskt material, grundvattennivå och grundvattenströmning
Kvicksilver	Bindes till organiskt material och lermaterial. Transporteras som lösta humuskomplex genom advektion och mekanisk dispersion i mark- och grundvatten samt genom förångning som metylkvicksilver eller i dess elementära form. Aeroba förhållanden: Hydroxidutfällning vid pH > 4. Anaeroba förhållanden: sulfidutfällningar, metylering genom mikrobiella processer.	Syreförhållanden, pH-sänkningar, nedbrytning av organiskt material, ökad vind- och vattenerosion	pH, redox, möjlighet till förångning, förekomst av sulfider, organiskt material och DOC, grundvattennivå och grundvattenströmning
Zink	Bindes till organiskt material samt till Fe- och Mn-oxider samt bildar oxid- och hydroxidutfällningar i starkt förorenade jordar vid pH > 6. Adsorberas elektrostatiskt (jonbyte) till organiskt material och lerpartiklar vid lågt pH. Transporteras genom advektion och mekanisk dispersion i mark- och grundvatten.	pH-sänkningar, nedbrytning av organiskt material, ökad vattenerosion	pH, förekomst av organiskt material, grundvattennivå och grundvattenströmning

Petroleum-kolväten	Binda till organiskt material. Transporteras genom densitetsskillnader, advektion, mekanisk dispersion och förångning. Förekomsten påverkas av mikrobiella nedbrytningsprocesser.	Syreförhållanden, biologisk nedbrytning, omblandning av jord, ökad vind- och vattenerosion	Förekomst av organiskt material, möjlighet till förångning och biologisk nedbrytning, grundvattennivå och grundvattenströmning
PAH	Binda till organiskt material. Transporteras genom densitetsskillnader, advektion, mekanisk dispersion och förångning. Förekomsten påverkas av mikrobiella nedbrytningsprocesser.	Syreförhållanden, biologisk nedbrytning, omblandning av jord, ökad vind- och vattenerosion	Förekomst av organiskt material, möjlighet till förångning och biologisk nedbrytning, grundvattennivå och grundvattenströmning

3 Intervjustudie

I detta kapitel beskrivs examensarbetets andra del som utgörs av en intervjustudie. Intervjuerna har utförts med syftet att öka förståelsen för hur frågor gällande återfyllnad med förorenade massor behandlas samt för att ta reda på hur kunskapsläget ser ut inom området idag. Genom att intervjua myndighetspersoner på kommuner och länsstyrelsen samt konsulter som är verksamma inom branschen har ett brett perspektiv på ämnesområdet erhållits. För att öka bredden ytterligare intervjuades även en representant från Naturvårdsverket samt en representant från SGI.

3.1 Metodik

Denna intervjustudie utgörs av kvalitativa intervjuer vilket innebär att formuleringen av frågorna har varit raka och enkla samtidigt som de svar som erhållits blivit mycket komplexa och omfattande. Detta medför att det efter genomförd intervjustudie finns ett rikt material med mycket information som behöver bearbetas. (Trost, 2005) I följande avsnitt beskrivs bakgrundsinformation till intervjuerna, vilka aktörer som har medverkat samt hur intervjustudien gått till.

3.1.1 Medverkande i intervjuerna

De personer som medverkade i intervjustudien valdes ut med hjälp av handledare och referensgrupp. Personerna som kontaktades var yrkesverksamma inom branschen som handledare eller referensgrupp någon gång kommit i kontakt med eller hört talas om. Under själva intervjuerna kom även de intervjupersonerna med namnförslag på personer som sedan kontaktades för förfrågan om deltagande i intervjustudien. För att få en bredare kunskap och för att se om det fanns några skillnader i uppfattningar och arbetssätt kontaktades myndigheter och konsulter runt om i landet för intervjuer.

Sammanlagt utfördes fjorton intervjuer, varav sju med myndigheter och sju med konsulter. Myndighetspersonerna bestod både av representanter från både större och mindre kommuner, länsstyrelsen, Naturvårdsverket samt SGI. Konsulterna kom från konsultföretag verksamma inom branschen, däribland Kemakta, Ramböll, Structor, SWECO, Vectura och WSP. De medverkande personerna hålls anonyma i enighet med Konfidentialitetskravet (Humanistisk-samhällsvetenskapliga rådet, 1990).

3.1.2 Tillvägagångssätt

Inledningsvis började intervjuprocessen med framtagande av intervjufrågor. För att få en bättre översikt av kunskapsläget inom de olika yrkeskategorierna utformades olika frågor för myndigheter och konsulter. Myndigheternas frågor inriktades på hur arbetet sker med ärenden som kommer in gällande återfyllnad med förorenade massor samt vilken vägledning som är aktuell för beslut inom området. Konsulternas frågor inriktades mer mot hur processer som är avgörande för förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar analyseras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad med förorenade massor. Vissa frågor som utformades var gemensamma för samtliga yrkeskategorier. Totalt utformades 23 frågor till myndighetspersonerna respektive 21 frågor till konsulterna (se Bilaga 1). För de två representanterna från Naturvårdsverket och SGI formulerades frågor anpassade just för deras yrkesroll, även dessa frågeformulär finns redovisade i Bilaga 1. Frågorna skickades till examensarbetets examinator och referensgrupp för synpunkter och respons innan intervjuerna påbörjades.

De rekommenderade personerna för intervjustudien kontaktades per telefon för att ombes att delta i en intervju. Personerna fick en kort presentation av examensarbetets upplägg och syfte samt praktisk information om själva utförandet av intervjun. Som tack för sin medverkan erbjöds ett exemplar av det färdiga examensarbetet. Därefter fick de avgöra om de ville medverka eller inte, varpå en tid för intervju bokades in. Vissa av de tillfrågade intervjupersonerna önskade att få se frågorna i förväg och dessa skickades då ut via mail.

Intervjuerna utfördes per telefon och i den mån det var möjligt genom personliga möten med intervjupersonerna. Eftersom de första frågorna i en intervju enligt Trost (2005) kan vara avgörande för hur resten av intervjun fortgår inleddes intervjun med att varje person ombads att berätta lite om sitt yrke och hur länge de varit verksamma inom branschen. Därefter påbörjades själva intervjun med samma fråga oavsett vilken yrkeskategori intervjupersonen tillhörde. I Bilaga 2 respektive Bilaga 3 redovisas fullständiga frågeformulär med svar för myndigheter och konsulter. Varje intervju tog ungefär en timme att genomföra, tidsåtgången varierade dock mycket från person till person. Efter intervjun sammanställdes svaren och skickades via mail till berörd person som medverkat i intervjun, för att dessa skulle kunna komma med kommentarer och synpunkter på tolkningarna av svaren. När varje intervjuperson godkänt svaren från sammanställningarna sattes tolkningarna ihop via yrkeskategori för att sedan ligga till grund för resultatet av intervjustudien.

4 Resultat

Svaren på frågorna från intervjustudien blev i många fall mycket omfattande. De omfattande svaren gjorde tillsammans med faktorn att ämnesområdet är mycket komplext att sammanställningen av resultatet försvårades. Intervjustudien har sammanställts i tabellform där svar och kommentarer från samtliga intervjupersoner har beaktats. I de fall där deltagarna svarat på liknande sätt har deras åsikter och synpunkter lagts ihop. När det framträtt att intervjupersonerna har skiljda åsikter har dessa redovisats var för sig och ett resonemang kring detta sker under examensarbetets diskussionsdel.

Nedan följer en sammanfattning av svaren ifrån samtliga intervjuer. Resultatet är uppdelat i gemensamma frågor samt enskilda frågor för myndigheter och konsulter. I bilaga 1 redovisas fullständiga frågeformulär och i bilaga 2 och 3 kan myndigheternas respektive konsulternas fullständiga svar utläsas. I sammanställningen av de gemensamma frågorna redovisas både myndigheters och konsulters uppfattningar. Under respektive yrkeskategori redogörs för mer specifika frågor som utformats just för denne aktör.

4.1 Gemensamma frågor

För myndigheter och konsulter hade elva gemensamma frågor utformats, vissa frågor är en sammanställning av flera liknande frågor. Nedan redovisas de elva gemensamma frågorna med tillhörande svar.

Fråga 1	<i>Förändras föroreningars spridningsförutsättningar vid schaktning mellanlagring och återfyllnad med förorenade massor?</i>
Myndigheter	Samtliga medverkande svarar ja
Konsulter	Samtliga medverkande svarar ja

Fråga 2	<i>Har du några erfarenheter från ärenden/projekt där återfyllnad med förorenade massor som klarar åtgärdskraven har förekommit?</i>
Myndigheter	Samtliga medverkande svarar ja
Konsulter	Samtliga medverkande svarar ja

Fråga 3	<i>Vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i föroreningars spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?</i>
Myndigheter	Det beror på vilken jordart och vilka typer av föroreningar som förekommer. Syresättning av materialet leder till oxidationsprocesser och vittring vilket är en viktig process. Även faktorer såsom större exponering för vatten, ökad erosion, hydrologin på platsen, omblandning av jorden, strukturen på materialet och halten organiskt material kan påverka föroreningars spridningsförutsättningar.
Konsulter	Det beror på vilken förorening som förekommer. Faktorer såsom vattengenomströmning, syresättning, omblandning, nedbrytning av material, vittring, pH- och redoxförhållanden är viktiga för eventuella förändringar i spridningsförutsättningar.

Fråga 4	<i>Vilka åtgärder är nödvändiga att vidta för att minska eventuell ökad spridning av föroreningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor?</i>
Myndigheter	Massorna kan placeras på täta underlag eller läggas i en container samt täckas över med presenning. För att undvika damning kan massorna vattenbegjutas. Genom att anordna en fordonstvätt kan spridningen från leriga fordon minska. De förorenade massorna kan separeras från de rena med geotextil vid återfyllnad. Det är viktigt att det sker en noggrann dokumentation var förorenade massor använts för återfyllnad.

Konsulter	Grundvatteninströmning i schakten kan minskas genom att hålla dem små, spontning eller länshållning och på så sätt även föroreningsspridningen. Massorna kan placeras på en tät yta där infiltration undviks och det sker en kontrollerad avrinning. Genom att schakta under kallare årstider minskar avgången av flyktiga föroreningar. Förorenade massor kan vid återfyllnad separeras från rena massor med geotextil. Dokumentering av var förorenade massor använts för återfyllnad är viktigt för att undvika framtida schaktning i dessa massor.
-----------	--

Fråga 5 <i>Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?</i>	
Myndigheter	Återfyllnaden med förorenade massor ingår vanligtvis i anmälan om efterbehandling. I anmälan ska det beskrivas hur man ska gå tillväga för att uppnå de åtgärds mål som satts upp så att åtgärderna inte innebär någon skada på människor eller miljö. Anmälan ska också innehålla en beskrivning av områdets förutsättningar (geologi, hydrologi, föroreningssituation). I anmälan ska hanteringen av massorna tas upp, vad de består av, hur de klassats, var de ska mellanlagras, var de ska användas för återfyllning samt på vilka djup man tänkte återfylla. Åtgärder för att minska damning och buller är också något som bör ingå i en anmälan.
Konsulter	Återfyllnaden med förorenade massor ingår vanligtvis i anmälan om efterbehandling. I anmälan görs en beskrivning av åtgärds målen som satts upp i dialog med tillsynsmyndigheten samt hur dessa ska uppfyllas. Kvalitetskrav på massorna, bakgrundshalter, var återfyllnad ska ske, masshantering och vilken markanvändning som kommer att ske på platsen är också punkter som tas med i en anmälan.

Fråga 6 <i>Vilken hänsyn tas till eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar i en anmälan?</i>	
Myndigheter	Förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar är normalt inget som tas upp i en anmälan. Det kan däremot tas upp i föreliggande rapporter och markundersökningar. Det är viktigt att man i dessa rapporter belyser alla de risker som man bedömer att det finns vid återfyllnad och att det är enkelt att följa det resonemanget.
Konsulter	Hänsyn till förändringar i spridningsförutsättningar tas redan innan åtgärds målen upprättas genom en riskbedömning. Om det finns misstanke för att spridningsförutsättningarna kan förändras måste detta redovisas.

Fråga 7 <i>Vilka lagar och regler är viktiga för beslutsfattande gällande återfyllnad med förorenade massor?</i>	
Myndigheter	2, 9, 10, 22 och 26 kap. MB är kapitel som berörs vid beslutsfattande gällande återfyllnad med förorenade massor. Bland hänsynsreglerna är försiktighetsprincipen och rimlighetsprincipen de viktigaste lagarna. Även Naturvårdsverkets vägledning att det inte är att tillåta förorena upp till olika riktvärden har en avgörande betydelse.

Konsulter	2 kap. MB där försiktighetsprincipen spelar en avgörande roll. Anmälan om återfyllnad med förorenade massor ska ske enligt miljö- och hälsoskyddsförordningen. Även Naturvårdsverkets vägledning att det inte är tillåtet att förorena upp till olika riktvärden har betydelse för beslutsfattandet.
-----------	--

Fråga 8 <i>Hur använder man sig av hänsynsreglerna, vilken väger tyngst av dessa?</i>	
Myndigheter	Hänsynsreglerna beaktas alltid vid beslut gällande återfyllnad med förorenade massor. Hälften av myndighetspersonerna anser att försiktighetsprincipen väger tyngst eftersom det måste finnas tillräcklig kunskap om riskerna för att få återfylla med förorenade massor. Övriga myndighetspersoner har åsikten att alla hänsynsregler väger lika. Rimlighetsprincipen, där bland annat ekonomin spelar in, är viktigt för de avvägningar som myndighetspersonerna ska göra.
Konsulter	De hänsynsregler som man använder sig av är försiktighetsprincipen, hushållningsprincipen och rimlighetsprincipen där även ekonomiska aspekter vävs in.

Fråga 9 <i>Vilka faktorer är viktiga när beslut ska fattas gällande återfyllnad med förorenade massor?</i>	
Myndigheter	Återfyllanden får inte innebära någon negativ påverkan på människor eller miljön. Man får inte förorena upp till de riktvärden som satts upp och förorenade massor får inte användas för återfyllnad i rena områden. Andra parametrar som påverkar myndigheternas beslut gällande återfyllnad är <i>förorenade ämnen</i> samt vilka <i>halter</i> och <i>mängder</i> det rör sig om, <i>miljökvalitetsmålen</i> , <i>kunskap bakom projektet</i> (riskbedömning), <i>markanvändning</i> (långsiktiga perspektiv), <i>kostnader</i> , <i>behov</i> (tillgång på massor), <i>transportfrågan</i> (avstånd till närmsta deponi), <i>bakgrundshalter</i> samt <i>möjlighet till dokumentation</i> .
Konsulter	Vilka faktorer som påverkar besluten gällande återfyllnad med förorenade massor varierar från handläggare till handläggare. Det är viktigt att det gjorts en rimlig riskbedömning som visar att det finns tillräcklig kunskap för återfyllanden. Två andra faktorer som påverkar besluten är att föroreningshalterna i jorden får inte höjas vid återfyllnad och att det är inte tillåtet att förorena upp till riktvärdena.

Fråga 10 <i>Vilka skillnader finns det i uppfattningen gällande återfyllnad med förorenade massor mellan myndigheter och konsulter?</i>	
Myndigheter	Konsulter ser ofta på problemet ur ett kortsiktigt tidsperspektiv och kan ha en övertro på förmågan av den administrativa dokumentationen när det gäller var förorenade massor används för återfyllnad. Konsulter anser ofta att massor med högre halter av föroreningar kan användas för återfyllnad. De ser situationen ur ett riskperspektiv vilket innebär att de kan acceptera högre halter om riskerna för spridning är små. Myndigheter har större fokus på miljömålet en giftfri miljö och strävar därför efter att minska den totala mängden föroreningar i marken.

Konsulter	Konsulter anser ibland att man kan återanvända mer massor än vad myndigheter gör. Myndigheter fokuserar på miljönyttan och ser mer principiellt på återfyllnaden. Deras uppgift är att peka på problemen, medan konsulter försöker komma med ett bra underlag för att möjliggöra återfyllnad. Myndigheterna har inte fokus på massornas tekniska lämpbarhet utan koncentrerar sig mer på vilka föroreningshalter som de innehåller.
-----------	---

Fråga 11 *Finns det behov av att öka kunskapen om eventuell förändring i förorenings spridningsförutsättningar vid återfyllnad med förorenade massor?*

Myndigheter Hälften av myndighetspersonerna svarar ja på frågan. Det kan göras genom forskningsprojekt kombinerat med modelleringar. Kunskapen kan spridas till yrkesverksamma genom nätverket Renare Mark eller Naturvårdsverket i till exempel liknade projekt som Hållbar Sanering.

Konsulter Fem av sju konsulter tyckte att kunskapen behöver ökas. Det kan göras genom uppföljning och kontroller (till exempel med grundvattenrör), forskning kring betydelsen av olika geokemiska förhållanden i marken samt mellanlagringens påverkan. Kunskapen kan spridas genom till exempel SGI och examensarbeten.

4.2 Myndigheter

Nedan redovisas fyra av de frågor som enbart ställdes till myndighetspersoner. De frågor och svar som inte redovisas i detta avsnitt kan studeras i Bilaga 2.

Vad händer oftast med de massor som schaktas upp och som uppfyller åtgärdskraven?

De hamnar på schaktmassetippar eller deponi. De kan även användas för täckning av deponier eller i vissa fall återanvändas inom området.

Vilka krav ställs på återfyllnadsmassor?

Ett krav som ställs är att massorna ska vara tekniskt lämpliga. De ska inte innehålla högre halter av föroreningar än de halter som finns på den plats där de används för återfyllnad. I vissa delar av landet ställs kravet att massorna ska vara av jungfrulig karaktär eller inte överstiga de generella riktvärdena för KM. I Stockholm finns dock ett uttalat mål om att återanvända massor i så stor utsträckning som möjligt.

Vilka miljö kvalitetsmål är av betydelse för återfyllnad med förorenade massor?

En *giftfri miljö* är det primära miljömålet som tillämpas till störst del inom området. Andra miljö kvalitetsmål som berörs är *begränsad klimatpåverkan*, *god bebyggd miljö*, *grundvatten av god kvalitet* samt *levande sjöar och vattendrag*.

På vilket sätt kommer Naturvårdsverkets nya handbok "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten" påverka myndigheters arbete med återfyllnad med förorenade massor?

Samtliga myndighetspersoner anser att handboken kommer att ha betydelse för arbetet med återfyllnad med förorenade massor. Den kan användas som handledning inom dessa ärenden. I och med handboken blir det lättare att tolka uttrycket ringa eftersom det nu har definierats med siffror.

Enligt en av de intervjuade anser är handboken långt ifrån verkligheten och tycker att det är tråkigt efter så lång tids arbete. Den medverkande tror trots detta att boken kommer få stor betydelse för myndigheters arbete.

4.3 Konsulter

Nedan redovisas en sammanställning på frågor endast ställda till konsulter. Frågorna är sammanvävda av flera olika frågeställningar, se Bilaga 3 för fullständiga svar på samtliga frågor.

Vilka problem kan uppstå vid återfyllnad med förorenade massor?

De problem som kan uppstå är att det kan finnas svårigheter med att ta representativa prover på en stor mängd jord, massorna kan vara tekniskt olämpliga, det kan finnas brister i kontrollen av massorna vid schaktning och mellanlagring, kommunikationen mellan entreprenörer, problemägare, konsulter och tillsynsmyndigheter fungerar dåligt samt att det kan finnas meningsskildaktigheter angående vilka massor som får användas för återfyllnad.

Hur kontrolleras eventuella förändringar i spridningsförutsättningar och vad kan göras för att förhindra dessa?

Det sker vanligtvis inga kontroller av eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna. Istället görs modelleringar samt undersökningar av omgivningen och dess förutsättningar. I de fall där det är relevant utförs lakteter och mätningar av pH och redox (redoxmätningar utförs främst i sediment). Generellt utförs flest kontroller innan arbetet, mindre kontroller under arbetet och inga kontroller efter arbetet.

För att undersöka förändringar i spridningsförutsättningar kan mätningar göras i grundvattenrör innan och efter markarbetet. Dessa mätningar bör utföras under en längre tid för att få en uppfattning om eventuella variationer under olika årstider.

För att undvika att det sker förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar bör återfyllnad inte ske under grundvattennivån och det bör inte heller ske någon ökad grundvatteninströmning till området. Massorna kan placeras på hårdgjorda ytor eller övertäckta för att minska infiltrationen och därmed utlakning av föroreningar från dem. Det skulle även kunna vara möjligt att använda sig av barriärer i marken för att undvika eventuell förändring i spridningsförutsättning.

5 Diskussion

I detta kapitel diskuteras resultaten som framkommit under examensarbetets gång. Här knyts det an till förstudiens syfte, målsättning, metod och problemformulering. Kapitlet är uppdelat i tre underrubriker där det först sker en diskussion kring förändringar i spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad med utgångspunkt från intervjustudien. Därefter diskuteras de lagar, regler och miljökvalitetsmål som är av betydelse för återfyllnad med förorenade massor. Avslutningsvis tas andra parametrar och aspekter upp som ligger till grund för beslut gällande återfyllnad med förorenade massor. Även om fokus i detta examensarbete har legat på betydelsen av förändringar i spridningsförutsättningar finns det andra parametrar som är så pass viktiga för besluten att dessa inte kan bortses från.

5.1 Förändring i föroreningars spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad

Genom examensarbetets kunskapsöversikt framkom det att det finns mycket information om föroreningars fastläggning, spridning och transport i marken när det gäller massor som inte utsatts för schaktning, mellanlagring och återfyllnad. Olika processer och påverkande faktorer är väl beskrivna både i svenska och utländska källor. Det ser däremot ofta annorlunda ut i praktiken än i teorin vilket kan innebära svårigheter med att göra bedömningar om föroreningarnas verkliga spridning ute i miljön. Det finns många faktorer som har betydelse för föroreningars uppträdande i mark. Fastläggningen, spridningen och transporten beror bland annat på markens struktur, vad den består av, vilka andra ämnen som är närvarande samt föroreningens kemiska och fysikaliska egenskaper. För att ta reda på hur en förorening kommer att spridas krävs därför i många fall en noggrann analys av förutsättningarna i marken samt de andra parametrarna som påverkar föroreningens mobilitet. Enligt kunskapsöversikten är de viktigaste processerna för ökad eller minskad spridning av de tungmetaller som behandlas i detta examensarbete adsorption främst till organiskt material, utfällning och redoxprocesser. För samtliga av dessa processer är pH en avgörande faktor. När det kommer till organiska föroreningar är nedbrytning med hjälp av mikroorganismer, adsorption till organiskt material och densitetsstyrd transport dominerande processer för föroreningarnas fastläggning, spridning och transport.

Trots mängden litteratur över dominerande processer för föroreningars fastläggning, spridning och transport i marken finns det mycket få undersökningar gjorda på vad som händer med spridningsförutsättningarna när massor schaktas, mellanlagras och sedan används för återfyllnad. Det finns en brist på undersökningar om återfyllnad med förorenade massor och det är därför svårt att finna några utförda studier inom detta ämne. SGI har dock gjort en undersökning som beskrivs under avsnitt 2.6. Studien visade att det kan vara lämpligt att återanvända material innehållande lägre halter av föroreningar under vissa förhållanden. Det skedde endast ringa utlakning av föroreningar från det material som nyttjades i denna studie när det användes på det sätt som det var tänkt. En slutsats som kan dras från undersökningen är att det är möjligt att använda material av den här typen för återfyllning om det sker under de förutsättningar som krävs för att det inte ska påverka omgivande miljö eller människor negativt.

Eftersom fokus i detta examensarbete ligger på om huruvida föroreningars spridningsförutsättningar förändras när massor schaktas, mellanlagras och används för återfyllnad var större delen av intervjustudien kopplad till detta, framförallt de frågor som ställts till konsulter. Av intervjustudien framgick att kunskapen om föroreningsspridning hos myndigheter och konsulter varierar. De flesta aktörer som medverkade i intervjuerna ansåg att det finns en kunskapsbrist om förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar bland yrkesverksamma i branschen. De få som inte delade den åsikten menade att de förorenade massorna som används som återfyllnad endast innehåller en mindre föroreningsmängd och därför har förändringar i spridningsförutsättningar inte någon större betydelse. Samtliga medverkande i intervjustudien var dock överrens om att spridningsförutsättningarna förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor.

När konsulterna tillfrågades vilka processer och faktorer som är viktigast för förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar var det generella svaret att det beror på vilka föroreningar det rör sig om och vilka förhållande som råder i marken. Frågorna i intervjustudien angående hur föroreningars spridningsförutsättningar eventuellt förändrades behandlade föroreningar i största allmänhet och det var kanske därför svårt att få fram svar som var mer uttömmande kring varje förorening. Eftersom ingen av konsulterna hade varit med om att göra några analyser på förändringar i spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad kunde de inte relatera till något specifik projekt när frågan ställdes till dem.

Med avseende på bristen av utförda undersökningar och kontroller av förändringar i föroreningsspridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad skulle det vara bra om detta utreddes mer grundligt. Eftersom också de medverkande i intervjustudien bekräftade att det finns en kunskapsbrist inom området finns ytterligare ett argument till varför det är nödvändigt att göra utförligare kontroller efter slutförd sanering och genomförd återfyllnad med förorenade massor.

För att minska föroreningsspridningen vid själva schaktningen är det viktigt att försöka se till att det inte dammar. Det kan vara svårt eftersom det inte går att täcka över massorna som tas upp i en grävskopa. Ett sätt att undvika damning under schaktningen är att inte gräva under de torraste perioderna på året. Vid mellanlagring kan föroreningsspridning också ske genom damning. Det kan dessutom ske genom förångning, erosion och utlakning från massorna. I de fall där massorna innehåller föroreningar som tenderar att förångas eller utlakas vid infiltration genom massorna kan de behöva täckas över. Övertäckning bör främst göras om massorna innehåller högre halter av föroreningar vilket innebär att det oftast inte är nödvändigt att täcka över massor som är aktuella för återfyllnad, eftersom dessa massor generellt innehåller lägre halter av föroreningar. Massorna kan också behöva läggas på ett tätt underlag eller i en container för att undvika spridning av föroreningar genom utlakning neråt i marken där de så småningom kan komma i kontakt med grundvattnet. Eftersom det oftast rör sig om så pass låga halter föroreningar i de massor som ska användas för återfyllnad är det mindre vanligt att dessa åtgärder utförs.

För att kontrollera förändringar i spridningsförutsättningar efter återfyllnad är det nödvändigt att undersöka området under en längre tid. Det behövs göras mätningar både innan, under och efter projektet. Från intervjustudien framkom att de undersökningar som görs innan ett projekt ofta brukar vara grundliga medan de som görs under projektet inte är lika utförliga. Efter projektet sker mycket liten uppföljning med mycket få undersökningar eller inga alls. Myndigheterna ställer oftast inte heller några krav på detta förutom att det generellt ska framgå i riskbedömningen på vilket sätt

spridning av föroreningar kan komma att ske. Om massorna ska användas för återfyllnad under grundvattennivån är det vanligare att högre krav på redovisning av spridning ställs. Mer utförliga undersökningar som sker i tre etapper, innan, under samt efter markarbetet, skulle kunna leda till en ökad kunskap om förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar. Förmodligen skulle också fler undersökningar om hur eventuella förändringar av föroreningars spridningsförutsättningar sker vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad kunna medföra att myndigheter blir mer säkra när de ska fatta sina beslut. Ett vetenskapligt konstaterande som påvisar att det inte sker någon större förändring av föroreningars spridningsförutsättningar skulle kunna ge konsulterna stöd för sina påståenden och därmed skapa ett bättre beslutsunderlag för myndigheterna.

Spridningsförutsättningarna redovisas främst i riskbedömningen. Även om konsulterna under intervjustudien redovisar att riskbedömningen främst avser nuläget skulle de risker som finns med förändringar i spridningsförutsättningar kunna beskrivas tydligare i en riskbedömning. Typ av förorening och vilka halter eller mängder som avses att återanvändas påverkar också spridningen av föroreningar. Beroende på vilka föroreningar det finns i massorna sker spridningen av dessa på olika sätt. Till detta hör också de markkemiska och fysikaliska förhållandena, som också påverkar föroreningsspridningen och därför borde redovisas i riskbedömningen. Genom intervjuerna med myndigheterna framgick det att en väl utförd riskbedömning där det tydligt framgår att det finns kunskap om spridningsriskerna kan skapa en större välvilja till återfyllnad, om riskerna visar sig vara små vill säga. Flera av konsulterna är också inne på samma spår.

Genom den beskrivning som finns i kunskapsöversikten av processer och faktorer som påverkar föroreningars spridningsförutsättningar har syftet med examensarbetet uppnåtts. Förstudien syftade även till att ta reda på hur kunskapsläget ser ut inom branschen. Det visade sig genom intervjustudien att kunskapen kring förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar är relativt låg.

5.2 Betydande lagar, regler och miljö kvalitetsmål för beslutsfattande gällande återfyllnad med förorenade massor

Utifrån intervjustudien har olika faktorer lyfts fram gällande vad som är viktigt för myndigheternas beslut gällande återfyllnad med förorenade massor (se avsnitt 4.2, fråga 9). Genom att studera de faktorer tas hänsyn till när beslut gällande återfyllnad med förorenade massor ska fattas förstår man att förändring av spridningsförutsättningar inte bara är den faktor som påverkar beslutet. De lagar, regler och miljö kvalitetsmål som tagits upp under examensarbetets kunskapsöversikt är även de som har berörts under intervjustudien. Det är främst hänsynsreglerna och förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd samt avfallsförordningen som används vid återfyllnad med förorenade massor. Under intervjustudien antydde konsulterna att myndigheterna främst riktade in sig på försiktighetsprincipen när det kom till hänsynsreglerna. Detta kan betyda att det blir svårare att använda förorenade massor som återfyllnadsmaterial. De intervjuade myndighetspersonerna talade däremot mer om en avvägning och tillämpning av rimlighetsprincipen istället för användning av försiktighetsprincipen. Detta medför att många faktorer som ska vägas in inför beslut om att använda förorenade massor för återfyllnad. Det behöver inte bara vara spridningsrisker av föroreningar utan även ekonomiska aspekter och tillgång på jungfruligt material. I denna fråga står alltså ord mot ord då konsulterna hävdar att det främst är försiktighetsprincipen som står till grund för beslut. I många fall är det

nog lätt för myndigheter att ta till försiktighetsprincipen för att vara på den säkra sidan, fast det egentligen skulle vara mer lämpligt att göra en bredare rimlighetsavvägning.

Under intervjustudien ställdes frågan vilka skillnader i uppfattning gällande återfyllnad som finns mellan myndigheter och konsulter. En av de åsikter som visade sig skilja sig åt är att konsulter ofta anser att massor innehållande högre föroreningshalter kan återanvändas. Konsulterna och myndigheterna har olika förutsättningar i sitt arbete. Konsulter arbetar för att göra sin kund nöjd genom att hitta den bästa lösningen för denne, ur en såväl ekonomisk som en miljömässigt korrekt utgångspunkt. Myndighetsutövare har däremot en annan utgångspunkt, dessa ska påvisa brister och kunskapsluckor genom att se till att lagar, regler och andra vägledningar upprätthålls och på så sätt uppnå de bästa miljömässiga resultaten. Det innebär dock inte alltid att besluten som sker i samverkan med varje lag och regel är de som gynnar miljön i störst utsträckning. Ibland kan det vara nödvändigt att väga miljönyttan mot andra parametrar, något som de flesta myndighetsutövare gör på ett eller annat sätt genom en rimlighetsavvägning (2:7 MB). Även om konsulter till största del ser på återfyllanden ur ett riskperspektiv har de också skyldighet att uppfylla de lagar och regler som finns uppsatta. Det innebär att inte de heller kan bortse från miljönyttan. Från intervjustudien framgick däremot en uppfattning från myndigheternas sida att konsulternas intresse främst ligger på att försöka få igenom återfyllanden för kundens räkning även om det skulle innebära att uppfyllandet av lagar och krav blev lidande. Enligt myndigheterna ser konsulterna uppfyllandet av lagarna och kraven mer som ett måste än ett miljömässigt åtagande. Konsulterna har däremot uppfattningen att myndigheterna ofta har ett trångsynt tankesätt gällande återfyllnad med förorenade massor.

Genom intervjustudien framkom det att uppfattningar och arbetsmetoder kan skilja sig även mellan olika myndigheter. De flesta intervjuade konsulter ansåg att det var stor skillnad i resonemang och beslut hos myndighetspersoner som arbetat länge i branschen i jämförelse med dem som inte har lika stor erfarenhet av återfyllnad med förorenade massor. Det är egentligen inte konstigt att myndighetspersoner med mindre erfarenhet är mer försiktiga i sina beslut och i större utsträckning tar till försiktighetsprincipen. Samtidigt borde det finnas ett likartat arbetssätt hos myndigheter i frågor kring detta oavsett hur stor erfarenhet personen ifråga har eller var denne arbetar. I vissa kommuner finns uttalade mål om att inte ska lägga tillbaka något förorenat alls i marken. Målet är något som tillämpas bland annat i Skåne där massor som används för återfyllnad generellt ska vara av jungfruligt material eller klara riktvärdena för KM. Jämförs detta med Stockholm där det finns mål som avser att återanvända så mycket massor som möjligt är det förstående att arbetet inom området i olika delar av landet kan skilja sig mycket åt. Även attityden hos konsulter skiljer sig i olika delar av landet. På de platser där det finns uppsatta mål om att inte använda förorenade massor för återfyllnad sker inte heller någon större ansträngning för att få igenom återfyllnad. I andra delar där återfyllnad är mer vanligt har man ett annat förhållningssätt och förväntar sig nästan att återfyllnad med förorenade massor ska gå att genomföra.

En fundering kopplad till olika myndigheters arbetssätt beroende på erfarenhet är om det saknas tydliga riktlinjer, vägledningar, gräns- eller riktvärden får myndigheter svårt att fatta beslut gällande återfyllnad med förorenade massor. Utan klara direktiv är det svårare att göra avvägningar och därmed fatta beslut om vilka massor som får användas för återfyllnad. Detta kan vara en av anledningarna till tillämpandet av försiktighetsprincipen som vägledning i större utsträckning. Många myndigheter redovisar också i sina svar under intervjuerna att Naturvårdsverkets nya handbok om återvinning av avfall i anläggningsarbeten är efterlängtat eftersom det länge saknats vägledning inom om-

rådet. Både myndigheter och konsulter anser att handboken kommer ha stor betydelse för återfyllnad med förorenade massor.

Av examensarbetet framgår att det viktigaste miljökvalitetsmålet för arbete med och beslutsfattande gällande återfyllnad med förorenade massor är en *giftfri miljö*. Med utgångspunkt i detta mål finns mindre utrymme för återfyllnad med förorenade massor eftersom avsikten med målet är att uppnå en miljö med föroreningshalter som är nästintill obefintliga. Det kan därför ifrågasättas om detta miljökvalitetsmål uppfylls när förorenade massor används som återfyllnadsmaterial. Om samhället strävar efter att uppnå en helt giftfri miljö är det tveklaktigt om återfyllnad med förorenade massor är lämpligt. Inom detta område finns det dock miljökvalitetsmål som kan behöva "brytas" för att andra ska kunna uppfyllas. Under intervjustudien nämner flera myndighetspersoner vikten av andra miljökvalitetsmål som berörs inom området, däribland *begränsad klimatpåverkan*, en *god bebyggd miljö*, *grundvatten av god kvalitet* samt *levande sjöar och vattendrag*. Hur mycket dessa påverkar besluten gällande återfyllnad med förorenade massor är dock oklart eftersom det i första hand är en giftfri miljö som är det avgörande miljökvalitetsmålet. Det kan tänkas att det är lättare för myndigheter att relatera till miljökvalitetsmålet en giftfri miljö jämfört med begränsad klimatpåverkan då detta miljökvalitetsmål tenderar att vara mer diffust. Det går att sätta värden på vad som är förorenat eller inte och på hur låga halter som får vara kvar i marken. Det är däremot svårt att sätta värden på de föroreningsutsläpp och den växthuseffektpåverkan som transporterna av massor genererar. Grundat på dessa antaganden kan det alltså vara enklare för myndigheter att fatta ett beslut relaterat till en giftfri miljö än övriga miljökvalitetsmål.

Ifall mer vikt lades vid miljökvalitetsmålet en *begränsad klimatpåverkan* borde det ge en större chans till återfyllnad med förorenade massor. Tillämpandet av återfyllnad skulle innebära en minskning av transporter vilka genererar utsläpp av koldioxid som därmed också skulle reduceras. De personer som intervjuats på myndigheterna redovisar att transportfrågan är av betydelse när beslut ska fattas gällande återfyllnad med förorenade massor. Det finns däremot inga riktlinjer för hur mycket koldioxid som får släppas ut och därför måste det göras en avvägning mot andra parametrar när transporterna av massorna diskuteras. Av intervjustudien framgår det att om transportfrågan skulle utredas och redovisas på ett utförligt och tillförlitligt sätt av konsulterna skulle det i sin tur kunna påverka hur besluten fattas. De intervjuade myndighetspersonerna anser att om transporterna av förorenade massor är omotiverat långa så kan de ta med det i avvägningen gällande beslut om återfyllnad med förorenade massor.

En större hänsyn till miljökvalitetsmålet en *god bebyggd miljö* borde också öka chanserna till återfyllnad med förorenade massor. Målet syftar till att återvinna material i så stor utsträckning som möjligt för att hushålla med resurser. Tillämpning av återfyllnad med förorenade massor kan därför tillgodose uppfyllandet av miljömålet. Återvinningen ska inte medföra några ökade risker för människor och miljön vilket innebär att en bra riskbedömning måste göras. I Sverige har vi gott om fyllnadsmaterial och det resonemanget lyser igenom under flera intervjuer med myndighetspersoner. Oavsett om det inte finns någon brist på återfyllnadsmassor i Sverige så borde tillämpning av resurshushållning vara något som sker ständigt. Jungfruligt material är endast jungfruligt till dess att det har transporterats och använts för återfyllnad, därmed har ett resursuttag skett av massor som inte kan återkallas. Miljökvalitetsmålet syftar även till att minska avfallsmängderna och mängden deponerat avfall. I dagsläget ser det inte ut som miljökvalitetsmålet kommer att uppfyllas i tid. Återvinning av förorenade massor kan vara ett exempel på hur deponimängderna skulle kunna minskas.

De övriga berörda miljö kvalitetsmålen syftar till att skydda grundvatten, sjöar och andra vattendrag från föroreningar. Genom att använda förorenade massor som återfyllnadsmaterial kan risken för spridning av föroreningar till dessa vattenmiljöer öka i jämförelse med om ett jungfruligt material skulle ha använts istället och de förorenade massorna hade transporterats bort till en deponi. Dessa miljö kvalitetsmål behöver inte alltid beaktas eftersom det ibland inte sker någon spridning till grundvatten eller andra vattendrag om återfyllnadsmassorna till exempel placeras under hårdgjorda ytor eller liknande. Det kan därför vara klokt att huvudsakligen rikta in sig på de tre miljö kvalitetsmål som tas upp i Naturvårdsverkets handbok *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. En giftfri miljö, en begränsad klimatpåverkan och en god bebyggd miljö är miljö kvalitetsmål som har den största beröringen med ämnet och också de mål som omnämnts i störst utsträckning under intervjustudien. Vilket miljö kvalitetsmål som är viktigast att uppfylla i detta sammanhang är upp till myndigheter och högre beslutsorgan att bestämma.

Det som är viktigt vid arbete med miljö kvalitetsmålen är att inte rikta in sig allt för mycket på det ena eller det andra. En giftfri miljö har naturligt stor genomslagskraft i arbetet med förorenade områden men det behöver inte betyda att de andra miljö målen ska komma i skymundan. Självklart är det bra att eftersträva en miljö som är fri från föroreningar, men en faktor som också måste beaktas är att föroreningsproblematiken inte bara försvinner för att de transporteras till en deponi. På en deponi samlas alla möjliga föroreningar inom ett område. Även om det sker under kontrollerade former finns det alltid ett "bäst före datum" på deponier. Den mänskliga faktorn kan också påverka säkerheten på en deponi. Frågan som då måste ställas är om det är bättre att samla alla miljö farliga ämnen på en och samma plats eller om det är bättre att sprida ut dem runt om i miljön. Det kan med all inte säkerhet fastslås att deponering är det är det säkraste möjliga alternativet ur miljö synpunkt.

En annan viktig "regel" som myndigheter anammar när det gäller återfyllnad med förorenade massor är Naturvårdsverkets vägledning om att det inte är tillåtet att förorena upp till de generella eller de platsspecifika riktvärdena. Detta är något som både konsulter och myndighetspersoner hänvisar till i intervjuerna och det tycks därför vara en regel som stadigt tillämpas inom branschen.

5.3 Andra bakomliggande faktorer för beslutsfattande gällande återfyllnad med förorenade massor

När en anmälan om efterbehandling upprättas ska även återfyllnadsmassorna behandlas i denna. Av intervjustudien framgår att det är viktigt att det sker en tydlig redovisning om var massorna är tänkta att användas för återfyllnad. Medverkande myndighetspersoner nämner att det är viktigt att redogöra för vilken nivå massorna ska läggas tillbaka på. Nivån kan ha betydelse för avstånd till grundvatten och spridning till detta eller för diffusion genom marken och förångning av flyktiga föroreningar.

Vid återfyllnad med förorenade massor finns ett ekonomiskt intresse. Både konsulter och myndighetspersoner redovisar i intervjustudien att ekonomin spelar in när beslut som återfyllnad med förorenade massor ska tas. För myndighetspersoner är ekonomin inte av samma betydelse som för konsulter eftersom dessa arbetar mot en kund som de har förväntningar ifrån på att hålla de ekonomiska kostnaderna nere. Ur myndigheternas perspektiv berörs de ekonomiska kostnaderna till största del när en rimlighetsavvägning ska göras.

Ett problem som uppstår vid återfyllnad med förorenade massor är att det är svårt att dokumentera så att det klart och tydligt framgår för kommande fastighetsägare och generationer att det finns föroreningar på fastigheten. Detta är något som både konsulter och myndighetspersoner berör under intervjuerna. Svårigheten med en tillräcklig dokumentation är också av betydelse för myndigheternas beslutsfattande. Dokumentationen måste vara noggrann och göras både skriftligen samt märkas ut på en karta. Myndigheterna kan då lägga in informationen i EBH-databasen, vilket gör att de har kontroll på var förorenade massor finns. Det är dock endast myndigheterna som har tillgång till denna vilket kan göra det svårt att föra vidare informationen till en ny fastighetsägare. I intervjustudien talas det därför flera gånger om att skriva in föroreningssituationen i det så kallade fastighetsregistret eller fastighetsboken. Idag går endast föroreningssituationen att skriva in i fastighetsboken om den är förenad med ett föreläggande om vissa inskränkningar till exempel förbud att schakta på fastigheten. I andra länder såsom Danmark och Holland har detta fått ett större genomslag och man har mycket kommit längre med införandet av föroreningssituation i deras motsvarighet till fastighetsregistret.

Myndighetspersoner som medverkat i intervjustudien redovisar också att återanvändningen av förorenade massor måste ske med avseende på ett långsiktigt tidsperspektiv. Det är inte säkert att ett område som idag klassas som MKM i framtiden kommer att utgöras av samma markanvändning. Detta är ett starkt argument som myndigheter använder sig av och något som ofta vägs in i beslut gällande återfyllnad med förorenade massor. Myndigheter vill med säkerhet kunna fastslå att markanvändningen inte kommer att förändras framöver vilket medför svårigheter för att få igenom återfyllnaden. I Sverige finns inte heller avsikten att det ska behöva göras nya provtagningar på en fastighet varje gång denna byter ägare. Det långsiktiga tänkandet kan också kopplas ihop med förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar eftersom en förändrad markanvändning kan leda till att förhållandena i marken också förändras. Har återfyllnadsmassorna placerats under en hårdgjord yta som i framtiden tas bort ökar risken för infiltration i marken och därmed eventuell utlakning av föroreningarna. Denna aspekt har dock inte vidrörts av vare sig av myndigheter eller av konsulter under intervjuerna.

Syftet med examensarbetet var dels att ta reda på vilka arbetsmetoder som används inom området för att ta reda på vilka faktorer som är viktiga vid beslutsfattande gällande återfyllnad med förorenade massor. Genom intervjustudien har syftet uppnåtts och flera faktorer av betydelse för myndigheternas beslutsfattande har lyfts fram. Målsättningen med examensarbetet var att det skulle kunna fungera som en vägledning för projekt där återfyllnad med förorenade massor är aktuellt. Detta mål har uppfyllts genom att bidra med möjligheten att se vilka faktorer som är viktiga för beslut gällande återfyllnad med förorenade massor. Om hänsyn tas till dessa faktorer kan det underlätta godkännandet av återfyllning med förorenade massor. Något som bör finnas i åtanke är dock att några av de påverkande faktorerna motsäger sig återfyllnad helt och hållet.

6 Slutsatser

Det sker en förändring av föroreningars spridningsförutsättningar när massor schaktas, mellanlagras och sedan används för återfyllnad. Det behöver inte alltid innebära att föroreningsspridningen ökar

eftersom vissa föroreningar blir mindre mobila, förångas eller lättare bryts ner vid omblandning av massorna och vid inblandning av syre.

För bly, kvicksilver och zink ökar mobiliteten när redoxförhållandena övergår från reducerande till oxiderande. pH är också av stor betydelse för metallernas fastläggning, spridning och transport. Bly förekommer liksom kvicksilver och zink som katjoner i marken vilket innebär att de lättare adsorberas vid höga pH-värden. Adsorption av de tre metallerna sker främst till organiskt material eller till lermineral. Arseniks mobilitet i marken minskar också under reducerande förhållanden. Däremot adsorberas halvmetallen lättare vid låga pH-värden och då främst till Fe- och Al-oxider.

Vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad sprids petroleumprodukter och lättare PAH:er genom diffusion och därefter förångning till luften. Petroleumprodukter och PAH:er adsorberas främst till organiskt material. Ju längre kolkedjor eller ju fler bensenringar föroreningarna är uppbyggda av desto större blir deras benägenhet att adsorberas, samtidigt som deras förmåga att lösa sig i vatten minskar.

De viktigaste faktorer som kan orsaka förändringar i spridningsförutsättningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad är när det sker förändringar i:

- Syreförhållandena (redoxförhållanden och mikrobiologisk nedbrytning)
- pH-förhållandena
- Vind- och vattenerosion

När myndigheter ska fatta beslut gällande återfyllnad med förorenade massor är förändring av föroreningars spridningsförutsättningar bara en av många parametrar som de tar hänsyn till. I många fall kan andra faktorer väga tyngre än just förändringar i spridningsförutsättningar. Ett av de viktigaste målen är att säkerställa att det inte finns några risker för människors hälsa och miljön. Vid beslut gällande återfyllnad med förorenade massor är just förändringarna i föroreningsspridning inte särskilt uppmärksammade. De punkter som myndigheterna tar hänsyn till vid beslut gällande återfyllnad med förorenade massor är:

- Typ av förorening, halter och mängder
- Miljökvalitetsmål (främst en giftfri miljö, därefter en begränsad klimatpåverkan)
- Kunskap bakom projektet (riskbedömning med redovisning av föroreningars spridningsförutsättningar)
- Markanvändning (långsiktiga perspektiv)
- Kostnader
- Behov (tillgång på massor)
- Transportfrågan (avstånd till närmsta deponi)
- Tillgång på massor
- Bakgrundshalter
- Möjlighet till dokumentation

Miljömålet en giftfri miljö har en avgörande betydelse för de arbetsmetoder som myndigheter tillämpar vid återfyllnad med förorenade massor. De myndigheter som inte har någon större erfarenhet inom området använder sig i större utsträckning av försiktighetsprincipen. Både myndigheter och konsulter redovisar dock att en utförlig riskbedömning kan underlätta godkännandet av återfyllnad med förorenade massor.

7 Förslag till fortsatt arbete

För att ta reda på mer exakt hur föroreningars spridningsförutsättningar förändras när massor schaktas, mellanlagras och används för återfyllnad skulle fältundersökningar vara ett nödvändigt komplement. Dessa undersökningar skulle främst kunna utföras genom utsättning av grundvattenrör innan några åtgärder vidtas. I dessa grundvattenrör mäts sedan förekomsten av föroreningar under arbetet men viktigast är att det görs mätningar också efter saneringen. Analyserna bör sträcka sig över en lång tid för att få kunskap om hur olika årstider påverkar föroreningsspridningen. Vissa processer i marken är mycket långsamma vilket också medför att flera analyser görs under en längre tid.

Referenser

Litteratur

- Aylward, G. & Findlay, T., 2002. *SI Chemical Data*. Fifth edition. Wiley-Interscience, Milton
- Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N. & Norrström A-C., 2006. Rapport 5536: Metaller mobilitet i mark. Naturvårdsverket, Stockholm
- Boulding J.R. & Ginn S.G., 2004. *Practical handbook of soil, vadose zone, and ground-water contamination*. Second edition. Lewis Publishers, Florida.
- Chiou, C.T., 2002. *Partition and Adsorption of Organic Contaminants in Environmental Systems*. Wiley-Interscience, New Jersey
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M., 2005. *Wiklanders Marklära*. Studentlitteratur, Lund.
- Evangelou, V.P., 1998. *Environmental soil and water chemistry. Principals and Applications*. Wiley-Interscience, New York.
- Goldberg, S., Criscenti, L.J., Turner, D.R., Davis, J.A. & Cantrell, K.J., 2006. *Adsorption–Desorption Processes in Subsurface Reactive Transport Modeling*. Vadose Zone Journal
- Gustafsson, J.P., Elert, M., Berggren Kleja, D. & Jarvis, N., 2007. Rapport 5741: Modeller för spridning av metaller från mark till vatten. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Humanistisk-samhällsvetenskapliga rådet 1990. Forskningsetniska principer inom humanistisk-samhällsvetenskaplig forskning. Vetenskapsrådet. Elanders Gotab, Stockholm
- Jansson, C., 2008. Schaktmassor som intert avfall – En vägledning för entreprenörer. Examensarbete 30 hp inom Geovetenskapliga programmet vid Göteborgs universitet på uppdrag av NCC Teknik.
- Larsson, L. B., 2001. Varia 522: Ytutlakning av återvunnen asfalt innehållande stenkolsstära. Statens Geotekniska Institut, Linköping.
- Larsson, L. B., 2001. Varia 521: Kolonnlakning av polyaromatiska kolväten ur krossade schaktmassor av vägbeläggning, mellanlagrade vid Tagene, Göteborg. Statens Geotekniska Institut, Linköping.
- Larsson, L. B., 2001. Varia 510: Lakning av polyaromatiska kolväten ur tjärinnehållande vägbeläggningsmaterial. Statens Geotekniska Institut, Linköping.
- Larsson, L. B., Jacobsson, T. & Bäckman, L., 2000. Varia 486: Mellanlagring av Asfalt. Delrapport 4 – Utalakning från vägbeläggningsmaterial innehållande stenkolsstära. Statens Geotekniska Institut, Linköping.
- Mácsik, J., Pousette, K. & Jakobsson, A., 1998. Kompendium Miljögeoteknik. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Manahan, S.E., 2004. *Environmental Chemistry*. Eight edition. CRS Press LLC, Boca Raton Florida.

McBride, M.B., 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, Inc., New York.

Miljöbalken (1998:808)

Naturvårdsverket, 2010a. Handbok 2010:1: Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007. Rapport 5736: Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisker. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 1996. Rapport 4473: Föroreningar i deponier och mark. Naturvårdsverket, Stockholm.

Pierzynski, G.M., Sims, J.T. & Vance, G.F., 2004. *Soils and environmental quality*. Third edition. Taylor & Francis Group, LLC, Boca Raton Florida

Sawyer, C.N., McCarty, P.L. & Parkin, G.F., 2003. *Chemistry for Environmental Engineering and Science*. Fifth edition. The McGraw-Hill Companies, Inc., New York.

Selim, H.M. & Iskandar, K.I., 1999. *Fate and transport of heavy metals in the vadose zone*. Lewis Publishers, Florida.

Sterner, O., 2003. *Förgiftningar och miljöhot*. Studentlitteratur, Lund.

Trost, J., 2005. *Kvalitativa intervjuer*. Studentlitteratur, Lund.

Åberg, J., 2001. Uppsats Naturgeografi D1 10 p. Föroreningar i mark – transport och spridningsbegränsade processer. Institutionen för biologi, miljö- och geovetenskap, Umeå Universitet.

Personliga kontakter

Med samtliga personliga kontakter har kommunikation hållits under perioden januari-juni 2010.

Andersson, J., 2010. Miljökonsult Ramböll Sverige AB

Djokic, V., 2010. Universitetsadjunkt Miljöteknik, Mälardalens högskola

Karlsson, A., 2010. Miljö- och hälsoskyddsinspektör, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen Västerås

Kruger, A., 2010. Samordnare förorenade områden, Fastighetskontoret Västerås

Olsson, A-L., 2010. Handläggare miljöenheten, Länsstyrelsen Västmanland

Samuelsson, K., 2010. Miljöinspektör, Miljö- och räddningstjänstförvaltningen, Eskilstuna

Tallberg, E., 2010. Miljökonsult Ramböll Sverige AB

Elektroniska källor

Boverket, 2009. Senast uppdaterad: 2009-11-10

<http://www.boverket.se/Miljo/Mal-for-miljon/God-bebyggd-miljo/> (2010-01-27)

EU-upplysningen, Sveriges Riksdag, 2009. Senast uppdaterad: 2009-10-08

<http://www.eu-upplysningen.se/Amnesomraden/Miljo/Avfall/> (2010-04-21)

Foust, R., 2004. Northern Arizona University. Environmental Chemistry. Lecture 13: pE/pH diagrams. The iron pE/pH Diagram. Senast uppdaterad: 2007-02-13

http://jan.ucc.nau.edu/~doetqp-p/courses/env440/env440_2/lectures/lec13/lec13.html (2010-02-17)

Kemikalieinspektionen, 2006. Senast uppdaterad: 2006-07-27

http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/Faktablad/FbGiftfridelmalapr06_web.pdf (2010-01-27)

Naturvårdsverket, 2010b. Senast uppdaterad: 2010-02-01

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Sveriges-miljomal--for-ett-hallbart-samhalle/Sveriges-miljomal/Miljomalssystemet/De-nationella-miljokvalitetsmalen/> (2010-03-09)

Naturvårdsverket, 2009. Senast uppdaterad 2009-03-20

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Hallbar-Sanering--kunskapsprogram/Atgardslosningar/> (2010-03-05)

Naturvårdsverket, 2008a. Senast uppdaterad 2009-02-26

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Laget-i-landet--efterbehandling/Lagesbeskrivning-av-efterbehandlingsarbetet-i-landet-2008/> (2010-03-05)

Naturvårdsverket, 2008b. Senast uppdaterad: 2008-10-27

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/> (2010-01-26)

SNF (Svenska Naturskyddsföreningen), 2008. Senast uppdaterad: 2008-11-03

<http://www.naturskyddsforeningen.se/natur-och-miljo/miljogifter/liten-kemikalieord-lista/tungmetaller/> (2010-02-19)

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. Appendix E: Contaminant persistence and mobility factors. Senast uppdaterad: 2010-02-02

http://www.epa.gov/ogwdw000/uic/class5/pdf/study_uic-class5_classvstudy_persist_appe.pdf (2010-02-08)

Bilaga 1 - Frågeformulär

Frågor – myndighet (kommuner och länsstyrelser)

1. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?
2. Vad händer oftast med de massor som schaktats upp och som uppfyller åtgärdskraven? Vart hamnar de i slutändan?
3. Vilka faktorer är av betydelse när beslut ska fattas gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?
4. Är det någon skillnad om massorna har föroreningshalter under de platsspecifika respektive generella riktvärdena? Vilken i sådant fall?
5. Vilken eller vilka anser du är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?
6. Hur jobbar man på myndighetssidan med information till entreprenörer och verksamhetsutövare för att få kännedom om de schakt och anläggningsarbeten inom förorenade områden som inte anmäls till tillsynsmyndigheten?
7. Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?
8. Vilken hänsyn tas till föroreningarnas spridningsförutsättningar i en anmälan? Bör det läggas större vikt på de risker som kan uppstå vid eventuell förändring i föroreningars spridningsförutsättningar?
9. Vilket lagstöd är mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?
10. Hur använder man sig av hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa?
11. Vilka miljö kvalitetsmål är enligt dig av betydelse inom området?
12. Hur påverkar transportfrågan myndighetens beslut om återfyllnad?
13. Vilka åtgärder kan vara nödvändiga att vidta för att minska eventuell spridningsrisk vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? Ställs några krav på detta?
14. Vilka krav brukar ställas på massor som ska användas för återfyllnad? T.ex. av vilken karaktär de ska vara, vilka halter som får finnas m.m.
15. Vad grundar sig dessa krav på?

16. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för de massor som ska användas för återfyllnad?
17. Har du några erfarenheter från ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad inom samma område? Hur behandlades den frågan?
18. Finns det behov av att öka kunskapen om förändring i föroreningars spridningsförutsättningar? Hur skulle man kunna göra det hos yrkesverksamma inom branschen i sådant fall?
19. Anser man alltid att schaktade massor innehållande föroreningar är ett avfall? När kan jordmassor klassas som ett avfall? Hur resonerar du kring detta?
20. Vad anser man på myndigheten om återanvändandet av avfall i anläggningsarbeten?
21. Har du i tillsynsärenden funderat på den nya lagstiftningen (EU:s avfallsdirektiv) där avfall istället kan klassas som biprodukter enligt avfallsdirektivet? Vad anser du om detta?
22. Har du hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets nya handbok *återvinning av avfall i anläggningsarbeten*? På vilket sätt tror du att denna handbok kan komma att påverka myndigheternas arbete med återfyllnad med förorenade massor?
23. Vilka skillnader anser du som myndighetsperson att det finns mellan konsulter/entreprenörer och myndigheter gällande uppfattningen om återfyllnad?

Frågor – myndigheter (Naturvårdsverket)

1. Hur ser Naturvårdsverket på frågan angående återfyllnad med förorenade massor?
2. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?
3. Vilken hänsyn bör enligt NV tas till eventuella förändringar i föroreningarnas spridningsförutsättningar vid bedömning av återfyllnad med förorenade massor?
4. Vilka andra parametrar är av betydelse vid bedömning inför ett beslut om att återanvända massor eller inte?
5. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för återfyllnaden?
6. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna för föroreningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?
7. Vad tycker man på NV är av störst betydelse för frågan om förorenade massor får användas som återfyllnadsmaterial eller inte?
8. Vilket lagstöd är enligt NV mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

9. Hur används hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa enligt NV?
10. Vilka miljö kvalitetsmål anser NV vara av betydelse inom området?
11. Vilken roll spelar transportfrågan för återfyllnad med förorenade massor?
12. Anser ni på NV att det är god hushållning med material genom återfyllnad med förorenade massor?
13. Hur kan återvinning och därmed resurssparande tillämpas förutom genom återfyllnad med förorenade massor?
14. Borde schaktade jordmassor innehållanden föroreningar alltid klassas som ett avfall? När kan ett jordmassor annars klassas som avfall? Vad anser ni om detta?
15. Hur kommer NV tillämpa reglerna i EU:s avfallsdirektiv där en del av det material som idag klassas som avfall kommer att utgöra biprodukter istället? Har ni inom ert arbete funderat på när schaktade jordmassor kan klassas som biprodukter?
16. Anser NV att det är möjligt att schaktmaterial från exploateringsområden som ska användas till återfyllnad kan räknas som biprodukt enligt avfallsdirektivet?
17. Vilken betydelse tror du att er nya handbok *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* kommer att ha för myndigheters, konsulter och hela branschens arbete med återfyllnad med förorenade massor?
18. Hur arbetar man internationellt med frågor gällande återfyllnad med förorenade massor?

Frågor – myndigheter (SGI)

1. Vilken roll spelar SGI inom de frågor som rör återfyllnad med förorenade massor?
2. Vad är viktigt att tänka på vid användning av förorenade massor som återfyllnadsmaterial?
3. Vilken forskning och kunskap finns inom detta område? Har man gjort något inom detta område på SGI?
4. På vilket sätt kan föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor?
5. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna för föroreningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?
6. Vad gör SGI för att öka kunskapen inom området återfyllnad med förorenade massor och hur sprider man den vidare?
7. Vem riktar man sig till på SGI när man vill nå ut med kunskapen? Naturvårdsverket, Länsstyrelsen, kommuner, konsulter?
8. Hur går man tillväga för att få fram kunskapen till rätt personer?
9. Får ni på SGI många frågor från länsstyrelser och kommuner via det s.k. korttidsstödet gällande återfyllnad av förorenade massor? Vilka typer av frågor kan dyka upp där?

10. Har ni hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets handbok *återvinning av avfall i anläggningsarbeten*? På vilket sätt tror ni att denna handbok kan påverka yrkesverksamma inom området?
11. Vilka skillnader i uppfattningar gällande återfyllnad med förorenade massor anser du att det finns mellan konsulter och myndigheter?
12. Hur arbetar man internationellt med frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Frågor – konsult

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?
2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor förekommit?
3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?
4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?
5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?
6. Hur analyserar man som konsult förändringar i markens egenskaper som kan vara av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar?
7. Hur gör man för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar?
8. Vilka faktorer är viktiga att tänka på när jord schaktas för att minska eventuell föroreningsspridning?
9. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?
10. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i föroreningsspridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? (t.ex. markkemiska faktorer)
11. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?
12. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?
13. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?
14. Vad brukar man ta med i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?
15. Vilken hänsyn tar man som konsult till eventuell förändring i spridningsförutsättningar i en sådan anmälan?

16. Finns det några andra faktorer och parametrar som tas med i anmälan? Vilka? Är dessa viktigare än förändringar i spridningsförutsättningar?
17. Känner du till vilka lagar och regler som är viktiga för beslut om återfyllnad med förorenade massor? Vilka väger tyngst?
18. Vilka hänsynsregler berörs inom området? Vilken är av störst betydelse enligt dig som konsult?
19. Hur bidrar man som konsult för att uppnå de lagar och regler gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?
20. Hur tas anmälningshandlingarna emot av myndigheterna? Vad anser du att de baserar sina beslut på?
21. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

Bilaga 2 – Frågor och svar myndigheter

**Intervju – myndighet
Stockholms miljöförvaltning**

- 1. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?**

Ja.

- 2. Vad händer oftast med de massor som schaktats upp och som uppfyller åtgärdskraven? Vart hamnar de i slutändan?**

Jag har nästan bara arbetat i stora projekt där man använt sig av platsspecifika riktvärden. I Stockholm finns ett överskott av massor, i alla fall av den marktyp som inte behövs. Det rör sig ofta om lera, medan man kanske behöver mer dränerande material. Beroende på vilket material massorna består av så kan de hamna på olika platser i slutändan. Det finns ett uttalat mål om att återanvända så mycket som möjligt av de massor som är tekniskt användbara. Mycket av de förorenade massorna som schaktas hamnar dock på schaktmas-setippar eller på deponi.

Vi har bra koll på de massor som klassas som farligt avfall. Vid hantering av farligt avfall måste man redovisa hur mycket massor som uppstått samt var de transporteras. Ibland kräver vi även kvittens från deponi för att kunna kontrollera var massorna tagit vägen.

- 3. Vilka faktorer är av betydelse när beslut ska fattas gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?**

Kostnader, behov och klimatfrågan.

- 4. Är det någon skillnad om massorna har föroreningshalter under de platsspecifika respektive generella riktvärdena? Vilken i sådant fall?**

Det är inte meningen att förorenade massor ska flyttas runt. Riktvärdena ska inte användas för att kunna flytta runt massorna utan de ska ge vägledning om vilka massor som man måste ta bort. Men såhär går det inte till på byggena, där kan massorna flyttas fram och tillbaka.

Det generella är att massorna kan återanvändas inom området där det finns samma föroreningsgrad.

- 5. Vilken eller vilka anser du är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?**

Hydrologin på platsen där massorna används för återfyllnad. Både i Hammarby Sjöstad och i Hjorthagen har man lagt betongdäck där husen ska ligga. Själva husen förankras under betongen men den naturliga marken är helt försvunnen under betongen. Det innebär att det inte sker någon infiltration i marken, men också att föroreningarna ligger kvar till följd av detta.

I Stockholm lever man inte riktigt som Naturvårdsverket vill att man ska göra. Drivkraften att bygga i innerstaden är mycket strak även om Naturvårdsverket rekommenderar att man bygger på någon annan plats.

6. Hur jobbar man på myndighetssidan med information till entreprenörer och verksamhetsutövare för att få kännedom om de schakt och anläggningsarbeten inom förorenade områden som inte anmäls till tillsynsmyndigheten?

I Stockholm är exploateringskontoret den största markägaren. Det gör att det är med dem som vi har mest kontakt. Exploateringskontoret upplåter i sin tur mark till byggarna, ofta redan sanerad mark. När områden ska ändras måste detaljplanen förändras och saneringar måste ske i samtycke med denna.

Eftersom exploateringskontoret är den största markägaren har man på miljöförvaltningen regelbundna möten med kontoret. Där tar man upp olika frågor gällande regler för saneringar, hur man har skött sig i olika projekt m.m. Det kan vara svårt att ge sig på en annan nämnd och vi har inte samma beslutanderätt mot dem som mot andra. Här fungerar inte demokratin riktig som den ska.

7. Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

I de stora projekten finns pärmar över platsspecifika riktvärden, hur mellanlagring ska ske, vart man ska krossa sten m.m. Dessa gäller då för hela området, man gör en totalanmälan för varje etapp och etapperna är väldigt stora. Detta gör att man får en bra överblick över hela området.

I anmälan ska det finnas en bedömning som visar att åtgärderna inte innebär någon skada för människors hälsa och miljön. Man ska ta upp markföroreningssituationen, geologin, hydrologin, mängden massor och hur dessa ska hanteras. Det är också viktigt att beskriva hur man ska bekämpa damning och vilka bullerdämpande åtgärder som kommer vidtas. Anmälan utformas i regel så att vi från början är överrens om den. Men sedan kan vi förlägga om kontrollprogram som beskriver mer i detalj vad man måste göra.

Ett annat sätt att återanvända massor har skett i Hjorthagen där man siktar bort den fina fraktionen vilken antas vara förorenad. Här har man ansökt om att fraktioner större än 3 cm ska anses vara rena, istället för de 4 cm som man tidigare haft som gräns. Detta var ok för oss i Hjorthagen och här körs massorna genom en speciell sikt där man sprutar på vatten. Genom detta förfarande har vi stött på patrull från Naturvårdsverket eftersom de anser att detta är en behandling av farligt avfall till vilken man behöver tillstånd. Att ansöka om tillstånd kan ta flera år, därför kör vi på om det inte kommer in en polisanmälan.

8. Vilken hänsyn tas till föroreningsgarnas spridningsförutsättningar i en anmälan? Bör det läggas större vikt på de risker som kan uppstå vid eventuell förändring i föroreningsgarnas spridningsförutsättningar?

Vederbörlig. I Stockholm finns det förorenad mark som ingen har ansvar för eftersom verksamheten lades ner innan 1969. Då hamnar det sekundära ansvaret på markägaren eller den som ska bygga.

Det är viktigt att man beskriver vilka risker som man bedömer att det finns med återfyllnaden och att denna riskbedömning görs så att det är enkelt att följa resonemanget. Enligt naturvårdsverket ska dessa bedömningar göras i princip så att de täcker upp till nästa istid. Våra bedömningar mer ligger kring husets livslängd. När markanvändningen ändras igen så får man ta prover och då avgöra om marken går att använda för det ändamålet.

Det finns exempel på när man har skrivit in föroreningssituationen i fastighetsboken. Jag har dock aldrig varit med om det. Vi har försökt upprätta en markdatabas vilket inte har gått så jätte bra.

9. Vilket lagstöd är mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

2 kap. MB som behandlar frågan om återställande av marken vid avslut av industriell verksamhet. 10 kap. upplysningsskyldighet, att man talar om när man hittat en förorening. 9 kap. man ska skicka in en anmälan.

10. Hur använder man sig av hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa?

Hänsynsreglerna ligger till grunden för förelägganden. Är det riktigt illa kan föreläggandet förenas med vite.

Tidigare har man inte alls beaktat hushållningen av material i dessa frågor. Marken ska inte utgöra någon fara för människors hälsa och miljön och därmed är det mer försiktighetsprincipen som gäller. Man måste ha den kunskap som behövs för att kunna återfylla med förorenade massor.

11. Vilka miljö kvalitetsmål är enligt dig av betydelse inom området?

Det är grundvattnet som är det stora problemet och sedan kommer ytvattnet. Eftersom det är attraktivt att bo vid vattnet vill nästan alla bygga där. Därför gör man olika mätningar på hur mycket föroreningar som transporteras ut i vattnet. Till exempel som i Hjorthagen har man kontroller på hur mycket PAH:er som transporteras ut i Värtan varje år. Eftersom området består av utfylld mark tvättas denna ut på föroreningar i och med höjningar och sänkningar av vattenytan.

Stockholm är sedan några år tillbaka ett vattenskyddsområde. Detta har att göra med den nya lagstiftningen om vattenmyndigheter.

12. Hur påverkar transportfrågan myndighetens beslut om återfyllnad?

Det påverkar oss naturligtvis. Vi gör inga beräkningar på utsläpp. Men det tas ändå med som en parameter om massor måste transporteras bort från och till ett område. Det är dumt att transportera bort allt material till Storfors i Värmland som det skedde i ett tidigare projekt. I Stockholm har vi inte en enda deponi.

Konsulter gör inte heller några beräkningar på utsläpp av koldioxid. Skulle detta göras skulle vi förstås beakta resultatet, men det finns egentligen inga riktlinjer för hur mycket som får släppas ut och därför kan det vara svårt att göra en avvägning i detta avseende.

13. Vilka åtgärder kan vara nödvändiga att vidta för att minska eventuell spridningsrisk vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? Ställs några krav på detta?

Hårdgörning, uppsamling och rening är tre viktiga åtgärder som kan vidtas. Det finns projekt där man använt sig av ett kolfilter för att pumpa genom och rena det vatten som kommer från massorna och på så sätt kan man uppnå de utsläppskrav som ställs. Ofta samlas vattnet upp i en uppsamlingsbassäng och på varje mängd vatten som släpps ut gör man analyser.

Det finns också krav på att massorna inte ska damma och därför måste det finnas en dammansvarig vid varje projekt. Damning är ofta ett problem i projekt där man har bergkrossar. Vid ett projekt sanerades jorden i en termisk behandlingsanläggning. Denna släppte ut aska som i sin tur la sig på bilarna som stod parkerade i omgivningen. Detta är inte så trevligt. Man kan spruta vatten eller andra medel på massorna så att de inte dammar. Ibland anlägger man tvättanordningar för de fordon som ska köra in och ut från området så att ingen lera med föroreningar följer med bilarna. Vid kvarteret Lyftkranen fick bilarna som skulle transportera massor inte ens köra in på området utan lastades på neutral plats. Bilarna som var inne på området högtryckspolades.

14. Vilka krav brukar ställas på massor som ska användas för återfyllnad? T.ex. av vilken karaktär de ska vara, vilka halter som får finnas m.m.

Karaktären beror på vad de ska användas till. Generellt ska massorna inte vara mer förorenade än den plats där man lägger ner dem. Det ska ligga under de platsspecifika riktvärdena.

15. Vad grundar sig dessa krav på?

De platsspecifika riktvärdena är ofta högre än de generella riktvärdena. Man får acceptera de halter som finns i marken men det är viktigt att man inte sprider dem över ett större område genom att lägga ner smutsiga massor där det är rent.

16. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för de massor som ska användas för återfyllnad?

Se föregående svar på fråga 14 och 15. Det är viktigt att föroreningshalterna ligger i nivå med området.

17. Har du några erfarenheter från ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad inom samma område? Hur behandlades den frågan?

Ja, se tidigare beskrivningar.

18. Finns det behov av att öka kunskapen om förändring i föroreningars spridningsförutsättningar? Hur skulle man kunna göra det hos yrkesverksamma inom branschen i sådant fall?

Ja, det finns det naturligtvis. Kunskapsläget har förbättrats lite främst bland tillsynsmyndigheter och Naturvårdsverket. De som är ute och arbetar (konsulter/entreprenörer) är inte så intresserade av detta.

Kunskapen kan spridas genom nätverket Renare Mark. Naturvårdsverket släpper ju också handböcker och rapporter som innehåller mycket information men ibland kan vara lite väl långa. Alla orkar inte ta sig igenom 300 sidor.

19. Anser man alltid att schaktade massor innehållande föroreningar är ett avfall? När kan jordmassor klassas som ett avfall? Hur resonerar du kring detta?

Det är ju per definition ett avfall.

20. Vad anser du som myndighetsperson om återanvändandet av avfall i anläggningsarbeten?

Det ska man göra i största möjliga utsträckning.

21. Har du i tillsynsärenden funderat på den nya lagstiftningen (EU:s avfallsdirektiv) där avfall istället kan klassas som biprodukter enligt avfallsdirektivet? Vad anser du om detta?

-

22. Har du hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets nya handbok återvinning av avfall i anläggningsarbeten? På vilket sätt tror du att denna handbok kan komma att påverka myndigheternas arbete med återfyllnad med förorenade massor?

Handboken är väldigt långt ifrån verkligheten. Efter så många års utredning hamnar man helt tokigt. Det måste finnas någon sorts möjlighet till att återanvända avfallet och det behöver inte alltid vara kostnadsrelaterat.

Handboken kommer att påverka myndigheters arbete. Men det beror också på hur energiska tillsynsmyndigheten är. Konsulterna gör det man behöver eftersom vi på tillsynsmyndigheterna är där och jagar dem. Det är därför viktigt att myndigheter har samma åsikter och samma syn på frågorna. Det finns ärliga konsulter, men de flesta försöker ju göra så bra och billigt för sin uppdragsgivare som möjligt.

Lyftkranen – ett påkostat saneringsprojekt där efterbehandlingen är klar. När tvärbanan skulle byggas gick den in lite över tomten och då kom det upp tjära. Detta visar att det inte går att driva en sanering hur lång som helst. I projektet hade man en termisk behandlingsanläggning där ångorna fångades upp och förbrändes. Det man fick ut sedan var bara en mineralfraktion av jorden. I den spricklera i den omättade zonen i marken låg det dock kvar föroreningar. Leran hade där omslutit tjäran.

I Lyftkranen använde man sig också av en högtryckstvätt där stenblock tvättades i 100 grader och under mycket högt tryck.

23. Vilka skillnader anser du som myndighetsperson att det finns mellan konsulter/entreprenörer och myndigheter gällande uppfattningen om återfyllnad?

Det beror på vem konsulten arbetar för. Det blir ofta så att konsulten blir någon slags försvarsadvokat för den som de jobbar för. Det finns egentligen inga ärliga konsulter.

I ett projekt vi hade anställde vi en konsult för att följa upp att de massor som schaktades skickades eller återanvändes på rätt plats. I nästa stora projekt hotade vi med att förelägga om att de var tvungna att göra detta själva.

**Intervju – myndighet
Uppsala kommun**

1. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Det kan det göra. Det beror på vilka föroreningar det är, en del föroreningar med flyktiga egenskaper kan försvinna när jorden schaktas och mängden förorening minskar därmed. Genom schaktning och mellanlagring luckras jorden upp och porerna i massorna ökar. Genom schaktning kan man bland om hot spots och på så sätt öka spridningsförutsättningarna för föroreningar.

2. Vad händer oftast med de massor som schaktats upp och som uppfyller åtgärdskraven? Vart hamnar de i slutändan?

Ibland kan de återanvändas inom fastigheten. Annars är det vanligast att de hamnar på deponi. Det som inte klassas som farligt avfall kan återanvändas genom bland annat täckning av deponier m.m.

3. Vilka faktorer är av betydelse när beslut ska fattas gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

Det beror på vart man vill återanvända massorna. Vad platsen ska användas till. Enligt Naturvårdsverkets riktlinjer ska man inte förorena upp till de generella eller platsspecifika riktvärdena och detta är av betydelse för återfyllnad. Massor som är förorenade får inte läggas på jungfrulig mark. Dessa massor kan man tänka skulle kunna återanvändas i bullervallar, kontorsområden och vägkroppar. Detta är en bedömning som måste ske från fall till fall.

4. Är det någon skillnad om massorna har föroreningshalter under de platsspecifika respektive generella riktvärdena? Vilken i sådant fall?

Jag är inte så insatt frågan. Det har att göra med var man tänkt återanvända dem. De platsspecifika riktvärdena är ju beräknade utifrån förutsättningarna på den plats de grävdes upp, därför vill man ofta återanvända massor med halter under de platsspecifika riktvärdena på samma område. Förutsatt att det inte är olika framtagna riktvärden för olika delar av området.

5. Vilken eller vilka anser du är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Det har mycket att göra med vad det är för förorening och vilken jord det är. Omblandningen av jorden är också viktig för dess föroreningsspridning, vissa föroreningar kanske bara blandas ut. Har man ett tätt underlag sprids inte föroreningarna så mycket vidare.

6. Hur jobbar man på myndighetssidan med information till entreprenörer och verksamhetsutövare för att få kännedom om de schakt och anläggningsarbeten inom förorenade områden som inte anmäls till tillsynsmyndigheten?

Vi jobbar på att ha en bra hemsida där det ska finnas bra information och anmälningsblanketter. Med Naturvårdsverkets nya handbok *Återvinning av avfall inom anläggningsarbeten* finns information om vilka föroreningshalter som man måste anmäla. För detta finns inga rutiner än, det är så pass nytt. Men jag tror och hoppas att detta kommer att få lite genomslag ändå.

7. Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Det är ungefär samma saker som ska ingå i en saneringsanmälan. Hur man har tänkt göra, vilka djup man ska återfylla på, områdets förutsättningar m.m. Vissa punkter kan man

dock hoppa över. Ofta gör man en anmälan om återfyllnad samtidigt som man gör en anmälan om sanering.

8. Vilken hänsyn tas till föroreningarnas spridningsförutsättningar i en anmälan? Bör det läggas större vikt på de risker som kan uppstå vid eventuell förändring i föroreningars spridningsförutsättningar?

Det bör ha gjorts någon typ av undersökning av områdets förutsättningar, jordarter, fyllning m.m. I Uppsala ligger större delen av staden inom ett vattenskyddsområde och detta tittar vi alltid på när en anmälan görs. Kan det ske någon spridning av föroreningar till grundvattnet genom till exempel ledningsgravar. Utifrån detta görs en preliminär bedömning. Ska massor grävas upp måste de läggas i en tät container eller täckas med presenning. När man får in anmälan granskar man den sedan gör man ett föreläggande om skyddsåtgärder där man säger att man i huvudsak ska följa anmälan.

Det är bra att man undersöker vad som kan hända och hur föroreningarna kan mobiliseras. Ett exempel på när man inte vet hur föroreningarna kommer att spridas var i ett område med ungefär en halvmeter fyllningsmaterial ovanpå lera. Här låg flera cisterner nergrävda i leran. Runt dessa cisterner hade det bildas som grundvattenmagasin omgivna av lera. Eftersom leran var så tät låg föroreningarna relativt inkapslade i marken om dessa skulle grävas upp kommer föroreningarna definitivt mobiliseras, i dock i okänd utsträckning.

9. Vilket lagstöd är mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Försiktighetsprincipen är den princip som i huvudsak används. Man ska inte förorena jungfrulig mark och man måste vara medveten om riskerna med att förorena upp till. En förorening som man inte har tillräcklig kunskap för att mäta idag eller som inte anses vara skadlig kanske visar sig vara det om 10 år. Då kan det vara bra att tillämpa försiktighetsprincipen. Det är viktigt att komma med bra beskrivningar över hur man hanterar massorna och var man återfyller. Detta kan göras genom en bra riskbedömning.

10. Hur använder man sig av hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa?

Försiktighetsprincipen. Rimlighet är också viktigt, där ska bland annat ekonomin vägas in. Det är självklart inte bra att massor som nästan är rena ska gå till deponi. Transporterna får inte vara för långa. Rätt massor ska läggas på rätt plats.

11. Vilka miljökvalitetsmål är enligt dig av betydelse inom området?

En giftfri miljö, levande sjöar och vattendrag, klimatpåverkan.

12. Hur påverkar transportfrågan myndighetens beslut om återfyllnad?

Vi brukar ställa frågan vart massorna ska transporteras. Och om man till exempel ska köra dem längre sträckor, till exempel till Norge brukar vi ifrågasätta om det verkligen är nödvändigt. Detta är nog relativt ny fråga och man kopplar ämnet mer till miljömålet en giftfri miljö. Jag tror att transportfrågan kommer att få större innerbörd i framtiden.

13. Vilka åtgärder kan vara nödvändiga att vidta för att minska eventuell spridningsrisk vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? Ställs några krav på detta?

Det kan ställas krav på att massorna ska täckas, läggas på ett tätt underlag eller i en container.

14. Vilka krav brukar ställas på massor som ska användas för återfyllnad? T.ex. av vilken karaktär de ska vara, vilka halter som får finnas m.m.

Det är helt beroende på var massorna ska återanvändas. Det är inte jätte ofta man får den frågan om vilka krav de ska uppfylla.

15. Vad grundar sig dessa krav på?

-

16. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för de massor som ska användas för återfyllnad?

Ja, det är svårt att säga. Ofta kan det vara svårt att i huvudtaget se några bakgrundshalter.

17. Har du några erfarenheter från ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad inom samma område? Hur behandlades den frågan?

-

18. Finns det behov av att öka kunskapen om förändring i föroreningars spridningsförutsättningar? Hur skulle man kunna göra det hos yrkesverksamma inom branschen i sådant fall?

Ja, det tycker jag. Det skulle vara intressant om någon gjorde lite tester på vad som händer när man gräver upp massorna och ändrar fördelningen i jorden. Fyllnadsmassor som ligger i marken kan vara sammanpressade och genom schaktning luckras upp.

Kunskapen om detta skulle kunna ökas genom en studie inom området och att denna förs ut till yrkesverksamma. I något liknande projekt som Hållbar Sanering om Naturvårdsverket är involverade.

19. Anser man alltid att schaktade massor innehållande föroreningar är ett avfall? När kan jordmassor klassas som ett avfall? Hur resonerar du kring detta?

Det finns ju definitioner på vad som är avfall. Men kan man återanvända det är det ju en produkt. Naturvårdsverkets nya handbok är ju till för att man ska kunna återanvända massor. De har skärpt upp kraven och tidigare har det inte funnits någon vägledning. Det är viktigt att man hittar rätt användning för massorna. På många platser är det ju också brist på massor.

20. Vad anser man på myndigheten om återanvändandet av avfall i anläggningsarbeten?

Det är viktigt att man har rätt massor på rätt plats.

21. Har du i tillsynsärenden funderat på den nya lagstiftningen (EU:s avfallsdirektiv) där avfall istället kan klassas som biprodukter enligt avfallsdirektivet? Vad anser du om detta?

Jag har inte hunnit reflektera så mycket över detta. Men det är säkert något som kommer ha betydelse.

22. Har du hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets nya handbok *återvinning av avfall i anläggningsarbeten*? På vilket sätt tror du att denna handbok kan komma att påverka myndigheternas arbete med återfyllnad med förorenade massor?

Se tidigare svar.

23. Vilka skillnader anser du som myndighetsperson att det finns mellan konsulter/entreprenörer och myndigheter gällande uppfattningen om återfyllnad?

Det är väldigt olika, beroende på vilka konsulter det är. Jag hoppas att vi har ungefär samma åsikter. Vi tittar mycket på de generella principerna från Naturvårdsverket om det är samma nivåer inom ett helt område. Det är viktigt att det är genomtänkt var massorna ska återanvändas.

Naturvårdsverkets handbok är inte implementerad i alla led och det är ännu oklart vilket genomslag den kommer få eller vilka praxis som kommer upprättas utifrån boken.

Intervju – myndighet

Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen Västerås

1. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, det kan de göra.

2. Vad händer oftast med de massor som schaktats upp och som uppfyller åtgärdskraven? Vart hamnar de i slutändan?

De allra flesta skickas till avfallsbehandling.

3. Vilka faktorer är av betydelse när beslut ska fattas gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

Det är en prövning som sker i det specifika ärendet. Det är viktigt att beakta lokaliseringen, hur det ser ut på området, vad det ska användas till samt vilka föroreningar det rör sig om.

4. Är det någon skillnad om massorna har föroreningshalter under de platsspecifika respektive generella riktvärdena? Vilken i sådant fall?

Det borde inte vara någon skillnad. Det är också något som avgörs i det enskilda fallet. De platsspecifika riktvärdena brukar ju generellt vara högre än de generella. Vi brukar ha som motto att man inte får öka föroreningshalterna i området.

5. Vilken eller vilka anser du är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Det sker ju en ökad exponering för föroreningarna vid schaktning och mellanlagring. förändringar i spridningsförutsättningar beror på var man återfyller, om det till exempel är längre ner än var massorna legat tidigare eller om marken är mer genomsläpplig än tidigare.

6. Hur jobbar man på myndighetssidan med information till entreprenörer och verksamhetsutövare för att få kännedom om de schakt och anläggningsarbeten inom förorenade områden som inte anmäls till tillsynsmyndigheten?

Vi har en broschyr som heter "Schakta lagligt" som finns tillgänglig på vår webbplats och som vi har skickat ut till olika entreprenörer. På vår hemsida finns även annan information som tyvärr blivit mer svårtillgänglig nu när miljö- och hälsoskyddsförvaltningens information har blivit spridd över flera delar av Västerås stads webbplats.

7. Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Återfyllanden med förorenade massor är något som ingår i anmälan om efterbehandling. Där är det viktigt att man beskriver hur man hanterar massorna och hur man håller isär olika massor. Man ska sedan återfylla på det sätt som bestämts i beslutet och då är det självklart ok att återfylla med förorenade massor. Men det är också viktigt att man har en bra egenkontroll. I en anmälan ger man förslag på det mål man vill uppnå med saneringen. Normalt handlar det om totalhalter men det har även förekommit anmälningar som är mer inriktade på spridning och laktester.

8. Vilken hänsyn tas till föroreningarnas spridningsförutsättningar i en anmälan? Bör det läggas större vikt på de risker som kan uppstå vid eventuell förändring i föroreningars spridningsförutsättningar?

Detta är inget som man tittar särskilt på i en anmälan, möjligtvis i det enskilda fallet. I en riskbedömning beskriver man hur området och de förhållanden som råder ser ut. Man kan även beskriva risken med transporterna av massor. I anmälan förklarar man sedan hur man ska göra för att riskerna inte ska inträffa.

Det finns ett allmänt mål att återanvända massor, men det får inte ske genom att man bara flyttar runt massor inom ett område. Då blir det ingen vits med själva efterbehandlingen.

9. Vilket lagstöd är mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Hänsynsreglerna, utifrån vilka man gör en rimlighetsbedömning.

10. Hur använder man sig av hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa?

Försiktighetsprincipen används ofta i större utsträckning när kunskapen om området är mindre. Vid utförliga utredningar där man på ett tydligt sätt visar att det inte finns några risker behövs inte försiktighetsprincipen appliceras lika mycket.

Sedan används kretsloppsprincipen (hushållningsprincipen) som innebär att man ska återanvända så mycket som möjligt. Kan man återvinna så skulle det vara det bästa i det enskilda fallet.

11. Vilka miljö kvalitetsmål är enligt dig av betydelse inom området?

En giftfri miljö är det primära miljömålet. Andra miljömål är en god bebyggd miljö och begränsad klimatpåverkan.

12. Hur påverkar transportfrågan myndighetens beslut om återfyllnad?

Eftersom vi har avfallsmottagare i närområdet sker det inte så långa transporter av massor. Transportfrågans påverkan kan säkert vara annorlunda i andra delar av landet där man inte har längre till avfallsmottagare.

13. Vilka åtgärder kan vara nödvändiga att vidta för att minska eventuell spridningsrisk vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? Ställs några krav på detta?

Man kan täcka över massorna, lägga dem på en yta som är tät eller i containrar. För att de inte ska damma kan man vattenbegjuta dem även om det inte är så populärt. Vid återfyllnad kan man använda sig av barriärer, men detta är mer en saneringsmetod och görs inte på massor innehållande mindre mängder föroreningar.

14. Vilka krav brukar ställas på massor som ska användas för återfyllnad? T.ex. av vilken karaktär de ska vara, vilka halter som får finnas m.m.

Om massor tas utifrån ska ställs ofta kravet att de ska vara rena, det vill säga av jungfrulig karaktär.

15. Vad grundar sig dessa krav på?

-

16. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för de massor som ska användas för återfyllnad?

Bakgrundshalter definierar om ett område är förorenat eller inte. Beroende på vilken förorening det rör sig om kan bakgrundshalten ha betydelse för vilka massor som får användas för återfyllnad. Det kan till exempel vara svårt att använda sig av bakgrundshalter när man tittar på oljeföroreningar.

17. Har du några erfarenheter från ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad inom samma område? Hur behandlades den frågan?

Ja, från Öster Mälarstrand. Där man ville använda lätt förorenade massor från ett område som utfyllnadsmaterial på andra platser inom Öster Mälarstrand. Där diskuterades även lagringen av massor mellan schaktning och återfyllnad.

18. Finns det behov av att öka kunskapen om förändring i föroreningars spridningsförutsättningar? Hur skulle man kunna göra det hos yrkesverksamma inom branschen i sådant fall?

Dokumentationen av var de förorenade massorna läggs ner är också ett problem. När det till exempel gäller PCB-föroreningar ligger hela ansvaret på fastighetsägaren att föra detta vidare, vilket inte alltid fungerar. Till viss mån kan man via föreläggande föra in information om föroreningssituation i fastighetsregistret. Det ställs krav på att redovisa var förorenade massor använts för återfyllnad men det är inget som beskrivs i detalj i slutredovisningen eftersom man där endast tar upp om det skulle ha varit något som gått snett utifrån de åtgärdsåtgärder man satt upp.

Intervju – myndighet Länsstyrelsen Skåne

1. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, jag anser att förutsättningarna förändras när man går in och gör sådana ingrepp.

2. Har du några erfarenheter från ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad inom samma område? Hur behandlades den frågan?

Ja. Det finns många exempel på när man gräver upp massor och återanvänder dem. Till exempel inom industriområden kan man istället för att köra iväg massor återanvända dem inom området kanske. Återanvändning av massor kan ske i bland annat bullervallar, för att höja upp ett område eller i ett rent estetiskt syfte. Verksamhetsutövaren försöker ofta slippa betala för att bli av med massor genom att återanvända dem inom området. På så sätt kan lämpliga massor behållas. Det gäller inte bara industriområden utan kan också ske inom bostadsområden. Verksamhetsutövaren ser gärna att man placerar om massor på detta sätt, men det är inte alltid som det går igenom.

3. Vad händer oftast med de massor som schaktats upp och som uppfyller åtgärdskraven? Vart hamnar de i slutändan?

I normalfallet vill man inte placera om de massor som är förorenade utan dessa skickas i första hand till olika avfallsmottagare runt om i Skåne. Ibland kan dessa massor användas i andra projekt inom mindre känsliga områden.

4. Vilka faktorer är av betydelse när beslut ska fattas gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

Det är först och främst viktigt att ta reda på vilka ämnen det rör sig om samt vilka halter som finns i massorna. Vi arbetar mycket efter att de massor som ska användas för återfyllnad ska uppfylla kraven för KM, och i vissa fall räcker det med kraven för MKM (t.ex. industriområde). Det är viktigt att veta vilka ämnen som finns i massorna så att man inte tillför nya problem till området. Har man ett område förorenat med olja vill man inte införa metalföroreningar som kan skapa nya problem. Är det dock samma typ av förorening kan det vara mer accepterat.

Åtgärdsmålen kan ibland vara väldigt höga vilket innebär att det kan vara olämpligt att lägga tillbaka massor som innehåller sådana halter. Halterna på de massor som får användas för återfyllnad kan därför sättas lägre än själva åtgärdsmålen.

5. Är det någon skillnad om massorna har föroreningshalter under de generella respektive platsspecifika riktvärdena? Vilken i sådant fall?

Det är viktigt att komma ihåg att de platsspecifika riktvärdena är ett mått på vad man får ha kvar i jorden och alltså inte vad man får lägga tillbaka.

6. Vilken eller vilka anser du är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Åter igen beror det på halter, mängder och vilka ämnen det rör sig om. Det är också viktigt att beakta vattengenomströmningsförmågan samt spridningsbenägenheten i det material som man fyller ut med. Genom att titta noggrant på omgivningen kan man ta reda på hur spridning kan ske.

Ofta packas inte materialet lika mycket när man fyller igen ett område. Strukturen kan därmed ändras och detta kan kanske påverka spridningen. Den organiska halten är också utav betydelse eftersom en del föroreningar adsorberas till detta material. Det beror även på vilka föroreningar som finns i massorna. Långa kolväten binds strakare till jorden medan de kortare löser sig bättre i vatten.

7. Hur jobbar man på myndighetssidan med information till entreprenörer och verksamhetsutövare för att få kännedom om de schakt och anläggningsarbeten inom förorenade områden som inte anmäls till tillsynsmyndigheten?

Vi har ingen systematisk information som vi går ut med löpande. Det enda vi gör är att vi har ett antal företag som vi arbetar aktivt med och dessa kan vi då sprida information till.

8. Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Man gör en anmälan om avhjälpande åtgärder där avfallshantering och återfyllanden med olika massor ingår. Vi har ett formulär med frågor som man ska svara på i en sådan anmälan. Vissa använder inte formuläret utan skriver ett eget dokument. I anmälan bör det bland annat ingå vad massorna består av och var det ska ta vägen, även frågor kring lagring av massorna bör tas upp.

Inte alla myndigheter har ett formulär som man kan besvara men de flesta har nog någon form av uppunktning av vad som bör vara med i en anmälan.

9. Vilken hänsyn tas till föroreningarnas spridningsförutsättningar i en anmälan? Bör det läggas större vikt på de risker som kan uppstå vid eventuell förändring i föroreningars spridningsförutsättningar?

I det formulär som vi har finns ingen egen del som tar upp spridningsförutsättningarna. Det brukar däremot i de flesta fall tas upp i andra rapporter som gjorts tidigare. Framförallt i riskbedömningen där miljöriskerna lyfts fram. I en sådan markundersökningsrapport beskriver man riskerna med föroreningsspridning. Rapporterna brukar bifogas med anmälan.

När det gäller spridningsrisker med massor som ska användas för återfyllnad brukar man inte ta upp detta specifikt. En anledning till det kan vara att de massor som används för återfyllnad oftast är ganska rena.

10. Vilket lagstöd är mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Det lagstöd som man grundar beslut på gäller för hela anmälan om avhjälpande åtgärder och inte specifikt för återfyllnad med massor. Man använder sig av 2, 10 och 26 kap. MB. I 26 kap. är det framförallt 9 § om förelägganden och förbud som tillämpas, men även 22 § som innebär att den som bedriver en verksamhet som befaras medföra olägenheter för människa och miljö är skyldig att undersöka och åtgärda dessa olägenheter.

Man använder sig också av avfallsförordningen och förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

11. Hur använder man sig av hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa?

Hänsynsreglerna använder man sig av eftersom de alltid ska beaktas. Det finns ingen som väger tyngre än den andra utan det sker en diskussion kring dessa.

12. Vilka miljö kvalitetsmål är enligt dig av betydelse inom området?

Miljömålen ska alltid i alla frågor beaktas. Det miljömål som är av störst betydelse inom området är en giftfri miljö. Andra viktiga miljömål är grundvatten av god kvalitet och en god bebyggd miljö.

13. Hur påverkar transportfrågan myndighetens beslut om återfyllnad?

Detta är något som vägs in, i synnerhet i stora projekt. Men det gäller även att de som lämnar in uppgifterna presenterar detta för oss. För att vi ska kunna beakta denna aspekt ställs det krav på att man redogör ordentligt för de uppgifter som finns kring transportfrågan. Om detta görs på rätt sätt kan det vara med och fälla avgörande beslut eftersom det är en mycket viktig fråga.

14. Vilka åtgärder kan vara nödvändiga att vidta för att minska eventuell spridningsrisk vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? Ställs några krav på detta?

I de flesta fallen ställs det inga krav på åtgärder för att minska spridningsrisk när man återfyller. Man kan skilja förorenade massor från rena till exempel med geotextil så att man inte förorenar nya massor. Men det är som sagt inte så vanligt att man gör det.

Det kan dock ställas krav på att man noga dokumenterar var man har återfyllt med förorenade massor. Detta kan dokumenteras både skriftligen samt på en karta och sammanfattas i den slutgiltiga rapporten. Då kan vi lägga in det i EBH-stödet (f.d. MIFO-databasen). Detta fungerar som en informationsdatabas och är ett bra verktyg där man enkelt hittar tillbaka till olika projekt. Ett annat sätt att dokumentera var man återfyllt med förorenade massor eller låtit massor ligga kvar är att genom ett föreläggande skriva in det i fastighetsregistret. Inskrivandet föreläggs med vissa inskränkningar som till exempel att man inte får gräva eller uppföra en ny byggnad på tomten.

15. Vilka krav brukar ställas på massor som ska användas för återfyllnad? T.ex. av vilken karaktär de ska vara, vilka halter som får finnas m.m.

Se tidigare svar.

16. Vad grundar sig dessa krav på?

Se tidigare svar.

17. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för de massor som ska användas för återfyllnad?

Bakgrundshalterna kan ha betydelse för vilka massor som får användas för återfyllnad. Har man till exempel ett område med mycket höga bakgrundshalter känns det konstigt att fylla ut med ganska rena massor. Man kan då inte stirra sig blind på KM- och MKM-värden utan får titta på halterna av de ämnen som redan finns.

18. Finns det behov av att öka kunskapen om förändring i föroreningars spridningsförutsättningar vid återfyllnad med förorenade massor? Hur skulle man kunna göra det hos yrkesverksamma inom branschen i sådant fall?

Vanligtvis är det en entreprenör, en miljökonsult och en miljökontrollant som är ute i fält och dessa bör ha den kompetens som behövs för att bedöma förändringar i spridningsförutsättningar. Så nej, jag tror inte att den kunskapen behövs ökas.

19. Anser man alltid att schaktade massor innehållande föroreningar är ett avfall? När kan jordmassor klassas som ett avfall? Hur resonerar du kring detta?

-

20. Vad anser man på myndigheten om återanvändandet av avfall i anläggningsarbeten?

-

21. Har du hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets nya handbok *återvinning av avfall i anläggningsarbeten*? På vilket sätt tror du att denna handbok kan komma att påverka myndigheternas arbete med återfyllnad med förorenade massor?

Jag har inte hunnit sätta mig in i det materialet helt än men jag är helt övertygad om att det kommer få konsekvenser för arbetet inom området. Här har man nu satt värden på den föroreningsgrad som man kallar ringa vilket gör det lättare att tolka detta uttryck.

22. Har du i tillsynsärenden funderat på den nya lagstiftningen (EU:s avfallsdirektiv) där avfall istället kan klassas som biprodukter enligt avfallsdirektivet? Vad anser du om detta?

-

23. Vilka skillnader anser du som myndighetsperson att det finns mellan konsulter/entreprenörer och myndigheter gällande uppfattningen om återfyllnad med förorenade massor?

En stor märkbar skillnad är att konsulter ofta tycker att det är ok att fylla ut med massor som innehåller högre halter än vad vi tycker. Vi anser att man ska återfylla med KM-massor och i vissa fall MKM-massor. Vi är mer strikta och har fokus på att uppnå miljömålet en giftfri miljö som både handlar om att minska föroreningsmängderna men också att fasa ut olika ämnen. Konsulter ser mer på saken ur ett riskperspektiv. Vilket innebär att de kan tolerera ganska höga halter om riskerna är små.

Vilka halter och massor som tillåts användas för återfyllnad kan skilja mellan geografiska områden. Det kan bero på om det är en storstad eller inte, eftersom man i storstäder ofta tolererar högre halter. Det kan också skilja beroende på vilken erfarenhet man har och vilken nivå man har valt att lägga sig på. På vissa kommuner där man arbetar väldigt lite

med det här kanske man tar annorlunda beslut. På länsstyrelsen ska man följa Naturvårdsverkets vägledning och därför bör besluten på länsnivå vara liknade.

Vid återfyllnad med förorenade massor gäller det att titta på helheten. I normala fall fyller man ut med rena massor och då uppstår inga problem. I Malmö har man haft fördelen att det har behövts massor under MKM för utfyllnad i hamnen, så är det inte längre vilket innebär att det finns överskottsmassor. Därför skickas många massor till avfallsmottagare. Men det är inte hållbart att gräva upp och ersätta alla massor. Det är i och för sig bra att förorenade massor hanteras under mer kontrollerade former, det vill säga när de skickas till en avfallsmottagare.

Intervju – myndighet

Länsstyrelsen i Stockholm

1. Anser du spridningsförutsättningarna förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, spridningsförutsättningarna kan förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad. De kan bli mer exponerade för utlakning, men det beror också på vilka förhållanden som råder.

2. Vad händer oftast med de massor som schaktats upp och som uppfyller åtgärdskraven? Vart hamnar de i slutändan?

Det beror lite på vilka åtgärdskraven är, men oftast hamnar massorna på deponi.

3. Vilka faktorer är av betydelse när beslut ska fattas gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

De faktorer som är av betydelse är bland annat vart massorna ska användas, vilka de förorenande ämnena är samt vilka halter och mängder som finns i massorna.

4. Är det någon skillnad om massorna har föroreningshalter under de platsspecifika respektive generella riktvärdena? Vilken då i sådant fall?

Beroende på beräkningar och ekonomisk rimlighet kan det göras skillnader i beslut gällande återfyllnad med massor som har föroreningshalter under de platsspecifika eller generella riktvärdena.

5. Vilken eller vilka anser du är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

De viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna är exponeringen för vatten och erosion. Om massor som legat djupt ner i marken läggs upp ytligt kan detta också påverka spridningsförutsättningarna.

6. Hur jobbar man på myndighetssidan med information till entreprenörer och verksamhetsutövare för att få kännedom om de schakt och anläggningsarbeten inom förorenade områden som inte anmäls till tillsynsmyndigheten?

Vid arbete på kommunen i Eskilstuna hade vi utbildning för de kommunala verksamheterna, däribland stadsbyggnad och parkförvaltning för att informera om när anmälan ska göras för schakt och anläggningsarbeten. Vi la också ut information på hemsidan. Man skulle kunna skicka ut massutskick, men det var inte något som förekom i Eskilstuna.

7. Vad bör ingå i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Det som generellt bör ingå i en anmälan är vart massorna kommer ifrån, vilket föroreningsinnehåll de har, vart de ska återanvändas, hur de har klassats och vilka risker det finns med återfyllnad på den aktuella platsen.

8. Vilken hänsyn tas till föroreningarnas spridningsförutsättningar i en anmälan? Bör det läggas större vikt på de risker som kan uppstå vid eventuell förändring i föroreningars spridningsförutsättningar?

Man måste alltid i en anmälan titta på vilken risk det finns med en eventuell förändring i spridningsförutsättningar. Det är viktigt att uppmärksamma om det finns några brunnar och vattendrag i närheten som kan påverkas. Jag vet inte om det finns någon brist i det här förfarandet i dagsläget eller om det behövs läggas större vikt på just detta moment. Men det är betydligt svårare att bedöma riskerna med eventuella förändringar i spridningsförutsättningar. Detta är något som måste bedömas i fall till fall.

9. Vilket lagstöd är mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Det lagstöd som kan tillämpas är förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Hänsynsreglerna 2 kap och 9 kap för miljöfarlig verksamhet är också användbara.

10. Hur använder ni er av hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa?

Hänsynsreglerna används i allmänhet. Det finns ingen som väger tyngre än den andra, man behöver inte välja ut någon, det beror på situationen. Det man brukar titta på är rimlighetsavvägning 2:7 MB.

11. Vilka miljökvalitetsmål är enligt er av betydelse inom området?

De miljökvalitetsmål som är av betydelse är en giftfri miljö, men även brukar en begränsad klimatpåverkan behandlas. Då får man göra en avvägning gällande miljökvalitetsmålet en giftfri miljö kontra det utsläpp som sker av CO₂ vid schaktningsarbeten och transporter av förorenade massor.

12. Hur påverkar transportfrågan myndighetens beslut om återfyllnad?

Transportfrågan påverkar inte myndigheternas beslut rent generellt, utan det är en avvägning som måste göras. Det beror bland annat på hur mycket det kostar samt vilken miljövinster som erhålls.

13. Vilka åtgärder kan vara nödvändiga att vidta för att minska eventuell spridningsrisk vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? Ställs några krav på detta?

För att minska eventuell spridningsrisk vid mellanlagring kan det vara nödvändigt att täcka över massorna så att de inte exponeras för blåst och regnvatten. Det kan även vara aktu-

ellt att skärma av med tätare avspärrningar. De krav som finns på vidtagandet av försiktighetsåtgärder meddelas i beslut om försiktighetsmått.

14. Vilka krav brukar ställas på massor som ska användas för återfyllnad? T.ex. av vilken karaktär de ska vara, vilka halter som får finnas m.m.

Ur miljöaspekt brukar det inte ställas några krav på massornas geotekniska konstruktion. Däremot är föroreningsinnehåll viktigt och att de har gjorts en representativ klassning av massorna.

15. Vad grundar sig dessa krav på?

Kraven som ställs grundar sig på vad markanvändningen kommer att utgöras av, klassningen av massorna samt att man måste visa att massorna inte kommer att utgöra något problem i området.

16. Vilken betydelse har områdets bakgrundshalter för de massor som ska användas för återfyllnad?

Rent generellt tar man hänsyn till bakgrundshalterna. Men man kan inte kräva att massorna som ska användas för återfyllnad har lägre föroreningshalter än bakgrundshalterna.

17. Har du några erfarenheter från ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad inom samma område? Hur behandlades den frågan?

Jag har arbetat med ärenden där schaktade och mellanlagrade massor har använts för återfyllnad. I dessa fall är det viktigt att jag får in ett fullgott underlag där jag kan se att klassningen av jordmassorna är ok, var och hur massorna ska återanvändas samt att det inte påverkar människors hälsa och miljön negativt. Det är också viktigt att man har tagit hänsyn till långsiktiga aspekter, som till exempel risker med förändringar i markanvändning. Dessa aspekter kan ofta vara bristfälliga i en anmälan.

18. Finns det behov av att öka kunskapen om förändring i föroreningars spridningsförutsättningar? Hur skulle man kunna göra det hos yrkesverksamma inom branschen i sådant fall?

Jag tror att det behövs mer kunskap om eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar. Det är ett område som inte är så utvecklat. Det utgörs främst av modeller och modelleringar. Det skulle kunna utvecklas genom att det görs tester och analyser ute i fält kombinerat med modelleringar som försöker efterlikna naturliga förhållanden så mycket som möjligt.

19. Anser ni alltid att schaktade massor innehållande föroreningar är ett avfall? När kan jordmassor klassas som ett avfall? Hur resonerar ni kring detta?

Definitionen för avfall är inte bara att det ska vara förorenat, utan det ska vara ett material som man måste göra sig av med. Därför anser jag att schaktade massor alltid är avfall om man måste göra sig av med dem, även om de ska användas för anläggningsändamål.

20. Vad anser ni på myndigheten om återanvändandet av avfall i anläggningsarbeten?

Det är bra om man kan återanvända avfallet, men då måste man kunna visa att det inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön varken nu eller i framtiden.

21. Har ni i tillsynsändamålen funderat på den nya lagstiftningen (EU:s avfallsdirektiv) där avfall istället kan klassas som biprodukter enligt avfallsdirektivet? Vad anser ni om detta?

Eftersom lagstiftningen är ny och inte införlivad ännu är det något som vi inte funderat så mycket över. Vi får se vad som händer när lagen instiftas.

22. Har ni hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets nya handbok *återvinning av avfall i anläggningsarbeten*? På vilket sätt tror ni att denna handbok kan komma att påverka myndigheternas arbete inom området?

I Naturvårdsverkets nya handbok har jag hunnit sätta mig in lite grann. Frågan är om den kan komma att krocka med EU:s nya lagstiftning. Boken kan komma att användas som vägledning inom myndigheternas arbete.

23. Vilka skillnader anser du som myndighetsperson att det finns mellan konsulter/entreprenörer och myndigheter gällande uppfattningen om återfyllnad?

Skillnader mellan konsulter och myndigheters uppfattning gällande återfyllnad är främst att man på konsultsidan tenderar att titta på ett kortsiktigt perspektiv. Man kan ha en övertro på den administrativa delen och dess förmåga att föra vidare kunskaper om vart förorenade massor använts som återfyllnadsmaterial. Kanske fungerar det att lägga förorenade massor under en asfalterad väg idag, men vad händer om många år när vägen ska grävas upp och det ska ligga till exempel en sandlåda där istället.

Intervju – Myndighet (Naturvårdsverket)

1. Hur ser man på Naturvårdsverket på frågan gällande återfyllnad med förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Detta är en fråga som bör diskuteras med någon som arbetar inom området förorenad mark.

2. Anser du att föroreningarnas spridningsförutsättningar hos massor som klarar åtgärdskraven förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Ja det är klart att de gör. Detta innebär att massorna syresätts.

3. Vilken hänsyn bör enligt NV tas till eventuella förändringar i föroreningarnas spridningsförutsättningar vid bedömning av återfyllnad med förorenade massor?

För det första måste man ha klart för sig vilken roll Naturvårdsverket har. Vi gör inte sådana bedömningar på detaljnivå. Det är först och främst konsulter som gör dessa bedömningar och sedan tittar vi på dem när vi ska fördela medel för efterbehandlingsåtgärder.

4. Vilka andra parametrar är av betydelse vid bedömning inför ett beslut om att återanvända massor eller inte?

-

5. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna för föroreningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Syresättning och att materialet exponeras på ett helt annat sätt. Materialet kommer i mer kontakt med vatten. Dessa faktorer beskrivs i bilagan till handboken Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Men det är också beroende från fall till fall.

6. Borde schaktade jordmassor innehållanden föroreningar alltid klassas som ett avfall? När kan ett jordmassor annars klassas som avfall? Vad anser ni om detta?

Nej, det är en helt annan historia. Definitionen av ett avfall finns i 15 kap. 1 § MB. Generellt kan man säga att man är skyldig att göra sig av med förorenade massor som inte går att återvinna och därmed kan de klassas som ett avfall.

7. Vilken betydelse tror du att er nya handbok *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* kommer att ha för myndigheters, konsulters och hela branschens arbete med återfyllnad med förorenade massor?

För återvinning av avfall kommer boken ha en väldigt stor betydelse. Det kommer att bli lättare att återanvända det oproblematiska avfallet. Det kommer även att ge en hel del vägledning för hantering och återvinning av avfall som blir anmälningsärenden. Detta material är något som länge har efterfrågats av både myndigheter och avfallsdeponicenter.

8. Hur kommer NV tillämpa reglerna i EU:s avfallsdirektiv där en del av det material som idag klassas som avfall kommer att utgöra biprodukter istället? Har ni inom ert arbete funderat på när schaktade jordmassor kan klassas som biprodukter?

Detta är en förordningsändring och alltså inget som kommer ha en egen agenda hos oss. Det är regeringen som beslutar om förordningen. I vilken omfattning den kommer användas får man se. Det finns sedan tidigare rättsfall inom EG-domstolen som tagit upp dessa frågor, så det är inget nytt.

9. Vilket lagstöd är enligt NV mest väsentligt vid frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Man måste först definiera om det är ett avfall eller inte enligt 15 kap. MB. 2 kap MB är också relevant i dessa frågor.

10. Hur används hänsynsreglerna? Vilken princip väger tyngst bland dessa enligt NV?

Det finns ingen hänsynsregel som väger tyngre än de andra. Man använder sig av 2 kap. 7§ där det sker en avvägning och rimlighetsbedömning av alla hänsynsregler.

11. Vilka miljökvalitetsmål anser NV vara av betydelse inom området?

-

12. Vilken roll spelar transportfrågan för återfyllnad med förorenade massor?

Detta är något som måste vägas in, men det sker ingen automatisk avvägning av hur mycket föroreningar som man kan tillföra istället för att transportera massorna en viss sträcka. Men visst har man har diskussioner om transporter och CO₂-utsläpp. Det är svårt att göra en avvägning om detta och krävs analyser.

13. Anser ni på NV att det är god hushållning med material genom återfyllnad med förorenade massor?

Det finns mycket viktigare frågor än denna. Det gäller att titta på var det finns störst potential och om det finns andra material tillgängliga som är mer oproblematiska att använda som återfyllnadsmaterial. Gruvavfallet har den allra största potentialen som återfyllnadsmaterial. Det finns en hel del oproblematiskt avfall som man borde kunna återvinna och man bör i första hand återanvända det som är rent.

14. Hur kan återvinning och därmed resurssparande tillämpas förutom genom återfyllnad med förorenade massor?

Se föregående svar.

15. Hur arbetar man internationellt med frågor gällande återfyllnad med förorenade massor?

Det finns inte någon gemensam strategi för hur man arbetar med dessa frågor. Arbetssättet kan vara beroende av vilken medvetenhet man har eller vilka förutsättningar det finns i olika länder. Vissa länder gör inget alls medan andra gör mycket mer. I Holland har man till exempel en annan syn, men där har man arbetat längre med dessa frågor och man har ett massunderskott. Vi har ju mer tillgång på rena massor än vad de har. Även geologin, bakgrundshalter och grundvattennivåer varierar mycket i olika länder och inom olika länder. Därför bör mer platsspecifika bedömningar göras. I vissa länder har man för avsikt att hela tiden provta massor, detta är dock något som man inte eftersträvar i Sverige.

Vägverket har utvecklat en massdatabas som kan användas för återvinning av massor. Där kan man bli av med massor på ett enkelt sätt medan de som behöver massor kan få det på ett enkelt sätt.

För att kunna dokumentera var förorenade massor läggs ner kan man skriva ett föreläggande som riktas mot fastighetsägaren och som sedan skrivs in i fastighetsboken. Dokumentation är inte vattentät och det rättfärdigar inte att man ska få lägga ner skitiga massor i marken bara för att man kan dokumentera var de ligger. Kan man återfylla med rena massor borde man göra det.

**Intervju – myndighet
SGI**

1. Vilken roll spelar SGI inom de frågor som rör återfyllnad med förorenade massor?

SGI ger stöd och rådgivning till länsstyrelser och kommuner inom området förorenad mark. Dels kostnadsfri kortrådgivning inom avtal med Naturvårdsverket. Dels rådgivning inom ramavtal med länsstyrelser. De vanligaste frågorna ställs från länsstyrelser och dessa handlar om vad man kan tänkas låta problemägare lägga tillbaka för massor. Det kan också handla om vilka test som bör utföras på massorna. Handläggarna tänker först själva och sedan kan det vara skönt att använda oss som ett bollplank.

SGI gör även mindre översiktliga undersökningar, förstudier och kompletterande undersökningar men inte huvudstudier och saneringar åt länsstyrelser. SGI kan också vara utförare vid saneringar men det är inte en prioriterad verksamhet hos SGI och enbart till utval-

da privata utförare. SGI kan även hjälpa till som beställarstöd och kommuner kan handla upp SGI som direkt beställarstöd.

2. Vad kan SGI bidra med inom området?

SGI fungerar som rådgivande myndighet genom korttidsstödet och beställarstöd. De förmedlar information inom området. På SGI gör man laktester och man har en databas för laktester där man kan slå på olika material och jämföra med olika andra prover. Databasen används bland annat vid utredningar om avfall men då kan man även behöva använda andra databaser. Man använder sig också av en typ av geomodellering för att karakterisera material vilket innebär att man lägger in resultat från olika tester, t.ex. olika laktester och sen jämför man resultaten mot andra material i en europeisk databas, Leach XS.

3. Vad är viktigt att tänka på vid användning av förorenade massor som återfyllnadsmaterial?

Man måste alltid tänka på att materialet som ska användas passar för ändamålet. Det ska vara stabilt och får inte genomgå några processer som innebär att det till exempel vittrar sönder. Materialet bör inte heller vara oxidationskänsligt. Kunskapen om materialet är därför väldigt viktig, särskilt om det är restprodukter som ska användas så bör man veta hur de beter sig. Det kan man till viss del ta reda på genom att göra laktester och titta på totalhalter. Det kan dock vara svårt att provta på rätt sätt och få ut representativa prover. En del gör laktesterna tidigt och på de allra mest förorenade jordarna istället för de jordmassor som man vill använda. Det viktiga representativa provtagning av massor som man verkligen vill använda vid åtgärdsutredningar. Samlingsprov passar ofta bra för sådan provtagning vad gäller metaller men dock inte vid provtagning av flyktiga ämnen som BTEX.

På SGI har man haft 23 lakningskurser. Det finns många som ställer krav på att man ska ha gjort laktester när man ska återfylla med förorenade massor. Det är viktigt att tänka på att vissa ämnen kan bete sig annorlunda. Om man har ett KM-område där man vill använda sitt material borde det vara krav på laktest, åtminstone på skaktest. Vid en deponi krävs att man gör perkolationstest för att kunna undersöka både snabbutlakningen vid L/S 0,1 L/kg och den mer långsiktiga utlakningen vid L/S 10 enligt NFS 2004:10.

4. Vilken forskning och kunskap finns inom detta område? Har man gjort något inom detta område på SGI?

Det finns inte någon direkt forskning inom detta område egentligen. Man har tittat på metallers rörlighet efter jordtvätt. Pascal Suer har även undersökt metallers rörlighet efter elektroanering. Det finns också vägledning om biologisk nedbrytning med naturlig självrening eller kompostering. En kollega i Malmö (Anja) har gjort undersökningar på lakbarheten av organiska ämnen, främst PAH:er.

I Naturvårdsverkets rapporter om Hållbar Sanering (5834) har man tittat på olika karakteriseringsmetoder, laktester och jämfört mot markvatten och grundvatten. Gäller främst för metaller men också lite för organiska föroreningar. Tester för organiska ämnen är ofta svårare att tolka. För det mesta ser lakningen likadan ut för föroreningarna, men för vissa ämnen kan det ibland finnas stora skillnader beroende på metod.

5. På vilket sätt kan föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor?

När material tas upp till ytan och kommer i kontakt med syre kan det oxideras. Oxidationsprocesser kan påverka pH-värdet. Det kan också uppstå mer eller mindre anaeroba och reducerande förhållanden i jorden om man t.ex. täcker fuktigt material. Arsenik är t.ex. en typisk redoxkänsligt ämne. Material som särskilt påverkas av vittring kan vara gruvmaterial och vissa typer av slagg.

Föroreningarna kan laka ut, ju mer vatten som kommer i kontakt med materialet desto mer föroreningar kommer att laka ut. Vid laktester, speciellt I/s 10, kommer materialet i kontakt med mycket vatten vilket kanske kan ta upp till 100 år i en tät deponi för farligt avfall.

I Hållbar Sanerings rapporterna (5535, 5557, 5558) finns en bedömning av hur man teoretiskt kan beräkna när ett material har utsatts för en viss mängd vatten, L/S. Men det är också viktigt att komma ihåg att det inte alltid är vatten som är styrande för utlakningen. Man måste veta vilka massor man har och om dessa ska förläggas över eller under grundvattenytan. Om halterna är mycket låga (KM eller mindre) sker det i regel en mycket liten utlakning från materialet. Men är halterna medelhöga kan det lika gärna ske en mycket stor utlakning som en mycket liten. Antimon, molybden och arsenik har visat olika utlakningsförmåga beroende på material eller i vilken form materialet varit adsorberat i materialet. (Cecilia J Exjobb om schaktmassor!!!)

6. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i spridningsförutsättningarna för föroreningar vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Vilket material det rör sig om är självklart viktigt och om detta material tenderar att oxideras, vittras mm. Från försöket med lakning av metaller från jord som genomgått jordtvätt visade det sig att vissa metaller lakning ökade även om de flesta sjönk. Totalhalten sjönk dock för samtliga metaller.

7. Vad gör SGI för att öka kunskapen inom området återfyllnad med förorenade massor och hur sprider man den vidare?

SGI har en miljödatabas som kan användas för att öka kunskapen. Rent allmänt gör SGI karaktärisering av jordar eller material och man bidrar med sin kunskap i olika forskningsarbeten. SGI kan också utföra vissa geomodelleringar av jordar eller material. Från och med i år har myndigheten fått ett ansvar för forskning, teknikutveckling och kunskapsutbyggnad inom området förorenad mark. Till detta ansvar har ännu ej tilldelats något särskilt anslag. SGI måste först själv ta reda på vad det är som behövs inom de tre områdena och sedan begära anslag för detta.

8. Vem riktar man sig till på SGI när man vill nå ut med kunskapen? Naturvårdsverket, Länsstyrelsen, kommuner, konsulter?

Eftersom SGI är en statlig myndighet så riktar sig mycket av det arbetet som görs till länsstyrelser och kommuner och andra statliga myndigheter. SGI:s tillämpade forskning är direkt kopplad till miljömålet Giftfri miljö vilket bl.a. innebär att effektivisera och påskynda arbetet med sanering av förorenade områden. Arbetet med förorenad mark går alldeles för långsamt idag delvis beroende på juridiska svårigheter vid ansvarsbedömningar men även pga. att området är relativt nytt och att arbetet säkert inte är så effektivt som det borde kunna vara. Även kunskapsutbyggnad och teknikutveckling är mycket viktigt för att effektivisera saneringsarbetet. Här är konsulter och problemägare en viktig part.

Miljökvalitetsmålet kan uppfyllas även om man använder sig av förorenade jordar för återfyllnad. Man måste då se till helheten, jordar ska saneras med avseende på miljönyttan. Den intervjuade anser att det är viktigt att det görs en miljökonsekvensbedömning (MKB) och livscykelanalyser för att dels se till att det inte uppstår nya förorenade områden som inte kan användas men också för att man inte ska sanera i onödan

Man får inte stirra sig blind på dagens markanvändning, marken ska kunna användas i framtiden också. Därför måste man tänka mer långsiktigt. Enligt den nya riskbedömningsvägledningen finns generella policys som kan vara bra att följa. Inom branschen förorenad mark finns olika åsikter. En del vill få bort alla föroreningar och är mycket skeptisk till återfyllnad av förorenade massor medan andra inte tycker att man ska schakta i onödan.

Att deponera alla förorenade massor är till viss del att flytta problemet från ett område till ett annat. En deponi bör givetvis vara bättre anpassad men är inte en lösning för alla fall. Ibland är det viktigt att koncentrera föroreningarna till en säkrare plats (deponi) men handlar det om lågförorenade massor kan det ibland ge mindre problem att sprida föroreningarna. (Se rapport gällande riskbedömning av deponier, Rosqvist m fl.)

9. Hur går man tillväga för att få fram kunskapen till rätt personer?

Först och främst måste kunskapen finnas. Just där finns det ändå ganska många bitar på som sitter på information.

Nätverket Renare Mark har bra möjligheter att sprida information och kunskap. Det kan ske genom möten, seminarier och konferenser. SGI-personal sitter i Renare marks styrelse samt i flera lokalavdelningar. SGI-personals arbete i Renare mark sker till viss del inom SGI:s arbete men även genom ideellt arbete.

Kunskapen kan spridas genom hemsidor t.ex. SGI:s. På naturvårdsverkets hemsida går det att få tag i mycket information. De sprider även kunskap genom rapporter, t.ex. inom kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, och även om dessa håller olika kvalitet så finns det mycket att få ut av dem. Det är viktigt att tänka på att man underlättar spridningen av kunskap så att den verkligen når ut till dem som ska använda sig av den.

Kunskap sprids också genom kurser SGI anordnar eller kurser som entreprenörerna har. Det är viktigt att man samarbetar inom branschen och kommer överrens om att det är bra att sprida kunskap. Man ska dela med sig av sina erfarenheter genom till exempel studiebesök. Detta kan också göras vid regionerna inom nätverket Renare Mark.

10. Får ni på SGI många frågor från länsstyrelser och kommuner via det s.k. korttidsstödet gällande återfyllnad av förorenade massor? Vilka typer av frågor kan dyka upp där?

Det kommer inte in frågor varje vecka som behandlar området, men ungefär 15 frågor per år. Den vanligaste frågan är generellt vart gränsen ska dras för hur mycket föroreningar som får ligga kvar eller läggas tillbaka i marken.

Under 2009 fick SGI in 237 rådgivningsuppdrag inom förorenad mark och tidsåtgången för varje uppdrag var i snitt två timmar. Under 2008 och 2007 var det ungefär lika många uppdrag, medan det under år 2006 endast kom in 60 uppdrag. Ökningen kan bero på dels att antalet saneringar har ökat samt att SGI har rekryterat flera medarbetare som kan jobba med dessa frågor och bättre motsvara de kunskaper som länsstyrelserna är i behov av. Många frågor som kommer in behandlar de miljöjuridiska aspekterna.

11. Har ni hunnit sätta er in i Naturvårdsverkets handbok återvinning av avfall i anläggningsarbeten? På vilket sätt tror ni att denna handbok kan påverka yrkesverksamma inom området?

Det är bra att man har en modell för hur man kan göra med återvinning av avfall som innebär en mindre risk än ringa. Även om dessa krav är hårda och innebär att många massor inte kommer att kunna användas. Handboken kan medföra att det blir lättare för en konsult att göra en platsspecifik MKB och t.ex. beräkna fram platsspecifika riktvärden. Genom att använda handboken kan man bevisa att man har tillräckliga kunskaper. Som handläggare slipper man vara rädd för att få ny förorenad mark som innebär nya problem i området.

Handboken har blivit mycket tydligare med riktlinjer för hur man tänkt och hur handboken kan användas eller inte användas. I stort leder handboken till ökade möjligheter för att återanvända massor och därför är vi positiva till den.

12. Vilka skillnader i uppfattningar gällande återfyllnad med förorenade massor anser du att det finns mellan konsulter och myndigheter?

Verksamhetsutövare med processer som lämnar restprodukter vill gärna kunna använda dessa på ett vettigare sätt än deponering. Utgångspunkten är självklart att få avsättning för sina massor. Miljömyndigheterna har miljön som utgångspunkt och ska se till att verksamheten inte påverkar miljön negativt och att det inte leder till nya förorenade områden.

Det finns olika falanger. En del som arbetar på myndigheter tycker inte att man ska använda massorna, men det tankesättet börjar avta. Det viktigaste är att man hittar rätt avsättning för rätt massor och att man kan visa det. Det är en form av resursslöseri om man inte kan återanvända sig av några förorenade massor i huvudtaget.

Konsulterna står mitt emellan myndigheter och problemägare. Det finns en konflikt gällande vad som är avfall och vad som är restprodukter eller biprodukter som är ett nytt begrepp i arbetet med ny avfallslagstiftning. Ny europeisk avfallslagstiftningen är på gång men hur den blir vet vi inte säkert idag. Det är dock viktigt att Naturvårdsverket nu vågat sätta ner foten och i alla fall tagit fram verktyg som förenklar möjligheten att använda avfall.

13. Hur arbetar man internationellt med frågor angående återfyllnad med förorenade massor?

Det är oftast lättare att få använda förorenade massor som återfyllnadsmaterial utomlands. En del har olika typer av riktvärden och de är oftast högre än nivåerna som NV angivit för fri användning i handboken. Att många länder är mer tätbefolkade och har ont om mark innebär att de har mycket starkare incitament att återanvända massor.

Bilaga 3 – Frågor och svar konsulter

Intervju – konsult
Kemakta

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, det kan de göra. Det kan hända fysiska saker med jorden som att dess struktur förändras. Eller så kan det hända kemiska saker, till exempel att jorden luftats vilket leder till oxidation. Det beror också på vilket förorenade ämne som finns i marken.

2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor förekommit?

Ja. Då har det mest handlat om omlagring, alltså när man har flyttat om massor inom ett område.

3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?

Naturligtvis kan det uppstå problem. Det är inte alltid accepterat av myndigheter att återfylla med förorenade massor. Det går ofta bra om området är väldigt förorenat och man ersätter med massor som innehåller mindre föroreningshalter. Gör man däremot tvärt om, att man ersätter rena massor som måste schaktas av till exempel byggnadstekniska skäl, med mer förorenade massor kan det bli problem.

Det är viktigt att man har bra koll på de massor som ska användas för återfyllnad. Provtagningar är också något som kan innebära problem för återfyllnad. Det kan vara svårt att ta bra representativa prov på tusentals kubikmeter jord. Vilka typer av prover man tar är också viktigt t.ex. samlingsprover. Vad man sedan ska jämföra proverna med kan också innebära svårigheter.

4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?

Man kan testa genom lakteter även om dessa kan ge komplicerade och ibland svårtolkade resultat. Ofta är massorna täckta, men den vätskan som kommer ut från massorna kan provtas för att undersöka eventuell spridning. Om det förekommer föroreningar i jorden som man vet är känsliga för ökad tillgång på syre genom exempelvis vittring (sulfidföreningar) måste detta kontrolleras. Det beror alltså lite på vilka föroreningar som finns i jorden och utifrån det får man göra en bedömning av spridningsförutsättningarna eller hitta ett lämpligt test för att undersöka detta. Vanligtvis görs nog ganska enkla tester eller inga alls.

5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?

Man försöker kontrollera förhållanden som pH och redox (även om just redox är svårt) när det är relevant. Men man tittar inte bara på föroreningarnas kemi utan hela systemet. Om det till exempel består av mycket avfall kan det vara av intresse att undersöka hur mycket järn, svavel och mangan det finns eftersom detta kan påverka föroreningars uppträdande i marken. Om det rör sig om en bensinförorening är det förstås mindre intressant.

6. Hur analyserar ni som konsulter förändringar i markens egenskaper som kan vara av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar?

Man kan göra laktester, även om dessa inte egentligen beskriver markförhållandena. Testerna är dock standardiserade och bra på det sättet. Inom Hållbar Sanering har en undersökning av laktester skett där en lysimeter (en liten porös tub) stoppas ner i marken och med undertryck suger upp det vatten som finns i jorden även där den inte är mättad. Det vatten som kommer upp från insitumätningarna jämför man sedan med laktester från samma jord för att se hur bra de stämmer överrens. Laktesterna visade sig stämma förvånansvärt bra. Det var inte helt exakta, ibland låg de över de halter som uppmätts vid insitumätningarna. Arsenik var dock ett undantag. Eftersom vissa föroreningar lakar mer under reducerande förhållanden och laktesterna är mer oxiderande så kan lakningen av dessa föroreningar ibland vara svår att mäta. Man kan då använda sig av sekventiella laktester även om dessa oftast ger en kvalitativ bild. Testresultaten kan vara svårt att översätta till siffror, men de kan ändå ge ett litet hum om vilka kemiska risker man kan drabbas av.

7. Hur gör ni för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar?

Det ena man kan göra är att vara försiktig vid tolkning av laktester. Om man har fem prover varav tre inte lakar, en lakar lite och det sista lakar mycket är det viktigt att man inte tar medelvärdet av dessa testresultat. De högt lakande proven har större betydelse för den totala effekten, så även om det bara är en liten del av massorna som lakar så kan detta spela en stor roll.

8. Vilka faktorer är viktiga att tänka på när jord schaktas för att minska eventuell föroreningsspridning?

Det är viktigt att hålla koll på det vatten som finns i schaktgroparna. Även om detta inte är vetenskapligt styrkt så kan själva störningen av schaktningen påverka och försämra området genom att det leder till en ökad spridning av föroreningar. Delar utanför området kan också påverkas. Det blir oftast bättre med tiden, men det kan ta ett ganska långt tag.

Det man kan göra är att man försöker schakta utåt med olika metoder och börjar med det som är mest förorenat.

9. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Det man kan göra är att hålla grundvattnet borta. Man kan sänka av grundvattnet eller i västa fall sponta. Det är viktigt att man har en bra provtagning innan schaktningen men att man ändå har beredskap för att kunna hantera massor som är lite otrevliga. Beredskapen kan till exempel utgöras av platser att lägga upp massorna på om det skulle dyka upp något oväntat.

Det kan vara bra att se till att massorna ligger på ett tätt underlag och att de är skyddade från infiltration vid mellanlagringen. Under återfyllnad finns det exempel på när reagenser har blandats i massorna för att minska föroreningsspridningen, även om jag är osäker på att detta fungerar.

10. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i föroreningsspridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Om jag spekulerar så finns det delvis rent fysiska faktorer som till exempel vattengenomströmning. Vatten strömmar inte på bred fornt genom jorden som det står i skolböckerna utan på vissa ställen strömmar det mer och på andra ställen mindre. Om det finns partier med mer lera kan där ligga orörda föroreningar som kan blandas om när jorden schaktas. Denna fysikaliska effekt innebär då att föroreningars spridning förändras genom ändrade flödesvägar. Schaktningen kan även innebära att tillgängligheten ökar för föroreningar som innan kanske var helt orörliga.

De kemiska förutsättningarna som kan förändras är ökad syresättning av jorden. Det kan leda till att föroreningar som är bundna till mineraler eller organiskt kol frigörs när materialet bryts ner. Omblandningen kan göra så att flyktiga föroreningar diffunderar. Detta har visats när man gjort insitumätningar på vatten som pumpas upp och som verkar vara riktigt rent. Men när man slutat pumpa ökar föroreningshalten vilket beror på att föroreningen ligger kvar och har diffunderat ut genom jorden. Förändringar i de kemiska förutsättningarna behöver dock inte innebära att föroreningar blir mer mobila utan det kan även bildas utfällningar som bidrar till att mobiliteten minskar.

11. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?

Det som påverkar spridningen av föroreningar är nederbörds mängd och vattenmättnad. Damning är ett mer hanterbart problem genom att man kan vattna massor som dammar i stor utsträckning. Det kan dock vara ett problem för dem som jobbar inom området. Lukt kan också vara ett problem för dem som arbetar inom området. Men detta är främst ett problem under sommaren. Därför är tillgången på vatten viktigare för spridningen av föroreningar.

12. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

Ja, det tror jag att den behöver. Det kanske behövs bättre uppföljning av hur spridningen förändras, hur omgivningen påverkas och hur lång tid detta tar. Det sker ju alltid en diffus spridning runt ett förorenat område. Det skulle vara bra att veta hur man ska lägga upp kontrollprogram för dessa ändamål.

Det sker inge omedelbar verkan i jorden utan det tar ett tag efter man har återfyllt. Även schaktningen i sig kan mobilisera en del föroreningar. Det är en störning i systemet och det är angeläget att titta på hur störningen kan minskas. Då är det bästa att satsa på kontroller och uppföljning. Man kan göra kontrollprover med till exempel grundvattenrör, men ofta är de få prover som tas ut eller så förstörs grundvattenrören under schakten och man kommer inte ihåg var de var placerade. Egentligen brukar den tid som man har mätt på innan vara för kort också, det kan ju ske stora variationer under olika perioder.

Detta är inte något man har satsat på. Det beror på att man har begränsat med både tid och resurser.

13. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?

En anmälan ska alltid göras. Om det inte görs någon anmälan beror det på okunskap, man vet någonstans att det är förorenat men man tänker inte riktigt på det.

14. Vad brukar ni ta med i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Det som ska tas med i en anmälan är vilka kvalitetskrav som ställs på massorna. Det ska även beskrivas var återfyllanden med massorna ska ske, hur man tänkt hantera massorna, var de ska läggas upp m.m. Ofta görs anmälan lite luddig för att man sedan ska kunna ta diskussioner under resans gång och det brukar gå bra. Det blir ju aldrig riktigt som man tänkt sig och därför brukar det vara besvärligt att vara alltför specificerad i anmälan från början. En del myndighetsutövare vill dock att man ska vara väldigt specifik.

15. Vilken hänsyn tar ni som konsulter till eventuell förändring i spridningsförutsättningar i en sådan anmälan?

Hänsyn till spridningsförutsättningarna tas när kvalitetskraven på massorna ställs. Kraven på återfyllnadsmassorna kan vara strängare än de framräknade platsspecifika riktvärdena.

16. Finns det några andra faktorer och parametrar som tas med i en anmälan? Vilka? Är dessa viktigare än förändringar i spridningsförutsättningar?

Detta skiljer sig lite från fall till fall. Jag har arbetat mest med biten att ta fram platsspecifika riktvärden och åtgärdsplaner därför kan jag tycka att det är den största biten i anmälan. Det är ofta kring dessa punkter som man hamnar i diskussion, där frågor som - vad ska åtgärdsplanerna vara eller vilka djupintervall ska man ha, många gånger dyker upp. Generellt är det bra att ha en grundlig riskbedömning som underlag och därmed behöver man inte stirra sig blind på de platsspecifika riktvärdena. Det är bättre att titta på hur föroreningsituationen ser ut och vad det egentligen är för processer som sker i marken inom området. Det är alltså viktigt att man fokuserar på rätt saker.

17. Känner du till vilka lagar och regler som är viktiga för beslut om återfyllnad med förorenade massor? Vilka väger tyngst?

Ja, jag känner till dessa. Nu har det ju även kommit nya värden för återvinning av avfall enligt naturvårdsverkets nya handbok. Dessa gäller i och för sig inte för efterbehandlingsområden.

Ofta hamnar man bland hänsynsreglerna vid frågor kring detta. Dessa kan vara lite luddiga och det finns egentligen få klara gränser och regler inom området. Riktvärden tolkas ofta väldigt strikt trots att det är just riktvärden.

18. Vilka hänsynsregler berörs inom området? Vilken är av störst betydelse enligt dig som konsult?

Det viktigaste är att man vet vad man håller på med, man måste veta vad det är man hanterar. Det är en förutsättning för allt det andra. Självklart ska människors hälsa och miljön också skyddas. Kunskapen är a och o, men det kan även vara nödvändigt att använda sig av sunt förnuft, vilket de flesta människor kan tänka sig göra.

19. Hur bidrar ni som konsulter för att uppnå de lagar och regler gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

Det kan man som sagt göra genom att veta vad man håller på med. Det är viktigt att man har kunskapen och att man kommunicerar med andra inom organisationen.

20. Hur tas anmälningshandlingarna emot av myndigheterna? Vad anser du att de baserar sina bedömningar i besluten på?

Kommuner som arbetat med många projekt där återfyllnad med förorenade massor har förekommit känner sig tryggare i att ta beslut om detta. På kommuner där få ärenden har hanterats inom området är man mer försiktiga i sina beslut. Det finns en del kommuner som har relativt dålig praxis för dessa frågor. Det som har betydelse för hur handlingarna tas emot och vilka beslut som tas är framförallt erfarenheter.

21. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

De skillnader som finns är att i allmänhet så arbetar konsulten åt en uppdragsgivare och man vill därmed med ett så bra underlag som möjligt möjliggöra återanvändning av massor. Myndigheterna har en annan utgångspunkt. Det är deras uppgift att peka på alla problem. Ibland kommer myndigheterna med motiverade frågeställningar, ibland inte med avseende på deras utgångspunkt.

**Intervju – konsult
Ramböll**

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja.

2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor förekommit?

Ja, även om de inte är helt dokumenterade.

I Malmö har det funnits ett sug efter massor som ska användas för att fylla ut hamnen. Kraven på dessa massor har varit MKM eller 2 MKM därför har man inte behållit så mycket massor inom andra projekt utan där vill man gärna göra sig av med överskottsmassorna.

En del massor som har innehållit högre halter eller inte varit tekniskt möjliga att använda har skickats med färja till Norge, till ön Langøya för deponering och slutförvaring.

3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?

Det största problemet är att man glömmer bort massorna man ska lägga tillbaka. Både myndigheter och konsulter är mer fokuserade på de massor som ska tas bort och det sker mer utförliga kontroller på de massor som ska tas bort. Det ställs inga krav på de massor som används för återfyllnad. Det är främst entreprenörerna som styr vilka massor som ska användas för återfyllnad.

4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?

Det beror på hur djupt man gräver och i vilka skikt man gräver i.

5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?

Nej det brukar man inte göra.

6. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

När man mellanlagrar görs detta på mellanlagringsytor med tätbotten och med kontrollerad avrinning. Man kontrollerar främst massorna okulärt så att det inte rinner vatten från dem m.m. Det går att kontrollera mer, men det är inget man lägger fokus på. Om man gräver i jordar med naturliga lager ändras spridningsförutsättningarna oavsett i och med schaktningen.

För att minska damningen från mellanlagrade massor kan man använda sig av vattengjutning. Här blöter man inte ner massorna i onödan utan vattengjutningen syftar endast till att fånga upp de partiklar som finns i luften.

När man återfyller gör man sällan kontroller. Det man kontrollerar är totalhalten av föroreningar.

7. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i förorenings-spridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? (t.ex. markkemiska faktorer)

Det beror på vilken förorening det rör sig om.

8. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?

På sommaren är det torrt och dammigt och därmed kan föroreningsspridningen öka. Å andra sidan kan föroreningarna också spridas med vattnet när det regnar. På vintern är det inte så vanligt med saneringsarbeten även om vi här nere oftast kan arbeta under större delen av året.

9. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas vid återfyllnad med förorenade massor? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

En ökad kunskap är ju alltid bra. Man skulle kunna öka kunskapen genom seminarier hos SGI eller genom examensarbeten som detta.

10. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?

Det beror nog på vart i landet man är. Vi upplyser alltid beställaren att denne ska göra en anmälan om man hittar någon förorening. Men om man misstänker en förorening och inte är säker innan man börjar schakta så kan jag tänka mig att många tycker att det bara är jobbigt att anmäla. Har man däremot genom provtagningar visat att det är förorenat

vågar man inte börja schakta innan en anmälan har gjorts. Om en myndighet misstänker att ett område är förorenat kan säkert många entreprenörer tycka att det är jobbigt eftersom det inte alltid har resurser att kontrollera allt.

11. Vad brukar man ta med i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Det är en självklarhet att man ska återfylla med rena massor, hur man sedan kontrollerar det är en annan fråga. Det finns projekt där man bara flyttar runt massor inom området. I stora exploateringsprojekt är nog detta vanligt förekommande. Där det finns oljeföroringar kan föroreningshalterna sjunka efter mellanlagring och omflyttning.

12. Vilken hänsyn tar man som konsult till eventuell förändring i spridningsförutsättningar i en sådan anmälan?

Jag har inte varit med om att man har tagit hänsyn till förändring i spridningsförutsättningarna. Om man återfyller med ett grövre icke naturligt material ändrar man spridningsförutsättningarna oavsett.

13. Finns det några andra faktorer och parametrar som tas med i anmälan? Vilka? Är dessa viktigare än förändringar i spridningsförutsättningar?

14. Känner du till vilka lagar och regler som är viktiga för beslut om återfyllnad med förorenade massor? Vilka väger tyngst?

15. Vilka hänsynsregler berörs inom området? Vilken är av störst betydelse enligt dig som konsult?

Försiktighetsprincipen kan användas. Men eftersom jag inte har varit så involverad i projekt som dessa så har jag inte sett sådana krav. Det är däremot vanligt att man hävdar att det inte är ok att förorena upp till riktvärdena. Generellt sett är det ju så att man ofta har åtgärds mål och då är det ok att använda sig av massor som har halter lägre än åtgärds målen för återfyllnad. Detta även om Malmö stad har en historia bakom sig i att ofta vara restriktiva mot att återfylla med förorenade massor.

16. Hur bidrar man som konsult för att uppnå de lagar och regler gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

17. Hur tas anmälningshandlingarna emot av myndigheterna? Vad anser du att de baserar sina beslut på?

Det är beroende på vilken handläggare man får. Även om de går efter en viss checklista så tas besluten väldigt individuellt. Ju kunnigare en handläggare är desto mer perspektiv har de. Kan man inte så mycket så är det inte fel att vara försiktig heller.

18. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

Man skulle kunna säga såhär att vi konsulter tar allt självklart, man vet att man bör hålla med resurser och man ska räkna pengar åt sin beställare. Myndigheterna snöar ibland

in sig på miljönyttan. Det finns därför brist i kommunikationen med myndigheterna, vi måste bli bättre på att redovisa och förklara de tekniska konsekvenserna i jämförelse med miljönyttan. Det ska göras på ett sådant sätt så att myndigheterna inte tror att man försöker komma undan. Det ska alltså vara en rimlig avvägning. Det är ju självklart för oss att jungfruligt material och brytning av detta kostar mer än vad återanvändning av lättare förorenade massor skulle göra. Men detta ser inte alltid myndigheterna, de fokuserar mer på miljönyttan.

Intervju – konsult Ramböll

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja.

2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor förekommit?

Ja, det har jag.

3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?

De praktiska problem som kan uppstå är att risken med att komma i kontakt med de förorenade massor som ligger längre ner och som schaktas upp ökar. Det kan även förekomma hanteringsproblem för dem som arbetar med schaktningen av massorna.

Generellt är det enklare att prata om föroreningarna innan åtgärder görs än när man står ute i fält och upptäcker dem. Om man inte har gjort tydliga formuleringar om hur massorna ska hanteras sker ofta tolkningar av detta och myndigheter tenderar då att bli försiktiga. Det kan också bero på fall till fall.

I ett fall där jag arbetade dök det upp en ny förorening under projektets gång. Hade det varit koppar som man tidigare hade pratat om hade det inte varit något problem, när det nu var en annan förorening var man tvungen att ta upp hela den diskussion som sedan tidigare var avklarad.

4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?

Det kan man göra, det är något som man borde göra. Beroende på hur stor åtgärd det är frågan om läggs olika mycket energi på att kontrollera detta. Man kan ha ett kontrollprogram för detta där spridningsvägarna undersöks. Man borde mäta spridningen både före och efter till exempel genom damning och spridning till grundvattnet. Även om man tar bort alla föroreningar kan man genom schaktningen påverka det som finns kvar.

5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?

Detta är också något som man bör göra. Det bör ingå i de överväganden som görs för att bestämma vilka massor som ska användas för återfyllnad. Det kan finnas ett gränsvärde för de massor man låter ligga kvar och ett värde för de massor som får användas för återfyllnad.

6. Hur analyserar man som konsult förändringar i markens egenskaper som kan vara av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar?

En analys av detta bör ingå i den utredning som görs för att ta fram åtgärdsförslag. Riskbedömningen görs ofta för de förutsättningar som finns på platsen idag. Ett exempel kan vara att man gör en riskbedömning för ett arsenikförorenat område. Man bedömer att risken för spridning av arsenik är liten om det ligger kvar i marken. Om massorna däremot schaktas upp ändras spridningspotentialen och det uppstår en helt annan risk vilket innebär att en ny riskbedömning bör göras av åtgärden.

7. Hur gör man för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar?

-

8. Vilka faktorer är viktiga att tänka på när jord schaktas, mellanlagras och används för återfyllnad för att minska eventuell föroreningsspridning?

Det beror på vilken förorening det rör sig om. pH-värdet och redox är viktigt att tänka på. Vilken nivå man lägger materialet kan också vara av betydelse för avgången av föroreningar i gasfas. Om materialet läggs över eller under grundvattenytan påverkar även det föroreningsspridningen, dels genom redoxprocesser men också genom att föroreningarna kan spridas med vattnet. Detta är något som ingår när man tar fram åtgärdskrav. Åtgärdskraven kan vara olika i olika nivåer. Djupet påverkar bland annat hur lätt man exponeras för föroreningarna.

Enligt beräkningsmodellen för platsspecifika riktvärden skiljer man på områden som är 100x20 m eller 20x100 i grundvattenriktningen. Detta är också något som kan beaktas vid återfyllnad med förorenade massor.

9. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Under schaktning och mellanlagring bör massorna hanteras på ett vettigt sätt. De ska varken blåsa iväg, rinna iväg eller dunsta ifrån dem. Vid återfyllanden kan massorna också damma. Det kan vara viktigt att tänka på att packa massorna ordentligt.

10. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i föroreningsspridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? (t.ex. markkemiska faktorer)

Se tidigare svar.

11. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?

På vintern här uppe brukar det vara fruset och kallt. Jag antar att det dunstar och dammar mindre då. Å andra sidan är det besvärligare att arbeta då. Torra och varma somrar är det värsta. Under vår och höst kan det regna mer men då slipper man dammproblemet. Dammningen är ju inte bra även ur arbetsmiljösynpunkt eftersom man kan andas in föroreningar eller få dem på sig.

12. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

Vet inte.

13. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?

Vet inte heller. Det finns regler för detta men jag har för lite erfarenhet av det. Jag kan misstänka att det finns både ekonomiska och tidsmässiga aspekter som vägs in i detta.

-

14. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

Jag kan inte säga om det finns några generella skillnader i uppfattningen.

**Intervju – konsult
Structor**

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja. Jag har arbetat med sådana projekt.

2. Hur gör man för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar vid återfyllnad med förorenade massor?

Man måste göra platsspecifika bedömningar från fall till fall. Man gör riskbedömningar, mäter lakbarhet, använder sig av grundvattenrör där man mäter före och efter schakt. Man kan också mäta damm. Det är viktigt att visa att det inte hänt något efter markarbetet, men då måste man också ha något att relatera till och därför måste man ha gjort mätningar även innan.

Beroende på projektet sker olika mycket kontroller. Vanligtvis sker ganska mycket kontroller innan arbetet, mindre kontroller under arbetet och inga kontroller efter arbetet. Det sker en ganska dålig uppföljning.

3. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

Det beror på fall till fall. Men svaret är nog – ja. Kunskapen är väldigt dålig generellt och det är stor skillnad på vad man gör i teorin och vad som görs i verkligheten. Den som skriver riskbedömningarna är inte ute i fält. Det går ju inte att ha samma detaljnoggrannhet ute i verkligheten som teoretiker använder sig av.

Det är också viktigt att tänka på att själva arbetet i jorden kan förorena. Om man ska gräva bort en oljeförorening men samtidigt har en maskin som står och droppar olja ner i marken kan det kännas ganska onödigt att gräva bort föroreningen i första taget.

4. Vad brukar man ta med i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor? Vilka krav brukar ställas på massor som används för återfyllnad?

I en anmälan tas massornas innehåll med och ibland vilken sort de är av. Kraven på massorna är olika beroende på var de ska läggas, men man följer detaljplanen för att klargöra vilken markanvändning som ska ske på platsen. Även om det är ett MKM-område så kan kraven på massorna vara högre, ofta går detta dock att argumentera bort ifrån.

5. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

En stor skillnad är att myndigheterna inte gör någon skillnad på vad det är för typ av massor. Till exempel även om massorna består av stenblock ska de uppfylla kraven för att man ska kunna odla där trots att detta är tekniskt omöjligt. I huvudtaget tittar man inte från myndigheterna så mycket på geologin utan koncentrerar sig på halter.

Det är viktigt att man som konsult inte bara snöar in sig på riktvärdena. Det finns andra argument som man kan använda sig av. Eftersom vi har envisats om att redovisa alla föroreningar i halter och sedan jämföra dem med riktvärden är det inte konstigt att myndigheterna också gör på detta sätt. Man kan istället prata om mängder, till exempel hur många kg bly det finns inom ett område och relatera det till spridning eller blymängder i andra områden.

**Intervju - konsult
SWECO**

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, de förändras något. Man kanske lägger tillbaka massorna under andra typer av ytor, det kan ha varit en yta som först varit mycket exponerad och sedan placeras massorna under en asfaltsyta. Det kan ske förändringar om massorna läggs tillbaka under grundvattenytan. Vid återfyllnad kan det alltså uppstå både en mindre och en större risk för spridning. Men oftast är förhållanden ungefärligt lika. De platsspecifika riktvärdena gäller bara ovanför grundvattenytan.

2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor förekommit?

Det sker i nästa alla projekt som jag arbetat med. I Malmö är det svårt att få igenom återfyllnad med förorenade massor dock.

3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?

Det är viktigt att man är noga med anmälan samt att man talar om att man tänker använda lättare förorenade massor och hur man vill återanvända dem. Sedan är det mycket viktigt att man håller koll på de massor som grävs upp, så man vet vilka massor man har grävt upp och därmed vilka massor som sedan läggs ner. Hälsorisker får inte utgöra något problem.

Det är bra om man hittar någon gräns för maxvärden och därmed behöver man inte alltid gå efter generella riktvärden för MKM. Ibland kan myndigheter komma med lite konstiga föreskrifter. Vanligt är att man säger att man inte får återfylla så att föroreningshalten höjs i området. I vissa kommuner får man inte byta ut massor och återfylla på något annat ställe än där man just grävt upp massorna som innehåller högre halter. Men det är vanligare att man får återfylla med massor som innehåller något mindre föroreningar i schakter där halterna har varit skyhöga innan.

4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?

Vid schaktning kontrolleras dessa inte alls, det säger inte så mycket när man schaktar jorden. Det som kan vara av betydelse är om massorna ligger högt upp i marken och sedan ska placeras i ett hål som är vattenfyllt. Då måste man ha gjort laktester på jorden innan den används för återfyllnad. Om massorna inte ska läggas under grundvattenytan eller där vatten spolrar fram och tillbaka gör man inte sådana tester. Ligger jorden torrt så gör inte omflyttningen någon stor skillnad. Ofta lägger man massor som återanvänds under parkeringsytor eller andra hårdgjorda ytor och då kan man flytta runt massor lite hur som helst.

Den nya handboken från Naturvårdsverket, Återvinning av avfall i anläggningsarbeten innebär att de massor som man får använda ligger ungefär under halva KM vilket är väldigt lågt. Värdena på halterna är inte framtagna för just förorenade återfyllnadsmassor men de kommer att användas av myndigheter i praktiken ändå.

5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?

Nej det gör de normalt inte, utom där man misstänker föroreningar. Man gör inte heller laktester om man inte är i ett speciellt känsligt område, till exempel nära Mälaren.

På Mälarstranden i Västerås arbetade vi med en före detta galvaniseringsanläggning. Där såg vi att det praktiskt taget inte lakade någonting och därför kunde föroreningarna ligga kvar tills det att man skulle börja bygga på platsen.

I Huddinge hade vi ett projekt där massor som var mellan MKM och KM grävdes bort för exploatering av ett bostadsområde. Under husen ville man ha massor som låg under KM, de massor som vi grävt bort fick vi då återanvända under parkeringsytorna i området.

6. Hur analyserar ni som konsulter förändringar i markens egenskaper som kan vara av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar vid markarbeten?

Man får kontrollera att det inte sker någon ökad grundvattenströmning. I extrema fall kan det hända att man gör till exempel barriärer för att undvika att grundvatten strömmar in i materialet.

7. Hur gör ni för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar?

Riskerna kan förutspås genom de platsspecifika riktvärdena som räknas fram. Spridningen av föroreningar från massorna är beräknade som om de fanns över hela ytan även om det i praktiken inte är så. Därför kan man "köpa" enstaka högre halter och återfylla med massorna där de är extra säkert, till exempel under parkeringsytor. Genom att anlägga asfalt över minskar infiltrationen av vatten. Men det är då viktigt att man använder sig av en asfalt som inte är genomsläpplig. Detta kan konkurrera med dagvattenfrågan eftersom VA-folket ofta vill ha infiltrering överallt.

8. Vilka faktorer är viktiga att tänka på när jord schaktas för att minska eventuell föroreningsspridning?

Ovanför grundvattenytan är föroreningsspridningen normalt inget bekymmer. Det är om schakten sker under grundvattenytan som det kan uppstå problem. Vid dessa schakter kan fint material som bundit föroreningar falla ner i vattnet och förorena detta. Om man väljer att pumpa bort länsvattnet får man ett annat problem eftersom man då har ännu ett förorenat material (vattnet). Det kan därför vara bättre att låta vattnet ligga kvar medan man schaktar.

9. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Vid schaktning görs inte så mycket. Det är där viktigt att tänka på att det inte kommer ut för mycket vatten, de åtgärder som kan vidtas är bland annat att man kan sätta upp skärmar, man kan rena vattnet genom att pumpa upp det och fälla föroreningarna. Det kan även filtreras genom till exempel geotextil så att de suspenderade materialet fångas upp. Vid mellanlagring får man se till att det vatten som läcker ut från massorna tas omhand. Massorna kan täckas med presenning. Om det förekommer riktigt höga halter kan det även behövas skydd neråt och att massorna då läggs på en yta med asfaltbeläggning. Vattnet som transporteras från dessa uppläggningsplatser genom brunnar eller liknade måste tas omhand och materialet nedåt tätas. Generellt så brukar man inte täta neråt när det rör sig om massor som har föroreningshalter under MKM.

10. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i föroreningsspridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

pH och redoxförhållanden är inte så intressant när det rör sig om mindre förorenade massor och speciellt om det inte rör sig så mycket vatten genom dem. I massor med högre halter är det framförallt transporten av fint material som är viktig för föroreningsspridningen. Det är därför viktigt att få materialet så torrt som möjligt vid schaktning och mellanlagring, ibland måste det få rinna av lite under kontrollerade former. Om massorna ska transporteras och läggas på deponi är det av största intresse att de är så torra som möjligt eftersom det blir billigare då.

Vissa massor mellanlagras längre än andra. På Sickla Udde låg massorna endast över natten medan andra massor ligger i några veckor upp till några månader.

11. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?

Vilken nederbörd vi har är av stor betydelse. Under vinterperioden oktober-mars är det inte så kul att köra saneringsarbeten. Det kan vara kladdigt att köra när det regnar mycket och då kan föroreningar spridas genom att man kladdar ner. Över nyår brukar det ta tvärstopp på grund av tjälen. Det bästa är att köra saneringsarbeten under perioden april-november. Men under de torra perioderna kan damning förstås vara ett problem. Antingen har man alltså problem med att det är kladdigt eller att det dammar. Själva schaktningsarbetet brukar inte ha så stor betydelse för föroreningsspridningen, den sker i större utsträckning under transportererna.

12. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

Jag vet inte riktigt om det behövs. Det kan diskuteras om det är rätt att lägga tillbaka MKM-massor eller inte men återfyllanden stämmer ändå inte överrens med miljö kvalitetsmålet en giftfri miljö.

I Malmö får man inte återfylla med några massor. Det man inte kanske tänker på där är att man tillför mer föroreningar genom transportererna. Detta är något som man bör resonera kring. När man transporterar bort massor till deponi flyttar man egentligen bara problemet. På deponin blandas alla möjliga föroreningar istället för att man låter en sorts förorening ligga kvar i marken.

13. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?

Det varierar. Man måste anmäla schakt i förorenad jord som kan innebära risk för människors hälsa och miljön. Så fort det finns halter som utgör ett sådant problem så måste de skickas på deponi. Generellt kan man säga att massor över KM måste anmälas. Men det stämmer inte alltid eftersom det kan bero på vilken föroreningssituation man har. Man försöker hur som helst undvika i största mån att schaktningen och anläggningsarbetet ska bli ett tillståndsärende eftersom det kan krångla till det hela.

14. Vad brukar ni ta med (eller skulle ni ta med) i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Återfyllningen tar man vanligtvis med i anmälan om sanering. Då använder man ofta samma riktvärden som tagits fram för området. Man gör en ordentlig riskbedömning som dels tar upp det flyttade materialet som ska användas för återfyllnad.

Om man vill återanvända materialet i till exempel en bullervall brukar vi göra en tillståndsanmälan enligt den gamla mallen, eftersom denna är lite mer omfattande. Vissa konsulter kör efter sina egna mallar. Många tar upp mycket om just själva föroreningen och koncentrerar sig mindre på att förklara entreprenadarbetet.

15. Vilken hänsyn tar ni som konsulter till eventuell förändring i spridningsförutsättningar i en sådan anmälan?

Detta är något som ska vara med i en anmälan. Om man misstänker att det kommer att ske en förändring i spridningsförutsättningarna måste detta tas upp. Man kan också i en anmälan lägga in reservationer som till exempel säger att massorna kommer att placeras ovanför grundvattenytan. Idag finns det i många kommuner en maxnivå för höjning av

grundvattenytan på grund av klimatförändringarna som också kan vara värd att tänka på och beröra i en anmälan.

Det är bra om man kan återfylla med de förorenade massorna på platser som ska utgöras av hårdgjorda ytor så att så lite regnvatten infiltreras som möjligt.

16. Finns det några andra faktorer och parametrar som tas med? Vilka? Är dessa viktigare än förändringar i spridningsförutsättningar?

Spridningen är såklart en grundförutsättning. Men en annan del som måste vägas in är att åtgärderna ska vara ekonomiskt försvarbara. Man ska kunna utföra arbetet utan att det blir alltför märkvärdigt eller kostsamt.

Ibland kan man behöva ta prover på massorna när man har schaktat upp dem. Man bör mäta in återfyllnaden och dokumentera var massorna hamnar. Det finns en risk för att man inte vet var föroreningarna hamnar om registreringen av dessa inte görs ordentligt. I både Danmark och Holland finns system för att kunna hålla reda på var det finns föroreningar i marken. Det man skulle kunna göra i Sverige är att ändra lagstiftningen så att man får skriva in i fastighetsboken var det finns föroreningar. I fastighetsregistret borde man få dokumentera vart man har återfyllt med förorenade massor. I Sverige kan man idag skriva genom förelägganden om sanering i fastighetsboken men det sker inte i tillräckligt stor utsträckning. Både i Danmark och i Holland finns separata register där man kan skriva in vilken föroreningssituation som förekommer på vissa fastigheter, dessa register är sedan kopplade till fastighetsboken.

17. Känner ni till vilka lagar och paragrafer som är viktiga för beslut om återfyllnad med förorenade massor? Vilka väger tyngst?

Både Miljöbalken och PBL är viktiga för frågor inom området. Dessa är tyvärr inte helt synkade. Ett problem är att det inte alltid är accepterat att göra saneringar samtidigt som andra schaktningsarbeten. Med en MKB kan man få en utförligare beskrivning av föroreningssituationen. Vid upprättandet av en detaljplan görs en genomförandebeskrivning som anger när saneringen ska äga rum samt hur den ska gå till. I exploateringsavtalet sker överenskommelser om ekonomin.

18. Vilka hänsynsregler berörs inom området? Vilken är av störst betydelse enligt dig som konsult?

Om vi börjar med miljömålen, en giftfri miljö uppnår vi aldrig i riskbedömning. En god byggd miljö uppnår vi i princip alltid.

Försiktighetsprincipen är något som alltid tas till av handläggare som är osäkra. De handläggare som är osäkra är ofta de som inte har så mycket erfarenhet och dessa tillåter nästan aldrig återfyllnad med förorenade massor. Myndigheterna är inte intresserade av exploateringen utan är där för att se till att lagen uppfylls. Därför får man ofta lagar i halsen och krav som inte är miljömässigt realistiska. Besluten som tas innebär ofta att det går åt mycket energi och att onödiga deponiområden tas i anspråk. Försiktighetsprincipen kommer först, efter det tas det hänsyn till de andra principerna.

I Stockholm tar man med en rimlighetsanalys redan från början och därför är det ofta mer OK att återfylla med förorenade massor. Det fungerar på liknade sätt i Göteborg, men i Malmö är det däremot inte alls lika lätt att föra en dialog för återfyllnad med förorenade massor.

19. Hur bidrar ni som konsulter för att uppnå de lagar och regler gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

Som konsult kan man bidra med ett vettigt undersökningsunderlag och ett bra resonemang. Det är risken man bedömer och inte något annat, vilket är viktigt att komma ihåg. Det gäller att vara realistisk, ibland kan vi konsulter vara teoretiska. Men genom ordentliga riskbedömningar, ett vettigt underlag och en bra argumentation kommer man långt.

20. Hur tas handlingarna emot av myndigheterna? Vad anser du att de baserar sina bedömningar i besluten på?

Det varierar. Ofta baserar de säkra handläggarna sina beslut på om det är en rimlig riskbedömning och vad denna säger. Då kan de själva våga stå för sitt beslut och det behöver inte vara helt okontroversiellt. Men om handläggarna är osäkra säger de nej eller kräver vidare utredningar i västa fall. Ibland kan myndigheter föreskriva om en väldigt låg siffra som är kopplad till de generella riktvärdena. Dessa ska ju inte tillämpas som åtgärds mål och detta kan en del gånger tyckas vara orimligt.

21. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

Konsulterna kan tycka olika än andra konsulter. Likaså kan det variera mellan olika myndighetspersoner. En generell uppfattning som kan variera beroende på vilken myndighet det rör sig om eller vilken handläggare som har hand om tillsynen är att man inte ska lägga tillbaka någonting i marken som är skitigt. Detta är en skillnad i uppfattningen.

Det viktigaste för att få återfylla med förorenade massor är att man har gjort en bra riskbedömning och har starka argument med tillräckliga bakomliggande fakta för återfyllanden.

**Intervju – konsult
Vectura**

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, eftersom det betyder att massorna utsätts för mer syre.

2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor har förekommit?

Jag har arbetat med saneringsprojekt där de platsspecifika riktvärdena har använts som återfyllnadskrav. Jag har även arbetat i projekt där massor som ska saneras har grävts bort och helt rena massor som har legat ovanför de förorenade massorna använts för återfyllnad.

3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?

Myndigheterna tänker ofta som så att de riktvärden som tas fram inte ska vara något som man förorenar upp till.

På en industrifastighet i ett projekt som jag arbetat i skulle man bygga en ny fabriksdel där det fanns lätt förorenade massor. Dessa grävdes upp och sedan ville man använda dem för utfyllnad ovanför grundvattenytan till en väg inom samma område. Men eftersom vägen låg på en äng tilläts man inte använda de lätt förorenade massorna på grund av att man inte får förorena ett nytt område.

4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?

Man kan utföra lakförsök på de förorenade massorna. Lakförsöken kan även vara av betydelse för vilken deponi massorna ska skickas till om deponering skulle vara aktuellt. Undersökningen görs ofta innan man schaktar bort massorna eftersom det tar lite tid. Men det är också viktigt att man tittar på vad som händer när massorna utsätts för luft.

5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?

Man brukar titta på de geokemiska förhållandena och vilka förändringar som sker före och efter åtgärder. Själva åtgärden i sig kan också medföra förändringar. Ibland kan det hända att föroreningar ligger kvar i marken. Från EKA-projektet finns bra information om detta.

6. Hur analyserar man som konsult förändringar i markens egenskaper som kan vara av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar?

Även här finns exempel från EKA-projektet hur man kan analysera förändringar. Man kan till exempel titta på olika förhållandena i marken, såsom redox.

7. Hur gör man för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar?

Se föregående svar.

8. Vilka faktorer är viktiga att tänka på när jord schaktas för att minska eventuell föroreningsspridning?

Det är viktigt att hålla schakterna små om man har en liten spridning från början. Med små schakter behöver man inte länshålla i samma utsträckning. Man vill ju ha en sådan liten grundvattensänkning som möjligt eftersom man sparar pengar på att inte länshålla mycket vatten. Man undkommer då också att släppa ut föroreningar med vattnet. Det enda problemet med att ha små schakter är att det kan försvåra miljökontrollen något. För att minska föroreningsspridningen är det också viktigt att man förändrar de geokemiska förutsättningarna så lite som möjligt.

9. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Vid mellanlagring måste man se till att massorna inte dammar. De ska också skyddas från vatten och det vatten som rinner genom massorna måste tas omhand. Detta är oftast inte så farligt om massorna bara är lätt förorenade och därför ställs inte heller lika höga krav på skyddsåtgärder vid mellanlagring lätt förorenade massor.

För att minska spridning vid återfyllnad är det viktigt med dokumentation över var man har lagt massorna. Man kan lägga ut geotextil för att skilja rena massor från skitiga. Genom geotextilen kan man också få kännedom om var de förorenade massorna ligger. Detta är något som måste bedömas från fall till fall.

10. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i förorenings-spridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad? (t.ex. markkemiska faktorer)

Tillgången av syre är den viktigaste faktorn. Det är svårt att inte få in syre i massorna när man schaktar dem och klarar massorna inte av syre är jag inte säker på om det är rätt att använda dem för återfyllnad. Vid en bensinförorening kan massorna saneras av själva uppgrävningen eftersom flyktiga föroreningar avgår. Massor som körs till deponi kan då vara rena när de kommer fram. Detta leder till att man översanerar, man bör använda sig av insitumetoder vid dessa typer av föroreningar. Annars flyttar man bara miljöproblemet till ett annat ställe, nämligen luften.

11. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?

Ju varmare det är desto mer av föroreningarna avgår till luften. En högre temperatur samt ökad syretillgång leder också till att biologisk nedbrytning och kemiska processer går snabbare. Vittringen av materialet går fortare. Det bästa är om man kan sanera metallföroreningar under vinterhalvåret, om det går att undvika tjälen. Det vill säga om man vill undvika vittring.

12. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas vid återfyllnad med förorenade massor? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

Ja. Man skulle med laktester kunna forska i vad som händer om man gräver upp förorenad jord och jämföra med om man skulle låta den ligga kvar. Det kan vara intressant att se hur stor effekten är vid olika förhållanden i marken, till exempel om det är av betydelse hur länge de mellanlagras eller vad det är för massor. Betydelsen av de geokemiska förhållandena i marken såsom pH och redox kan också undersökas. Forskning inom detta område skulle även vara intressant för frågor kring deponering och behandling av massor.

13. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?

Så fort förorenade massor grävs upp görs en anmälan.

14. Vad brukar man ta med i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Här brukar man redogöra för bland annat bakgrundshalter.

15. Vilken hänsyn tar man som konsult till eventuell förändring i spridningsförutsättningar i en sådan anmälan?

Man talar om hur det ser ut idag för att myndigheten ska få ett så bra beslutsunderlag som möjligt.

16. Finns det några andra faktorer och parametrar som tas med i anmälan? Vilka? Är dessa viktigare än förändringar i spridningsförutsättningar?

Det är myndigheterna som ställer krav på vad de vill veta och vilket underlag de behöver för att kunna fatta beslut. Det är viktigt att man gör en beskrivning av platsen och hur förhållandena ser ut där. Man kan till exempel göra lakförsök på upplagrade massor.

17. Känner du till vilka lagar och regler som är viktiga för beslut om återfyllnad med förorenade massor? Vilka väger tyngst?

Det är miljöbalken som styr. Ofta får man höra från myndigheter att riktvärdena inte är en nivå som det är tillåtet att förorena upp till.

18. Vilka hänsynsregler berörs inom området? Vilken är av störst betydelse enligt dig som konsult?

Se föregående svar.

19. Hur bidrar man som konsult för att uppnå de lagar och regler gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

-

20. Hur tas anmälningshandlingarna emot av myndigheterna? Vad anser du att de baserar sina beslut på?

Myndigheterna baserar sina beslut på att man inte får förorena upp till riktvärdena och att man inte får höja halterna av föroreningar i jorden. Man får inte ta nya föroreningar till ett jungfruligt område.

Erfarna myndighetspersoner har ofta lättare att ta egna beslut som de är trygga med. Deras beslut kan vara lite mer förnuftiga. Men varierar också från person till person.

21. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

Eftersom jag inte har varit med om så mycket just inom detta område har jag inte så jätte stor uppfattning om detta. På den industrifastighet som jag tidigare beskrev hade vi olika uppfattning om problemet. De ser mer principiellt på problemen och kan ha lite svårt att ta individuella beslut i fall till fall. Det borde generellt göras fler individuella "fall till fall" prövningar.

Intervju – konsult

WSP

1. Anser du att föroreningars spridningsförutsättningar förändras vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad av förorenade massor som klarar åtgärdskraven?

Ja, det tycker jag.

2. Har du några erfarenheter från situationer där återfyllnad med förorenade massor förekommit?

Ja jag har arbetat med sådana projekt.

3. Vilka problem kan uppstå när återfyllnad med förorenade massor ska ske? Praktiska, med uppdragsgivaren, med myndigheter?

De praktiska problem som kan uppstå är det faktum att massorna måste vara lämpliga (i avseende på stabilitet, packningsgrad mm. ej föroreningshalt) för återfyllnad, men det är något som vi överlämnar till entreprenören att kontrollera. Sedan finns det ju andra praktiska problem såsom damning och föroreningsspridning på så sätt. Ett problem som kan uppstå är att det sker en brist i kommunikationen så att det inte framgår klart och tydligt för alla parter att det är återfyllnad med förorenade massor som ska ske. Så att till exempel en markägare har vetskap om vilka massor som ligger i jorden och vad man får göra där.

Problem som kan uppstå med myndigheter varierar ofta mellan kommuner. Hur orolig man är för att återfylla eller ha kvar massor i marken beror på vilken kommun man har att göra med. De som har erfarenhet och är vana att arbeta med dessa ärenden är minst oroliga för återfyllnad medan i kommuner där man inte har lika stor erfarenhet lite mer lutar sig mot försiktighetsprincipen och kanske inte vågar använda förorenade massor för återfyllnad.

4. Hur kan eventuella förändringar i spridningsförutsättningarna kontrolleras vid schaktning av förorenade massor?

Det sker inga egentliga kontroller av föroreningarnas spridningsförutsättningar. Det man kan tänka på är att det kan vara bra att täcka över massorna så att regnvatten inte infiltreras men samtidigt måste massorna hållas fuktiga så att de inte dammar.

Föroreningarnas spridningsförutsättningar ändras nog marginellt vid schaktning och återfyllnad. Det gäller generellt om det till exempel inte råder syrefria förhållanden i marken som förändras vid schakt. Det är viktigt att tänka på förändringar i spridningsförutsättningar beroende på hur massorna kommer att återfyllas och om det råder samma förhållanden som det gjort tidigare. Om massorna till exempel placeras på olika djup eller om exponeringen ökar och infiltrering sker i större utsträckning. Alla dessa faktorer är mycket projekt specifika.

5. Kontrolleras de rådande förhållandena i marken innan jorden schaktas? På vilket sätt i sådant fall?

TOC och pH brukar mätas. Redox har inte mätts i några projekt som jag medverkat i men det är av högre relevans vid hantering av sediment eller organogena jordar som svartmocka.

6. Hur analyserar ni som konsulter förändringar i markens egenskaper som kan vara av betydelse för föroreningars spridningsförutsättningar vid markarbeten?

För att kontrollera spridningsförutsättningarna görs analyser som lakteter. Man analyserar omgivningens förutsättningar och de grundförutsättningar som finns, inte de faktorer som förändras vid markarbeten.

7. Hur gör ni för att förutspå risker med eventuella förändringar i föroreningars spridningsförutsättningar?

Man får modellera och tänka sig vissa förhållanden. När man ska räkna fram de platsspecifika riktvärdena får man räkna med de scenarion som kommer att uppträda på platsen.

8. Vilka faktorer är viktiga att tänka på när jord schaktas för att minska eventuell föroreningsspridning?

Det är viktigt att täcka över massor och att ha koll på grundvattnets strömning. För att slippa få in grundvatten i schakten kan man sponta. Om riktigt förorenat material ska mellanlagras ska detta göras på en tät yta. Det är viktigt att vid schaktning tänka på att det inte ska uppstå några luktproblem för omgivningen när till exempel förekommer bensinföroreningar. Ett alternativ är då att jobba med schaktning en kallare årstid.

9. Vad görs för att minska eventuell spridning vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

Se föregående svar.

10. Vilken eller vilka är de viktigaste faktorerna för eventuell förändring i förorenings-spridningen vid schaktning, mellanlagring och återfyllnad?

De viktigaste faktorerna är pH, redox och vattengenomströmning. Men det är sällan som de spelar någon jätte stor roll. Oftast är det inte någon större skillnad när materialet använts för återfyllnad. I de ytliga fyllnadsmassor jag oftast arbetar med är syresättningen god och någon förändring till mer syresatta förhållanden är inte trolig. Vattengenomströmning kan mer troligt ändras då massorna tidigare kan ha varit täckta av ett mindre genomsläppligt lager som eller legat under tak.

11. Vilken betydelse har årstiden för spridningen av föroreningar? T.ex. vinter och sommar?

Temperaturen är av betydelse för flyktiga ämnen, vilket innebär att de avgår lättare under sommarhalvåret. Sedan har även vattentillgången betydelse och därför har årstider med mycket nederbörd och snösmältning en avgörande roll för föroreningars spridning.

12. Behövs kunskapen om förändring i föroreningsspridning ökas? Vad kan du som konsult göra för att öka kunskapen om eventuella förändringar i spridningsförutsättningar bland andra konsulter, entreprenörer och myndigheter?

Nja, det man skulle vilja är att myndigheterna hade mer kunskap om detta. För att öka deras kunskap får man utbilda dem under projektens gång och förhoppningsvis tar de till sig den information som man kommer med och de kan bolla den med någon annan som kan intyga att fakta stämmer. Samtidigt är det konsulternas jobb att ta hänsyn till dessa förutsättningar i de utredningar som görs och i de fall de spelar roll presentera detta på ett tydligt sätt för problemägare och myndigheter.

13. På vilka grunder tas beslut att anmäla ett anläggningsarbete med förorenade massor eller att inte göra det?

Vi brukar alltid råda kunden att anmäla ett arbete, hellre en gång för mycket än en gång för lite. Vet man att det finns föroreningar i massor kan det alltid dyka upp något nytt i jorden och då kan det vara skönt att redan ha en anmälan gjord så att man redan har en dialog med myndigheten. Om man vid markarbeten träffar på värre förorening än vad man hittat i undersökningsfasen ska detta också anmälas till myndigheten.

14. Vad brukar ni ta med (eller skulle ni ta med) i en anmälan gällande återfyllnad med förorenade massor?

Det varierar. Något som vi alltid tar med är vilka halter som uppmätts. Vi ger en bakgrund till projektet, beskriver verksamheten, markanvändningen, vilka mätbara åtgärds mål som satts upp i dialog med tillsynsmyndigheten samt hur man ska uppnå dem. varierar, beskriva vilka halter som uppmätts. Beroende på om projektet är mer eller mindre komplicerat beskrivs olika saker, t.ex. vilka förutsättningar som gäller, hur mycket man ska provta och vilka medelhalter som får finnas samt hur detta skall kontrolleras under och efter arbetet.

15. Vilken hänsyn tar ni som konsulter till eventuell förändring i spridningsförutsättningar i en sådan anmälan?

Detta tar man hänsyn till redan innan anmälan när man sätter upp de mätbara åtgärds kraven som ofta är baserade på platsspecifika riktvärden. Då görs även riskbedömning för miljö där man till exempel kontrollerar hur man ska skydda grundvattnet från spridning av föroreningar.

16. Finns det några andra faktorer och parametrar som tas med? Vilka? Är dessa viktigare än förändringar i spridningsförutsättningar?

Hälsoriskerna är de som är avgörande och vilken exponeringen kommer att bli för människan. Spridningen är ju en del av exponeringen så därför är detta en mycket viktig faktor.

17. Känner ni till vilka lagar och paragrafer som är viktiga för beslut om återfyllnad med förorenade massor? Vilka väger tyngst?

Miljöbalken, där försiktighetsprincipen väger tungt. Det är även viktigt att projekten strävar efter långsiktig hållbarhet, men det ska också finnas en skälighet och en rimlighet. Det behövs därför att man tittar på problemet ur ett ekonomiskt perspektiv. Anmälan ska göras enligt miljöbalken.

18. Vilka hänsynsregler berörs inom området? Vilken är av störst betydelse enligt dig som konsult?

Vid ovana myndigheter är det vanligt att man lägger stor vikt på försiktighetsprincipen när de känner sig osäkra. Det innebär att principer om resurssparande kommer i skymundan. Men där man är i stort behov av massor, där det finns ett massunderskott, återvänder man sig av massor så mycket som möjligt.

19. Hur bidrar ni som konsulter för att uppnå de lagar och regler gällande ärenden att återfylla med förorenade massor?

Det gäller för oss konsulter att ha koll på dem. Sedan får man stämma av med kommunen vad som är praxis. Det är också viktigt att kunna använda sunt förnuft.

20. Hur tas handlingarna emot av myndigheterna? Vad anser du att de baserar sina bedömningar i besluten på?

Handlingarna brukar tas emot smidigt. Det sker ofta en bra hantering av anmälan eftersom det samtidigt sker en dialog med handläggaren, det är bra att prata med handläggaren innan man skickar in anmälan. För att göra hanteringen ännu smidigare stämmer man av åtgärdsmålen med handläggaren.

Besluten baseras på det underlag man skickar in. De brukar inte hänvisa till någonting direkt. Ibland kan det hända att de kommer med onödigt höga krav, men det beror ofta på att de är osäkra och inte vana med att arbeta med dessa frågor. Vanligtvis brukar besluten innebära att man får återfylla med de generella eller platsspecifika riktvärdena. De flesta tycker att det är ok att använda massor under KM. Man brukar kunna få återanvända massor om man i anmälan visar att man har tillräckliga kunskaper om de risker det innebär och hur dessa motverkas. Men man har olika praxis i olika kommuner.

21. Vilka skillnader upplever du som konsult att det finns gällande uppfattningen om återfyllnad mellan konsulter och myndigheter?

Det varierar. Ibland anser vi att man kan återanvända mer massor än vad kommunen tycker. I Stockholms innerstad burkar man generellt vara generösare med att få återanvända massor. Däremot är man mer skeptisk i vissa av kranskommunerna.