



Statens geotekniska institut

**Inventering, undersökning och
riskklassning av nedlagda deponier**
Information och råd

Thomas Rihm



SGI Publikation 14

Linköping 2014

SGI Publikation 14

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:
Rihm, T (2014). Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier – Information och råd. Statens geotekniska institut, SGI. Publikation 14, Linköping.

Diarienummer: 3.1-1401-0049

Uppdragsnummer:14717-208

Beställning:

Statens geotekniska institut
Informationstjänsten
581 93 Linköping
Tel: 013-20 18 04
E-post: info@swedgeo.se

Ladda ner publikationen som PDF
www.swedgeo.se



Statens geotekniska institut

Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier

Information och råd

Thomas Rihm

SGI Publikation 14

Linköping 2014

Förord

Föroreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljökvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet för att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade områden och deponier i landet. Utredningar av vilka risker dessa kan innebära för människors hälsa eller miljön, och hur man vid behov kan minska riskerna, är en viktig del av miljömålsarbetet.

Statens geotekniska institut (SGI) har det nationella ansvaret för forskning, teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad inom förorenade områden. Syftet är att SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån samt öka saneringstakten så att miljökvalitetsmålen nås. Som ett led i detta ingår att förmedla kunskap om det arbete som utförs vid SGI till olika intressenter, såsom tillsynsmyndigheter, universitet och högskolor, konsulter, analyslaboratorier, problemägare och entreprenörer.

Denna publikation syftar till att främja kommunernas och länsstyrelsernas arbete med inventering, riskbedömning och riskklassning av nedlagda deponier, samt att möjliggöra likvärdiga bedömningar och underlätta för tillsynsmyndigheterna att fokusera på arbetet med nedlagda deponier. Publikationen utgör ett komplement till Naturvårdsverkets rapport 4918, ”Metodik för inventering av förorenade områden” (MIFO-handboken). Publikationen vänder sig främst till operativa tillsynsmyndigheter men vi hoppas att den även kommer att utgöra ett stöd för berörda verksamhetsutövare och vid planering på kommunal- och länsnivå.

Det saknas i dagsläget en nationell sammanställning av antalet nedlagda deponier och en bedömning av den miljörisk de utgör. Vi uppskattar att antalet nedlagda deponier uppgår till flera tusen. Nedlagda deponier utgör risk för förorening av grund- och ytvatten men är också en källa till utsläpp av växthusgaser i form av metangas. Miljöskyddet vid, och lokaliseringen av, dessa äldre deponier är generellt sämre än vid de deponier som är i drift idag. Alla nedlagda deponier behöver därför identifieras och riskklassas. Vidare behöver de områden som innebär en risk för människors hälsa och för miljön åtgärdas. Behovet av detta framhålls i Regeringens skrivelse ”Åtgärder för levande hav” (skr. 2009/10:213) och i Baltic Sea Action Plan. Inventering och riskklassning ger en överblick av problemets omfattning liksom ett underlag för prioritering av åtgärder. Vid exploatering av nya områden behövs kunskap om var nedlagda deponier finns och vilka risker de utgör, varför denna publikation även syftar till att utgöra ett stöd för samhällsplaneringen. Resultatet från eventuella vattenprovtagningar vid inventeringen av nedlagda deponier kan även vara användbara vid vattenförvaltningarnas bedömningar av status för sjöar, vattendrag och grundvattenuttag.

Innehållet i denna publikation är i princip detsamma som i den som utarbetades under 2013 på uppdrag av Naturvårdsverket. Som ett led i SGI:s arbete med att öka kunskapen om förorenade områden har SGI efter samråd med Naturvårdsverket beslutat att publicera rapporten från 2013 som en SGI Publikation. SGI har tagit fram underlagsrapporter för denna publikation och delar av detta material finns tillgängligt på SGI:s webbplats. Rapporten har utarbetats av Thomas Rihm, SGI, och kvalitetsgranskats av Peter Flyhammar och Mikael Stark, SGI. Synpunkter på den ursprungliga rapporten har inhämtats från olika länsstyrelser och kommuner, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), Boverket, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Kommerskollegium, Sveriges kommuner och landsting (SKL), Avfall Sverige, Jernkontoret, Skogsindustrierna, Teknikföretagen, Sydskaåns avfallsaktiebolag (SYSAV), Luleå tekniska universitet (LTU), Kungliga tekniska högskolan (KTH), Ramböll och Advokatfirman Åberg & Co genom en remissrunda.

Undertecknad har beslutat att ge ut publikationen.

Linköping i augusti 2014
Mikael Stark, Chef Markmiljöavdelningen

Innehållsförteckning

Sammanfattning	9
Summary	11
1. Inledning	13
1.1 Syfte och mål	13
1.2 Läsanvisning	14
2. Om MIFO-modellen	15
3. Behovet av en anpassad metodik för nedlagda deponier	18
3.1 Avfallet är heterogent	19
3.2 Föroreningsinnehållet	19
3.3 Lokaliseringen	19
3.4 Förekomsten av organiskt material	20
3.5 Risker med deponigas	20
3.6 Behovet av alternativa åtgärder för efterbehandling och kontroll av äldre nedlagda deponier	20
4. Ansvar och gällande bestämmelser	21
4.1 Äldre nedlagda deponier och deponier som omfattas av förordning (2001:512) om deponering av avfall	21
4.2 Tillståndsplikt för äldre nedlagda deponier och deponier som omfattas av deponeringsförordningen	21
4.3 Tillsynsmyndighet för äldre nedlagda deponier	22
4.4 Kommunalt ansvar för inventering av nedlagda deponier	22
4.5 Ansvar för att undersöka och åtgärda nedlagda deponier	22
5. Bedömningsgrunder för nedlagda deponier	25
5.1 Föroreningarnas farlighet	25
5.2 Föroreningsnivå	26
5.3 Spridningsförutsättningar	30
5.4 Känslighet och skyddsvärde	38
5.5 Övriga synpunkter	39
6. Samlad riskbedömning – riskklassning	40
6.1 Redovisning	41
7. MIFO fas 1 – Insamling av underlagsdata	43
7.1 Orienterande studier – sammanställning av befintliga kunskaper och platsbesök	43
7.2 Uppgiftsinsamling	43
7.3 Besök på platsen	46
7.4 Intervjuer	49
7.5 Utvärdering och redovisning efter orienterande studier	49
8. MIFO fas 2 – Översiktliga undersökningar	51
8.1 Rekognosering, geokarta, provtagningsplan	52
8.2 Översiktliga undersökningar – provtagning och fältanalys	56
8.3 Kompletterande undersökningsmetoder	58
8.4 Utvärdering och redovisning	64
Referenser	65

Bilagor

1. Ordlista
2. Författningar
3. Exempel på frågor vid intervjuer
4. MIFO Fas 1, exempel på ifyllda blanketter
5. MIFO Fas 2, exempel på ifyllda blanketter

Sammanfattning

Med nedlagda deponier avses i denna publikation deponier som inte längre tillförs avfall. Begreppet *äldre nedlagda deponier* används för att beskriva nedlagda deponier som inte omfattas av deponiförordningen, dvs. deponier som avslutades före den 16 juli 2001.

Det finns ett stort antal *äldre nedlagda deponier*, uppskattningsvis flera tusen, som har avslutats enligt tidigare lägre krav för deponering eller innan krav på skyddsåtgärder över huvud taget fanns. Miljöskyddet vid dessa deponier är därmed generellt sämre än vid de deponier som är i drift idag. Ofta sker ingen eller en begränsad övervakning av lakvatten. Deponierna är också en källa till utsläpp av växthusgaser i form av metangas, som även är en brandfarlig gas. *Äldre nedlagda deponier* bör därför identifieras, inventeras och åtgärdas för att utsläppen ska minimeras och vara acceptabla.

Publikationen syftar till att fördjupa kunskaperna om *äldre nedlagda deponier* och till att utgöra ett komplement till Naturvårdsverkets rapport 4918 ”Metodik för inventering av förorenade områden” (MIFO-handboken). Målsättningen är att främja kommunernas och länsstyrelsernas arbete med inventering, riskbedömning och riskklassning av nedlagda deponier, samt att möjliggöra likvärdiga bedömningar och underlätta för tillsynsmyndigheterna att fokusera på arbetet med nedlagda deponier.

MIFO-modellen är ett hjälpmedel för att, med ett begränsat underlag, kunna göra en samlad, enhetlig bedömning av de risker som förorenade områden utgör, eller kan ge upphov till, för att sedan kunna prioritera fortsatta undersökningar och åtgärder. Kompletterande information och råd behövs eftersom deponierna kan skilja sig från andra typer av förorenade områden. Deponierna kan innehålla många olika typer av avfall och därmed också många olika föroreningar. En indelning i en generell riskklass kan därför inte göras, utan varje deponi måste bedömas individuellt utifrån deponerat avfall samt utifrån platsspecifika förutsättningar.

Publikationen innehåller även information om ansvar och gällande bestämmelser. Nedlagda deponier är t.ex. enligt rättspraxis i första hand att betrakta som förorenade områden. Om krav inte kan ställas på den ursprungliga verksamhetsutövaren, eller på den som har förvärvat fastigheten, kan den nedlagda deponin istället vara att anse som en miljöfarlig verksamhet och krav på t.ex. försiktighetsåtgärder kan då riktas mot den nuvarande verksamhetsutövaren enligt 2 kap. miljöbalken.

MIFO-metodiken är indelad i två faser, där fas 1 omfattar en orienterande studie och riskklassning och fas 2 en översiktlig undersökning följt av en riskklassning. Den orienterande studien inleds med identifiering av relevanta objekt, varefter en uppgiftsinsamling följer där tillgänglig information från kart- och arkivstudier används tillsammans med intryck från platsbesök och intervjuer. Under fas 2 görs översiktliga undersökningar som inleds med rekognosering på platsen och upprättandet av en geokarta och provtagningsplan. Sedan görs provtagningar på strategiskt utvalda punkter och proverna analyseras med avseende på relevanta parametrar. För en deponi kan det krävas andra undersökningsmetoder jämfört med andra förorenade områden och exempel på sådana presenteras i publikationen. Insamling av data görs för att få svar på ett antal frågor om de faktiska förhållandena inom och runt ett objekt. Uppgifterna ska ge svar på frågor relaterade till risker för människa och miljö. Många olika aspekter ska bedömas och dessa är relaterade till någon av följande fyra delar:

- **Föroreningarnas farlighet** – här bedöms hälso- och miljöfarligheten hos föroreningarna på objektet genom att svara på frågorna om vilka föroreningar som finns och hur hög dess farlighet är. Här har förekomst av förbränning på deponin stor betydelse för valet av riskklass. Klassningen som farligt avfall eller inte farligt avfall är inte avgörande. En indelning av föroreningarnas farlighet kan göras utifrån Kemikalieinspektionens faroklasser. För deponier med kommunalt avfall blir föroreningarnas farlighet ofta hög eller mycket hög eftersom alla typer av föroreningar förekommer i avfallet, de flesta dock i låga halter.
- **Föroreningsnivå** – här bedöms riskerna som beror på *hur* förorenat objektet är vad gäller halter, mängder och volymer förorenade massor. Föroreningsnivån bedöms för varje förorening separat i vart och ett av de medier där den förekommer. Föroreningsnivå är en sammanvägning av tillstånd, avvikelse från jämförvärde, mängd förorening och volym förorenade massor. Deponins area/volym påverkar således föroreningsnivån. Vid bedömningen av föroreningsnivån för deponier med kommunalt avfall blir denna ofta hög. Halterna är oftast låga men de totala mängderna är däremot oftast stora. Resultatet från undersökningar kan dock innebära att bedömningen av föroreningsnivån revideras.
- **Spridningsförutsättningar** – här ska riskerna som beror på hur fort olika föroreningar kan spridas i olika medier och från ett medium till ett annat medium beaktas. Det är inte fråga om att exakt beräkna spridningen, utan snarare att med rimlig noggrannhet beskriva om föroreningsspridning pågår eller kan komma att ske, och i så fall ange storleksordningen på spridningshastigheten. Spridningshastigheten bedöms till och från byggnader, i mark och grundvatten, från mark och grundvatten till ytvatten, i ytvatten samt till luft. Bedömningen görs såväl för dagens som för framtida markanvändning. Historiskt påvisad spridning är ofta till hjälp.
- **Känslighet och skyddsvärde** – här bedömer man hur allvarligt man ser på att människor, växter och djur exponeras för föroreningarna från objektet idag och i framtiden. Markanvändningen styr vilka exponeringsvägar som bör beaktas, vilka grupper av människor eller vilken typ av miljö som exponeras och omfattningen av exponeringen. Riskerna beror på vilken känslighet exponerade grupper av människor har och vilket skyddsvärde exponerad miljö har. Känslighet och skyddsvärde för själva deponin och för omgivningen bör bedömas var för sig eftersom de har betydelse för vilka åtgärder som är lämpliga att vidta.

Redovisningen av arbetet görs i enlighet med MIFO-handboken. För varje aspekt som bedöms finns en indelning av risken i fyra nivåer. Slutligen vägs föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna och känslighet och skyddsvärde ihop i en samlad riskbedömning och objektet tilldelas en av de fyra riskklasserna. På så sätt görs en samlad bedömning av de risker för människors hälsa och miljön som deponin medför idag och i framtiden.

Summary

Closed landfill means landfills in which waste is no longer placed. The concept of *older closed landfills* is used to describe closed landfills which are not covered by the Swedish Landfill Regulation, i.e. landfills that were closed before 16 July 2001.

There are a large number of *older closed landfills*, estimated to be several thousand, which has been closed under previous lower requirements for landfills or before requirements of protective measures at all existed. The environmental protection at these landfills is thus generally less than at the landfills that are in operation today. Often no or limited monitoring of leachate is performed. The landfills are also a source of greenhouse gas emissions in the form of methane, which is also a flammable gas. Therefore *older closed landfill* should be identified, inventoried and remedied to minimize the emissions to acceptable levels.

The publication aims to deepen the knowledge of *older closed landfills* and to be complementary to the Swedish EPA report 4918 "Methodology for inventory of contaminated sites" (MIFO manual). The objective is to promote the work in municipalities and county administrative boards with inventory, risk assessment and classification of closed landfills, and to allow for equivalent assessments and make it easier for regulators to focus on the work with closed landfills.

The MIFO model is a tool to, with a limited basis, be able to make a single, uniform assessment of the risks that contaminated sites represent, or may cause, in order to give priority to further investigations and actions. Additional information and advice is needed because landfill sites may differ from other types of contaminated sites. Landfills may contain many different types of waste and thus also many different types of pollutants. Therefore a division into a general risk class cannot be made, but every landfill must be assessed individually based on the waste deposited and on site-specific conditions.

The publication also contains information about responsibilities and existing provisions. For example, closed landfills are according to the case-law primarily considered as contaminated sites. If requirements cannot be imposed on the original operator, or on the purchaser of the property, instead the closed landfill can be considered to be an environmentally hazardous activity and requirements on for example precautions may then be directed against the current operator under Chapter 2 of the Environmental Code.

The MIFO methodology is divided into two phases. The first phase covers a preliminary study and risk classification and the second phase covers a preliminary site investigation followed by a risk classification. The preliminary study begins with identification of relevant objects, followed by data-collection of available information from maps and archives, together with impressions from on-site inspections and interviews. During the second phase preliminary site investigations are performed that begins with an on-site inspection and the drawing up of a geological profile and a sampling plan. Samples are then taken at strategically selected locations and relevant parameters are analyzed. Other investigation methods may be required for a landfill compared to other polluted areas and examples of such are presented in this publication. Data-collection is performed in order to answer a number of questions about the actual conditions within and around an object. The data

should answer questions related to risks to man and the environment. Many different aspects are considered, within the context of the following four general issues:

Hazard assessment – this section is concerned with assessment of the risks associated with the hazardous properties of the contaminants at the site by answering the questions about which contaminants are present and the degree of hazard posed by the contaminants. Here, the presence of combustion on the landfill has great importance on the choice of risk class. The classification as hazardous waste or non-hazardous waste is not decisive. The hazard classes used by the Swedish National Chemicals Inspectorate can be used to classify the hazard properties of contaminants. The hazard assessment of municipal solid waste landfills is often assigned very hazardous or extremely hazardous because all types of contaminants are present in the waste, most, however, in low concentrations.

Contamination level – this section is concerned with assessment of the risks associated with the amounts and concentrations of the contaminants, and with the volume of contaminated material. The level of contamination is assessed for each contaminant separately, in each of the media where it is present. The contamination level is a combination of the current conditions, deviation from reference values, the amounts of contaminants and the volume of contaminated materials. Thus, the area/volume of the landfill affects the contamination level. The level of contamination usually gets high during assessments of municipal solid waste landfills. Usually, the concentrations are low, but the total amounts are, however, large. Results from investigations, however, can mean that the assessment of contamination level will be revised.

Potential for migration – this section deals with factors that determine how rapidly different contaminants can be dispersed in and between various media. It is not necessary to determine the exact rate of migration, but rather to describe with reasonable accuracy if the spread of contaminants is currently in progress or likely to occur in the future, and in either case to estimate the order of magnitude of the migration rate. The migration rate to and from buildings, in soil and ground water, from soil and ground water to surface water, in surface water and to air is estimated. The assessment is performed for both today's land use and land use in the future. Historically documented migration patterns are often helpful.

Sensitivity and protective value – this section deals with the severity of the consequences of contamination with respect to exposure of man, plants and animals today and in the future. The land use controls which exposure routes should be considered, which humans or type of environment that are exposed and the extent of exposure. The risks are related to the sensitivity of the exposed humans and to the protection value for the exposed environment. Sensitivity and protective value for the landfill site and the surrounding area should be assessed individually because they affect what actions are appropriate to take.

The final report is done in accordance with the MIFO manual. The risk associated with each of the aspects considered is divided into four levels. Finally, the four aspects (hazard assessment, contamination level, migration potential and sensitivity and protection value) are weighed together in a comprehensive assessment and the object is assigned to one of four risk classes. Thus, a comprehensive assessment of the current and future risks posed by the landfill to human health and the environment is performed.

1. Inledning

Alla deponier som är i drift idag omfattas av förordning (2001:512) om deponering av avfall (deponeringsförordningen). Förordningen medför krav på deponier i form av bl.a. uppsamling av lakvatten, skyddsåtgärder under och runt om deponin liksom en avslutande täckning. Sedan deponeringsförordningen trädde i kraft år 2001 har en anpassning till förordningens krav skett av Sveriges deponier.

Det finns dock ett stort antal äldre nedlagda deponier, uppskattningsvis flera tusen, som har avslutats enligt tidigare lägre krav för deponering eller innan krav på skyddsåtgärder över huvud taget fanns. Miljöskyddet vid dessa deponier är därmed generellt sämre än vid de deponier som är i drift idag. Ofta sker t.ex. ingen eller en begränsad övervakning av lakvatten. Deponierna är också en källa till utsläpp av växthusgaser i form av metangas, som även är en brandfarlig gas. Äldre, nedlagda deponier har ofta en sämre placering utifrån miljösynpunkt, då lokaliseringssprincipen inte tillämpats i samma utsträckning som vid provningsförfaranden idag. Kunskapen om egenskaperna hos avfallet i dessa deponier är också sämre jämfört med idag. Eftersom varken omhändertagande av farligt avfall eller återvinning av avfall varit reglerat i någon större utsträckning tidigare är sannolikheten hög att deponierna innehåller betydande mängder farliga ämnen som riskerar att urlakas till grundvatten och ytvatten under många årtionden framöver. De föroreningar som förväntas finnas i, och spridas från, deponierna är bl.a. tungmetaller, klorerade och icke klorerade kolväten, t.ex. lösningsmedel, oljor och fenoler, och närsalter. Även PAH, PCB och dioxiner kan finnas. Berörda miljö kvalitetsmål är främst Giffri miljö, Grundvatten av god kvalitet, God bebyggd miljö, Levande sjöar och vattendrag, Ingen övergödning och Begränsad klimatpåverkan.

Äldre nedlagda deponier bör identifieras, inventeras och åtgärdas för att utsläppen ska minimeras och vara acceptabla. Deponier för vilka det är uppenbart att de inte kommer att förorsaka oacceptabla olägenheter för människors hälsa eller för miljön behöver dock inte inventeras. I dag finns ingen nationell sammanställning av dessa deponier. Vi kan därmed inte heller göra någon samlad bedömning av de risker som dessa deponier innebär för människors hälsa och miljön. I regeringens skrivelse ”Åtgärder för levande hav” (skr. 2009/10:213) och i Baltic Sea Action Plan framhålls att en analys och sammanställning av miljörisker från nedlagda deponier behöver genomföras och att dessa också bör åtgärdas vid behov.

Vid bedömningar av risker med deponier är det viktigt att ha förståelse för avfallets heterogenitet och de komplexa processer som normalt pågår i en deponi. Dessa processer beskrivs mer ingående i rapporten ”Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier – Lakvatten och deponigas” (Rihm 2011) som finns tillgänglig på SGI:s webbplats.

1.1 Syfte och mål

Publikationen syftar till att fördjupa kunskaperna om deponier (och då framför allt om de som i publikationen betecknas äldre nedlagda deponier) och till att utgöra ett komplement till Naturvårdsverkets rapport 4918 ”Metodik för inventering av förorenade områden” (MIFO-handboken).

Målsättningen med publikationen är att främja kommunernas och länsstyrelsernas arbete med inventering, riskbedömning och riskklassning av nedlagda deponier, samt att möjliggöra likvärdiga bedömningar och underlätta för tillsynsmyndigheterna att fokusera på arbetet med nedlagda deponier. Genom att stimulera till ett strategiskt inventeringsarbete så kan prioriteringar göras utifrån

systematiska och likvärdiga riskbedömningar så att fördelningen av resurser till åtgärder kan optimeras.

Med nedlagda deponier avses i denna publikation deponier som inte längre tillförs avfall. Begreppet äldre nedlagda deponier används för att beskriva nedlagda deponier som inte omfattas av deponiförordningen, dvs. deponier som avslutades före den 16 juli 2001.

Innehållet i publikationen är endast rådgivande och syftar inte till att skärpa de krav som finns i Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd (NFS 2006:6) om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning, utan syftar till att underlätta kommunernas och länsstyrelsernas inventeringsarbete. Vi hoppas också att publikationen ska vara användbar för verksamhetsutövare som har ansvar för en äldre nedlagd deponi och vid planering på kommunal- eller länsstyrelsenivå av områden som berörs av nedlagda deponier.

1.2 Läsanvisning

Kapitel 1 innehåller bakgrund, syfte och mål samt läsanvisningar.

Kapitel 2 ger en förenklad beskrivning av MIFO-modellen och dess två faser, fas 1 och fas 2. Fas 1 omfattar en orienterande studie och riskklassning, medan fas 2 omfattar en översiktlig undersökning följt av en riskklassning.

Kapitel 3 redovisar orsaker till varför metoder för inventering och riskbedömning av förorenade områden, t.ex. MIFO-metoden, behöver utvecklas för att kunna användas på nedlagda deponier.

Kapitel 4 ger en kortfattad beskrivning av gällande rätt för nedlagda deponier med fokus på tillståndsplikt, tillsyn och ansvarsförhållanden.

Kapitel 5 tillhandahåller vägledning, råd och tips för bedömningar av föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighet och skyddsvärde i anslutning till nedlagda deponier.

I kapitel 6 diskuteras den samlade riskbedömningen.

Kapitel 7 tillhandahåller vägledning, råd och tips för insamling av underlagsdata.

Kapitel 8 tillhandahåller vägledning, råd och tips för översiktliga undersökningar av nedlagda deponier under MIFO fas 2.

Bilaga 1 Ordlista.

Bilaga 2 Författningar.

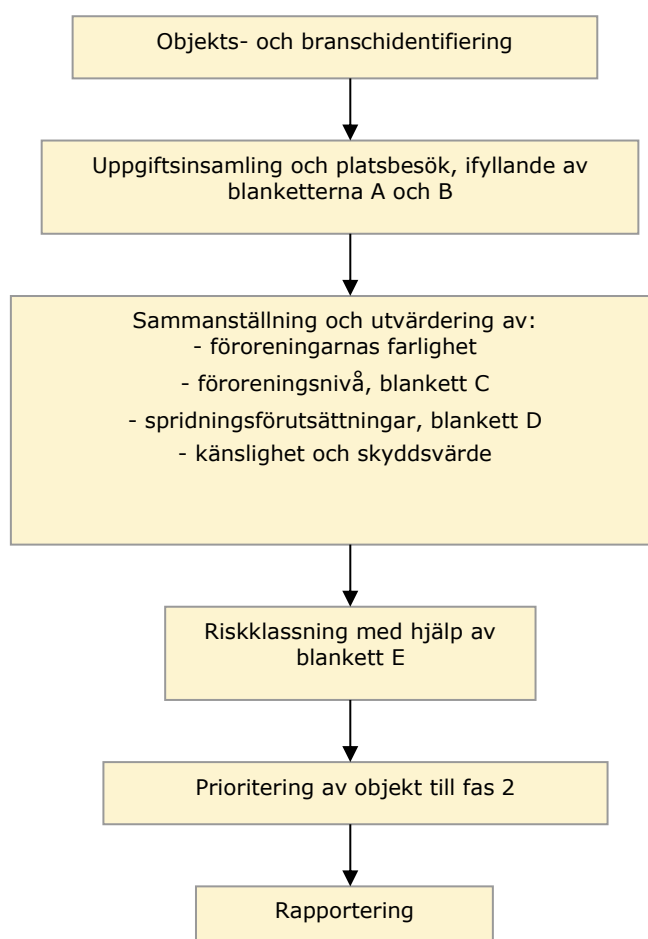
I bilaga 3 ges exempel på frågor som kan ställas vid intervjuer.

I bilaga 4 presenteras ett exempel på ifyllda blanketter i EBH-stödet från en MIFO fas 1-studie.

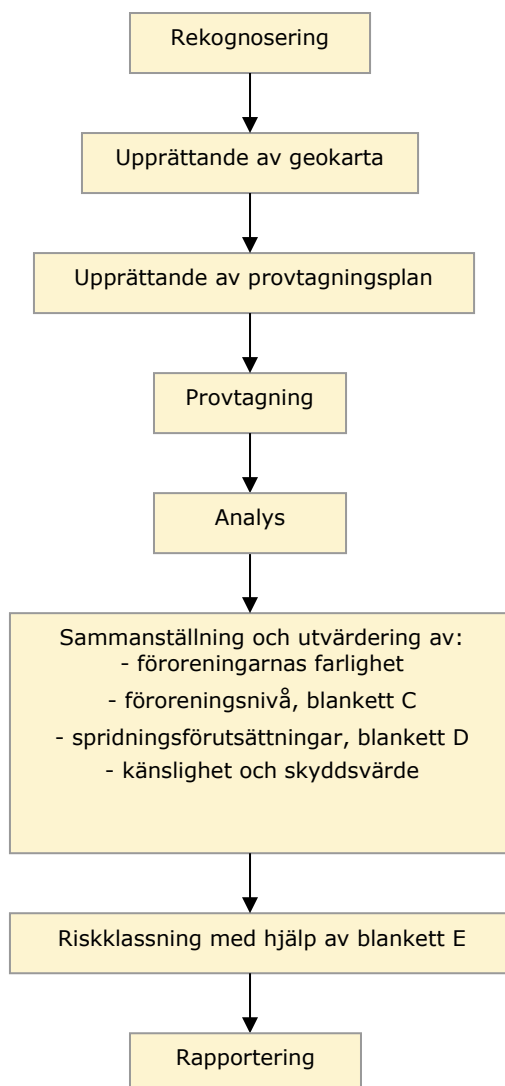
I bilaga 5 presenteras ett exempel på ifyllda blanketter i EBH-stödet från en MIFO fas 2-studie.

2. Om MIFO-modellen

MIFO är Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden och beskrivs i Naturvårdsverkets rapport 4918 ”Metodik för inventering av förorenade områden” (MIFO-handboken). Metodiken är ett hjälpmedel för att, med ett begränsat underlag, kunna göra en samlad bedömning av de risker ett förorenat område ger eller kan ge upphov till. MIFO bygger på grundliga kart- och arkivstudier och översiktliga undersökningar med provtagning i olika medier på strategiskt utvalda punkter och analyser. Metodiken är indelad i två faser, fas 1 omfattar en orienterande studie och riskklassning och fas 2 en översiktlig undersökning följt av en riskklassning. Den orienterande studien inleds med identifiering av relevanta objekt, varefter en uppgiftsinsamling följer där tillgänglig information från kart- och arkivstudier används tillsammans med intryck från platsbesök och intervjuer. Översiktliga undersökningar inleds med rekognosering på platsen och upprättandet av en geokarta och provtagningsplan. Sedan görs provtagningar på strategiskt utvalda punkter och proverna analyseras med avseende på relevanta parametrar. Både fas 1 och 2 avslutas med sammanställning, utvärdering och rapportering.



Figur 2.1 Fas 1 i MIFO-modellen – orienterande studier (Naturvårdsverket 1999b).



Figur 2.2 Fas 2 i MIFO-modellen – översiktlig undersökning och ny riskklassning (Naturvårdsverket 1999b).

Bedömningsgrunderna har ingen begränsning i antalet parametrar eller typ av föroreningar som ska bedömas utan ger principer för hur bedömningen ska göras för att riskklassa objekt. Insamling av data görs för att få svar på ett antal frågor om de faktiska förhållandena inom och runt ett objekt. Uppgifterna ska ge svar på frågor relaterade till risker för människa och miljö. Många olika aspekter ska bedömas och dessa är relaterade till någon av följande fyra delar:

- föroreningarnas farlighet
- föroreningsnivå
- spridningsförutsättningar
- känslighet och skyddsvärde.

För varje del som bedöms finns en indelning av risken i fyra nivåer. Slutligen vägs föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna och känslighet och skyddsvärde ihop i en

samlad riskbedömning och objektet tilldelas en av de fyra riskklasserna. På detta sätt kan en samlad bedömning göras av de risker för människors hälsa och miljön som området medför idag och i framtiden.

Risker för människa bedöms på individnivå, det betyder att risker för människa bedöms lika oavsett om det är en eller många människor som exponeras. Risker för miljön bedöms med hänsyn till arter och ekosystem. Riskerna bedöms både för dagens situation och för framtiden. Det innebär att bedömning görs för det område som idag är förorenat och det område som via föroreningsspridning kan komma att uppnå nivåer där det finns risk för negativa effekter i framtiden. Tidsperspektivet är 100-tals till 1000-tals år. Bedömning av riskerna omfattar medierna mark, grundvatten, ytvatten, sediment och förorenade byggnader och anläggningar. Deponier och utfyllnader betraktas som mark. Riskklassning kan göras flera gånger för samma objekt om nya data tas fram. Bedömningarna ska göras så att riskerna inte underskattas. Bedömningarna baseras på ett ”troligt men dåligt” fall. Vid stora osäkerheter i underlaget bör bedömningen göras desto strängare.

3. Behovet av en anpassad metodik för nedlagda deponier

Det finns flera anledningar till varför metoder för inventering och riskbedömning av förorenade områden, t.ex. MIFO-metoden, behöver anpassas för att kunna användas på deponier:

- avfallet är heterogent (kapitel 3.1)
- föroreningsinnehållet (kapitel 3.2)
- lokaliseringen (kapitel 3.3)
- förekomsten av organiskt material (kapitel 3.4)
- risker med deponigas (kapitel 3.5)
- behovet av alternativa åtgärder för efterbehandling och kontroll (kapitel 3.6).

Det går inte att ange hur mycket tid som bör läggas på att identifiera nedlagda deponier. Det finns kommuner som lagt ned 6 månader och mera. I andra kommuner kan det ha räckt att utnyttja det arbete som gjorts vid tidigare inventeringar. Hur mycket tid som bör avsättas får avgöras med utgångspunkt från kunskapsläget, vilka verksamheter som har bedrivits inom kommunen och kommunernas egna prioriteringar av resurser. Arbetet med att spåra nedlagda deponier bör fortgå tills det inte längre förekommer ett rimligt tvivel om att alla deponier som kan medföra allvarliga skador på människors hälsa eller på miljön har hittats.

Ambitionsnivån för fas 1 i MIFO-modellen är att blanketterna A, B, C, D och E ska fyllas i när det gäller alla delar som inte kräver fältundersökningar. Om det inte är uppenbart att deponin inte utgör några risker för hälsa eller miljö ska minst ett platsbesök genomföras som minst bör omfatta besiktning av deponiytan och hela dess periferi. Platsbesöket bör kunna begränsas till en dag.

Storleken på nedlagda deponier kan variera från något hundratal kvadratmeter till flera hektar. Innehållet kan variera från harmlöst till mycket farligt. Det går därför inte att ange hur omfattande undersökningar som måste göras eller vilka metoder som ska användas. Det får avgöras med hänsyn till riskbilden och omfattningen kan behöva ökas eller minskas under arbetets gång. Ett litet objekt där man misstänker att det kan finnas farliga ämnen kan vara mera resurskrävande än ett stort objekt där verksamheten bedrivits under ordnade former och där kunskaperna om objektet är goda redan på förhand. De metoder som redovisas i rapporten ska uppfattas som ett antal exempel från vilka man väljer de som lämpar sig bäst för det enskilda objektet.

Ambitionsnivån för de översiktliga undersökningarna i fas 2 i MIFO-modellen är att skaffa tillräckliga kunskaper för att, med rimlig säkerhet, klassa om deponin eller bekräfta den klassning som gjorts i fas 1.

Vid nedlagda deponier kommer bedömningen av spridningsrisker att ha en central betydelse. Det är därför önskvärt att inventerare har goda kunskaper om geologi och geohydrologi, liksom om de processer som pågår i en deponi.

3.1 Avfallet är heterogent

Avfall är vanligtvis inget homogent väl definierat material vilket bl.a. medför att

- avfallets sammansättning kan variera mellan olika delar av en deponi, från finkorniga askor och filterstoff till slipers, tunnor, kylskåp och bilvrak.
- olika föroreningar kan förekomma i olika delar av en deponi.
- olika deponier kan generera olika typer av lakvatten och producera varierande deponigasmängder.

Som en konsekvens av avfallets heterogenitet är det nästan omöjligt att utföra en representativ provtagning av fast material i en gammal deponi. Provtagningsstrategin behöver därför modifieras jämfört med andra förorenade områden. Det finns ett större behov av att okulärt kunna besiktiga avfallet, t.ex. genom provgrovsgrävning. Även undersökningsmetoderna behöver modifieras. I vissa fall kan det vara enklare att koncentrera sig på föroreningarna i lakvattnet än i det fasta materialet.

3.2 Föroreningsinnehållet

Man kan ofta inte utesluta några föroreningar i en äldre nedlagd deponi, eftersom dokumentationen av vilka avfall som deponerats under drifttiden ofta är dålig eller saknas helt. Det är därför extra viktigt att samla in uppgifter och göra intervjuer om det går att nå personal som skött eller ansvarat för deponin liksom förtroendemän och andra som var på plats när verksamheten bedrevs.

Metoderna för provning bör i ett första skede väljas med inriktning på screening-analyser för att få mer information om vilka föroreningar man bör och kan inrikta sig på. Fältarbetena behöver sannolikt anpassas till detta och utföras stegvis. Först kan exempelvis lakvatten analyseras där höga koncentrationer av föroreningar kan förväntas. När resultaten från analyserna är kända och man vet vilka föroreningar och andra ämnen man ska söka efter kan man analysera vatten utanför deponiområdet där föroreningarna sannolikt har späts ut. Bättre kunskap kan också behövas för att bedöma inverkan av mindre giftiga ämnen som kan förekomma i stora mängder, t.ex. kväve, sulfater och klorider. Även om dessa ämnen inte vanligtvis betraktas som giftiga kan de orsaka olägenheter för miljön eller människors hälsa, exempelvis genom övergödning eller genom att påverka dricksvattenbrunnar, grundvatten eller ytvatten i närområdet.

3.3 Lokaliseringen

Lokaliseringen av en deponi har oftast gjorts med viss tanke på att exponeringen på människor ska vara liten och att verksamheten inte ska påverka markanvändningen kring deponin på ett oacceptabelt sätt. Förutsättningarna i deponins närområde kan dock ha förändrats sedan deponin anlades och behov av att kunna använda området för andra ändamål kan ha blivit aktuellt. Förändrad topografin till följd av uppfyllnaden av en deponi kan leda till lokalt förändrade grundvattenförhållanden.

3.4 Förekomsten av organiskt material

Stora delar av det organiska materialet som deponerats i en deponi kan ha brutits ner eller kommer att brytas ner på sikt. Detta medför att sättningar som försvårar skyddsåtgärder kan uppstå. En bedömning av sådana förhållanden är viktig när det gäller att utvärdera åtgärder som exempelvis täckning. Nedbrytningen innebär också att deponigas bildas.

3.5 Risker med deponigas

Risker som är förknippade med deponigas måste beaktas vid riskbedömningen såväl som vid själva inventeringsarbetet. Dessutom bör påverkan på växthuseffekten beaktas. Deponier som innehåller nedbrytbart organiskt avfall har potential för gasbildning. Gasen är lättrorlig och kan leta sig fram via dräneringar och kanaler till områden långt utanför deponiområdet. Ansamlingar av deponigas i slutna utrymmen kan medföra både explosionsrisk och kvävningsrisk. Deponigas som ansamlas i kulvertar, schakt, etc. kan explodera om metankoncentrationen är 5-15 volym-% i luft. Även gas från deponier med liten gasbildningspotential kan resultera i explosion eller kvävning om gasen har ansamlats under lång tid i otillräckligt ventilerade utrymmen. Risken för ansamling av gas kan öka vintertid då tjälen försvårar gasavgång via markytan.

3.6 Behovet av alternativa åtgärder för efterbehandling och kontroll av äldre nedlagda deponier

Olika alternativa åtgärder bör alltid övervägas i efterbehandlingssammanhang, men i samband med deponier är det oftast extra motiverat. Detta eftersom det vanligtvis inte är ett realistiskt alternativ att gräva upp och återdeponera massorna när det gäller att åtgärda äldre nedlagda deponier. Detta innebär att man oftast behöver åtgärda deponin på plats, vilket i sig innebär att extra omsorg måste ägnas åt hur olika spridnings- och exponeringsvägar kan förhindras. Olägenheter från lakvatten kan t.ex. minskas genom täckning av deponin och lokal lakvattenrening. Åtgärder för att samla in och nyttiggöra deponigas samt för att förhindra att gasen ansamlas och bildar explosiva gasblandningar i slutna utrymmen kan också vara aktuellt. Vid inventeringen bör man därför beakta aspekter som underlättar bedömningen av olika åtgärder. Det kan t.ex. vara värdefullt att redan vid inventeringen notera vilka ytor som finns tillgängliga för att anlägga våtmarker, översilningsytor, odlingar av energigrödor, m.m. Även andra rent praktiska förhållanden som transportmöjligheter och materialtillgång (täckmassor m.m.) kan vara till nytta när beslut ska fattas om olika åtgärder.

4. Ansvar och gällande bestämmelser

4.1 Äldre nedlagda deponier och deponier som omfattas av förordning (2001:512) om deponering av avfall

Denna publikation inriktas i första hand på äldre nedlagda deponier. Med äldre nedlagda deponier avses deponier som inte omfattas av gällande förordning (2001:512) om deponering av avfall, den så kallade deponeringsförordningen, vilken trädde i kraft den 16 juli 2001. Deponier som inte omfattas av deponeringsförordningen är deponier där verksamhetsutövaren före den 16 juli 2001 har slutat lägga avfall på deponin och vid samma tidpunkt har vidtagit de åtgärder som i övrigt krävts för att avsluta den, se övergångsbestämmelserna till deponeringsförordningen.

Vägledning om huruvida en deponi bör anses vara avslutad före 16 juli 2001 följer av Naturvårdsverkets allmänna råd till 38-42 §§ deponeringsförordningen. Där sägs i det allmänna rådet till 38 § följande:

”En deponi bör anses vara avslutad före den 16 juli 2001 om verksamhetsutövaren före den tidpunkten har vidtagit samtliga åtgärder för avslutning (t.ex. kompaktering, sluttäckning m.m.) som krävts enligt tillstånd eller annat beslut som meddelats före den tidpunkten. Om sådana åtgärder inte krävts och deponering inte skett efter den 15 juli 2001, bör deponin anses vara avslutad.”

De deponier som inte anses avslutade före den 16 juli 2001 omfattas av bestämmelserna i deponeringsförordningen liksom av villkor i gällande tillstånd. Krav på vissa preventiva åtgärder anges i deponeringsförordningen och ytterligare åtgärder kan vara preciserade i tillståndet. Vägledning om deponier som omfattas av deponeringsförordningen lämnas i Naturvårdsverkets Handbok 2004:2 med allmänna råd till förordningen (2001:512) om deponering av avfall och till 15 kap. 34 § miljöbalken (1998:808). För krav rörande äldre nedlagda deponier gäller att sådana kan ställas med stöd av t.ex. 2 kap. miljöbalken och således inte med stöd av deponeringsförordningen.

4.2 Tillståndsplikt för äldre nedlagda deponier och deponier som omfattas av deponeringsförordningen

Tillståndsplikten för deponier regleras i miljöprövningsförordningen (2013:251). Av 29 kap. 35-40 §§ i förordningen framgår att tillståndsplikt föreligger för anläggning för deponering av avfall. Tillståndsplikt föreligger intill dess att sluttäckning av anläggning har skett och inspekterats genom tillsynsmyndighetens försorg samt tillsynsmyndigheten har godkänt den enligt 32 § deponeringsförordningen. När ett godkännande erhållits kan deponiägaren ansöka om återkallelse av tillståndet hos tillståndsmyndigheten i enlighet med 24 kap. 3, 8 §§ miljöbalken. Deponin utgör då en C-verksamhet som är anmälningspliktig i enlighet med 29 kap. 41 § miljöprövningsförordningen.

För äldre nedlagda deponier, vilka alltså inte omfattas av deponeringsförordningen, gäller att de övergick till att utgöra så kallade U-verksamheter när tillståndsplikten upphörde. U-verksamheter kallas miljöfarliga verksamheter, som varken är anmälnings- eller tillståndspliktiga.

4.3 Tillsynsmyndighet för äldre nedlagda deponier

Kommunen är operativ tillsynsmyndighet enligt 26 kap. 3 § tredje stycket miljöbalken för äldre nedlagda deponier inom sitt område. Detta eftersom äldre nedlagda deponier, trots att de varken är anmälnings- eller tillståndspliktiga enligt miljöprövningsförordningen, vanligen innehåller ämnen som kan medföra olägenheter för miljön eller människors hälsa. De är därför att se som miljöfarliga verksamheter enligt 9 kap. miljöbalken, så kallade U-verksamheter, över vilka kommunerna utövar tillsyn. Äldre nedlagda deponier kan även vara del av ett förorenat område. Vilken myndighet som är tillsynsmyndighet för sådana områden regleras i miljö-tillsynsförordningen (2011:13).

I fall då en deponi har anknytning till en annan huvudsaklig miljöfarlig verksamhet, som är samma som gett upphov till avfallet i deponin, ska deponin betraktas som en del av den miljöfarliga verksamheten, se Tarkett/Ebbamåla (MÖD 2008:11). Vilken myndighet som är tillsynsmyndighet över deponin avgörs då av vilken som är tillsynsmyndighet över den miljöfarliga verksamheten, se avsnitt 5.2.4 sidan 59 i Naturvårdsverkets rapport 6501 ”Efterbehandlingsansvar – En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis” (Naturvårdsverket 2012).

För mer vägledning om tillsyn över nedlagda deponier och förvaringsfall hänvisas till Naturvårdsverkets rapport 6501 ”Efterbehandlingsansvar – En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis” (Naturvårdsverket 2012).

4.4 Kommunalt ansvar för inventering av nedlagda deponier

Kommunerna har skyldighet att inventera nedlagda deponier. Denna skyldighet regleras i 6 § i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:6) och allmänna råd om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning.

NFS 2006:6 6 § lyder:

”Planen skall innehålla uppgifter om deponier som inte längre tillförs avfall eller som inte längre används för detta ändamål. För varje sådan deponi skall en bedömning av risken för olägenheter för människors hälsa eller miljön redovisas. För de deponier där kommunen har varit verksamhetsutövare skall planen även innehålla uppgifter om planerade och vidtagna åtgärder för att förebygga olägenheter för människors hälsa eller miljön.”

Av tillhörande allmänna råd till 6 § framgår att:

”För varje deponi bör det åtminstone finnas uppgifter om namn och plats. Även uppgifter om det avfall som har deponerats bör redovisas om de är tillgängliga. Bedömning av risken för olägenheter för människors hälsa eller miljö bör genomföras som en orienterande studie enligt Naturvårdsverkets rapport 4918, Metodik för inventering av förorenade områden.”

4.5 Ansvar för att undersöka och åtgärda nedlagda deponier

Nedlagda deponier kan både utgöra förorenade områden enligt 10 kap. miljöbalken och pågående miljöfarliga verksamheter enligt 9 kap. miljöbalken. Som en följd av detta kan olika verksamhetsutövare bli ansvariga för deponierna.

4.5.1 Ansvar för att undersöka och åtgärda deponier så som förorenade områden (reparativa åtgärder)

Ansvar för att undersöka och återställa förorenade områden grundar sig på bestämmelserna i 2 kap. 8 § miljöbalken. Där sägs att alla som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som medfört skada eller olägenhet för miljön ska ansvara, till dess skadan eller olägenheten har upphört, för att denna avhjälps i den omfattning det kan anses skäligt enligt 10 kap. miljöbalken. I den mån det föreskrivs enligt miljöbalken kan i stället skyldighet att ersätta skadan eller olägenheten uppkomma.

10 kap. miljöbalken genomgick omfattande ändringar år 2007, men övergångsbestämmelser finns. Förenklat uttryckt innebär dessa att om föroreningen har uppkommit före den 1 augusti 2007 eller härrör från verksamhet som har avslutats före detta datum så tillämpas 10 kap. miljöbalken i dess lydelse före ändringarna.

10 kap. miljöbalken innehåller detaljerade bestämmelser om ansvaret för förorenade områden. Att deponier kan omfattas av 10 kap. miljöbalken har Mark- och miljööverdomstolen slagit fast i flera avgöranden, se t.ex. Hjortsberga (MÖD 2010:24) och Norra industriområdet (MÖD 2010:11). Först och främst är den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en förorening ansvarig för efterbehandling enligt 10 kap. 2 § miljöbalken. Bestämmelserna i 10 kap. miljöbalken gäller alla typer av verksamheter och åtgärder som bidragit till en förorening. Det är alltså fråga om områden som redan är förorenade och där syftet är att avhjälpa skadorna, dvs. att efterbehandla området.

Enligt 10 kap. 4 § miljöbalken innebär efterbehandlingsansvaret att den ansvarige i skälig omfattning ska utföra eller bekosta de efterbehandlingsåtgärder som p.g.a. föroreningarna behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. Skälighetsbedömningen ska enligt Mark- och miljööverdomstolens uttalanden göras i två steg, se t.ex. Hjortsberga (MÖD 2010:24) och Mossgruppen (MÖD 2010:31). Först ska det göras en bedömning av vilka efterbehandlingsåtgärder som är miljömässigt motiverade att utföra. Nyttan av åtgärderna från miljö- och hälsosynpunkt ska vägas mot kostnaderna för dessa. Härefter ska tillsynsmyndigheten bedöma ansvarets omfattning. Därvid ska det enligt 10 kap. 4 § miljöbalken beaktas hur lång tid som har förflutit sedan föroreningarna ägt rum, vilken skyldighet den ansvarige hade att förhindra framtida skadeverkningar och omständigheterna i övrigt. Den samlade skälighetsbedömningen kan alltefter omständigheterna leda till fullt, jämkat eller inget ansvar (prop. 1997/98:45 s. 121). När det gäller undersökningar har Mark- och miljööverdomstolen i princip inte funnit skäl att jämka ansvaret för dessa, se t.ex. Klosters Fabriker (MÖD 2005:30).

Av 8 § i lag (1998:811) om införande av miljöbalken framgår att bestämmelserna i 2 kap. 8 § och 10 kap. 2 § miljöbalken ska tillämpas i fråga om miljöfarlig verksamhet vars faktiska drift har pågått efter den 30 juni 1969, om verkningarna av verksamheten alltjämt pågår vid tiden för miljöbalkens ikraftträdande enligt 1 §, och det föreligger behov av att avhjälpa skador eller olägenheter som har orsakats av verksamheten.

För ytterligare vägledning avseende ansvaret för efterbehandling av förorenade områden hänvisas till Naturvårdsverkets rapport 6501 ”Efterbehandlingsansvar – En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis” (Naturvårdsverket 2012).

Nedlagda deponier kan betraktas som förorenade områden varpå 10 kap. miljöbalken är tillämpligt, se ovan nämnda avgöranden från Mark- och miljööverdomstolen. I de fall den faktiska driften har pågått, dvs. att avfall fortfarande tillfördes, vid en numera nedlagd deponi efter den 30 juni 1969 kan således verksamhetsutövaren, som lade dit avfallet och på så sätt bidrog till föroreningen, få ett ansvar för efterbehandling av området enligt 10 kap. 2 § miljöbalken. När en deponi har varit en

del av en miljöfarlig verksamhet (t.ex. en tillverkningsindustri) kan verksamhetsutövaren bli ansvarig för deponin även om avfall inte tillförts efter den 30 juni 1969. Detta under förutsättning att någon del av produktionen (dvs. den huvudsakliga miljöfarliga verksamheten) har fortsatt att bedrivas efter denna tidpunkt, se t.ex. avgörandet Tarkett/Ebbamåla (MÖD 2008:11).

4.5.2 Ansvar för deponier så som pågående miljöfarliga verksamheter (preventiva åtgärder)

Miljöfarlig verksamhet definieras i 9 kap. 1 § miljöbalken som

1. utsläpp av avloppsvatten, fasta ämnen eller gas från mark, byggnader eller anläggningar i mark, vattenområden eller grundvatten,
2. användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för människors hälsa eller miljön genom annat utsläpp än som avses i 1 eller genom förorening av mark, luft, vattenområden eller grundvatten, eller
3. användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för omgivningen genom buller, skakningar, ljus, joniserande eller icke-joniserande strålning eller annat liknande.

All miljöfarlig verksamhet omfattas av vissa gemensamma bestämmelser i miljöbalken, t.ex. de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken.

Att förvara avfall i en deponi kan anses vara markanvändning och därmed en passiv miljöfarlig verksamhet, även när deponin inte längre tar emot något avfall (prop. 1997/98:45 del 2 sidan 107). En deponi är således en miljöfarlig verksamhet såväl i driftfas och i efterbehandlingsfas som i senare skeden genom förvaringen av avfallet och risken för negativ påverkan på människors hälsa och miljön. Den som ursprungligen gav upphov till deponin är i första hand ansvarig för den, men även den som i ett senare skede har rådighet över förvaringsverksamheten (deponin) är att se som verksamhetsutövare. Mot bakgrund av detta kan t.ex. en fastighetsägare betraktas som verksamhetsutövare för nedlagda deponier. Fastighetsägaren kommer då att bli ansvarig för att leva upp till de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. miljöbalken.

Enligt 2 kap. 3 § miljöbalken ska alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som kan behövas för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. I samma syfte ska vid yrkesmässig verksamhet användas bästa möjliga teknik.

Av 2 kap. 7 § miljöbalken framgår att när 2 kap. 3 § miljöbalken tillämpas ska en rimlighetsavvägning av de aktuella kraven göras. Vid denna bedömning ska särskilt beaktas nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.

5. Bedömningsgrunder för nedlagda deponier

5.1 Föroreningarnas farlighet

Här bedöms hälso- och miljöfarligheten hos föroreningarna på objektet genom att svara på frågorna om vilka föroreningar som finns och hur hög dess farlighet är. I deponierna finns en mängd olika föroreningar som kan utgöra risker för människors hälsa och miljön. För att bedöma föroreningarnas farlighet är det viktigt att söka information om deponerade avfallstyper och framför allt om avfall som idag skulle klassas som farligt avfall har deponerats. Man bör så långt som det är möjligt ta fram information om i hur stora mängder olika avfallslag har deponerats och andelen hushållsavfall/industriavfall/farligt avfall. Avfallet kan beskrivas med hjälp av avfallskoderna i avfallsförordningen om sådana uppgifter om avfallet finns tillgängliga. Det är även intressant att ta reda på om tunnor eller andra kärl deponerats då detta kan påverka föroreningsrisken i ett längre perspektiv. Behållare som innehåller kemikalier eller andra farliga ämnen kan börja läcka på sikt.

Det är också viktigt att försöka få reda på om deponering av farligt avfall föregåtts av någon förbehandling och vilka föroreningar/farliga ämnen som avfallet innehåller. Om farligt avfall deponerats finns skäl för att föroreningarnas farlighet ska bedömas som hög. Om avfallet däremot deponerats efter en föregående behandling som påverkat föroreningsinnehållet kan farligheten bli mindre. För varje typ av avfall bör om möjligt anges under vilken tidsperiod som avfallet deponerats samt en uppskattning av total volym eller massa. Erfarenheter från andra inventeringar (av deponin eller vid industrier/verksamheter som lämnat avfall till deponin), muntliga uppgifter, äldre flygbilder och eventuella observationer som gjorts på plats är användbara uppgifter. Startår och slutår för deponering bör anges för att kunna bedöma vad som kan ha deponerats.

I MIFO-handboken (sidorna 20-22) beskrivs hur en indelning av föroreningarnas farlighet kan göras utifrån Kemikalieinspektionens faroklasser och exempel presenteras på hur föroreningarnas farlighet kan bedömas för vissa ämnen, produkter och blandningar. Föroreningarnas farlighet beror på dess fysikaliska och kemiska egenskaper. Föroreningarna skrivs in på blankett E för samlad riskbedömning i MIFO-handboken, se bilaga 7 (MIFO-handboken) samt bilaga 4 och 5 till denna publikation.

Av de analyser som utförts på lakvatten från deponier med hushållsavfall kan man sluta sig till att de flesta sådana deponier innehåller ämnen vars farlighet bedöms som hög eller mycket hög. Hushållsavfall kan med stor sannolikhet antas innehålla tungmetaller i form av bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink samt närsalter i form av ammoniumkväve. Organiska föroreningar i form av aromatiska kolväten samt organiska klorföreningar kan också förekomma. När det gäller organiska miljögifter finns det dessutom väldigt många ämnen som vi inte har någon eller liten kunskap om. Dessutom saknas ofta kunskaper om vilka ämnen som brutits ned och vilka nedbrytningsprodukter och kemikalier/ämnen som fortfarande finns kvar i deponin. Deponier med bygg- och rivningsavfall kan innehålla t.ex. arsenik, bly, kadmium, koppar, kvicksilver, aromatiska kolväten, PCB och PAH.

För att minska avfallsvolymer förekom tidigare eldning av avfallet på deponierna. Det är viktigt att utreda om avfallsförbränning har förekommit då detta kan ha medfört att exempelvis dioxiner/furaner och PAH bildats. Aska från förbränning av hushållsavfall innehåller ofta även höga tungmetallhalter. Förekomsten av förbränning kan därmed få stor betydelse för riskklassen. Det är rimligt att anta att omfattningen av förbränning varit större då brännugnar eller särskilda förbrän-

ningsplatser använts än då eldning förekommit mer sporadiskt på olika platser på deponin. Utgångspunkten vid bedömningen av föroreningarnas farlighet för deponier är att den bör göras konservativt så att inte risken för förekomst av farliga föroreningar underskattas. För deponier med hushålls- och/eller industriavfall blir föroreningarnas farlighet därmed ofta hög eller mycket hög. Föroreningarnas farlighet är inte detsamma som farliga egenskaper hos avfall enligt bilaga 1 till Avfallsförordningen (2011:927). Även om huvudsakligen avfall som klassats som icke-farligt avfall har deponerats så kan föroreningarnas farlighet bedömas som hög. Resultat från undersökningar kan dock innebära att bedömningen av farligheten revideras. För deponier som innehåller inert, icke-förorenat avfall bör farligheten däremot bedömas som lägre. Om deponin var i drift tidigare än 1950 kan risken med avseende på föroreningarnas farlighet ofta bedömas som något lägre eftersom kemikalieanvändningen i samhället var mindre under denna tid. Det finns dock ingen gräns för hur långt tillbaka i tiden man kan gå. Även mycket gamla deponier kan innebära betydande risker för människors hälsa och miljön. Vilka deponier som bör ingå i inventeringsarbetet måste avgöras med utgångspunkt från de potentiella riskerna.

Avfallet kan vara mer homogent på deponier som inte tagit emot kommunalt avfall. Då kan farligheten lättare bedömas med uppgifter om vad som deponerats. I många fall går det också att göra en representativ provtagning av avfallet. Om det finns indikationer på att annat avfall än det avfall som deponin varit avsedd för har deponerats, eller om man av andra skäl är osäker om deponins innehåll bör det föranleda att en högre riskklass väljs för föroreningarnas farlighet.

Metaller är inte nedbrytbara och många organiska ämnen är svårnedbrytbara och därmed svåra att behandla. Borttransport av avfallsmassorna är inte en rimlig saneringsåtgärd i många fall och därför kommer föroreningarnas farlighet i regel inte att minska efter eventuella saneringsåtgärder.

5.2 Föroreningsnivå

I denna del av riskbedömningen bedöms riskerna som beror på hur förorenat objektet är vad gäller halter, mängder och volymer förorenade massor. Halterna av olika föroreningar i olika medier beskrivs liksom dess effekter och avvikelser från jämförvärden. Föroreningsnivån bedöms för varje förorening separat i vart och ett av de medier där den förekommer. Föroreningsnivå är en sammanvägning av tillstånd, avvikelser från jämförvärde, mängd förorening och volym förorenade massor. Deponins area/volym är således viktiga faktorer som påverkar föroreningsnivån. Area och volym bör alltid uppskattas i MIFO fas 1 även om underlaget är bristfälligt och bedömningarna blir grova. Uppgifter om antal invånare och industrier som deponin betjänade samt äldre flygbilder kan vara till hjälp för att uppskatta omfattning och föroreningsnivå. Osäkra bedömningar markeras med "?" i MIFO-blanketterna.

I MIFO-handboken (sidorna 24-28) presenteras närmare beskrivningar av bedömningar av risker, tillstånd och avvikelser från jämförvärden. I bilaga 4 i MIFO-handboken ges exempel på indelning av tillstånd för olika ämnen i olika medier. Indelningen baseras i första hand på tillgängliga effektbaserade värden. Exempel på avvikelser från jämförvärden för ett antal parametrar i olika medier presenteras i bilaga 5. Jämförvärdet ska motsvara halten som skulle finnas på objektet om det inte var påverkat av punktkälla. Sedan MIFO-handboken gavs ut har det bl.a. publicerats nya svenska riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009a), miljö kvalitetsnormer för grundvatten (SGU-FS 2013:2), miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område (2008/105/EG) och kanadensiska vägledande riktvärden för akvatiskt liv (CCME 2014).

Vid riskbedömningen av nedlagda deponier föreslås dock att de tidigare värden för bedömning av tillstånd och avvikelser från jämförvärden som finns och redovisas i MIFO-handbokens bilaga 4 och 5 används. När det gäller salt och bräckt vatten kan jämförelser göras med kanadensiska väggle-

dande kriterier för akvatiskt liv i marina vatten (CCME 2014). Vid denna del av riskbedömningen kan resultatet av tidigare provtagningar och analyser av lakvatten, närbeläget ytvatten och grundvatten användas. Innan ”gamla” resultat används är det dock viktigt att tillförlitligheten av provtagning, provhantering, förbehandling (t.ex. filtrering eller inte) och analysmetoder bedöms.

Om endast ett fåtal prover tagits på objektet (1-5 st) används det högsta av dessa värden i jämförelsen. Om många prover har tagits kan det vara lämpligare att göra jämförelsen med 90:e percentilen, eller det näst högsta värdet eftersom riskbedömningen baseras på ett ”troligt men dåligt” fall. Under fas 1 saknas ofta analysresultat och då måste bedömningen av föroreningsnivån baseras på uppskattningar av volym och typ av avfall som har deponerats. Arkivstudier och erfarenheter som ger kunskap om deponeringsmetod, hantering av avfall på området samt syn- och luktnyck vid fältbesök kan vara användbara vid uppskattningar av föroreningsnivå under fas 1 av inventeringen.

När risker relaterade till om föroreningsmängden är liten eller stor ska bedömas bör uppskattade mängder relateras till föroreningarnas farlighet, dvs. vad har deponerats? För ämnen med extremt hög farlighet kan blotta förekomsten av dem innebära att mängden förorening bedöms som mycket stor. Större mängder förorenade volymer bedöms generellt utgöra större risk än mindre volymer. I tabell 6 på sidan 29 i MIFO-handboken presenteras principer för indelning av mängd förorening och volym förorenade massor.

Föroreningsnivå anges i blankett C, se bilaga 3 (MIFO-handboken) samt bilaga 4 och 5 till denna publikation. Ett exempel på en ifylld blankett presenteras på sidorna 31-32 i MIFO-handboken. Här anger man i förekommande fall hur många prover som är tagna på objektet och vilka av proverna som används i jämförelserna. I blanketten ska samtliga misstänkta eller konstaterade föroreningar skrivas in. Osäkert underlag markeras med ”?”. Analysresultat som inte kan användas p.g.a. brist på jämförelsedata skrivs in på en särskild rad. Man skriver även in referenser till de data man jämför sina mätvärden med. Om jämförelsen med olika referenser resulterar i olika bedömningar kan de skrivas in i olika rutor om det framgår vilken referens som hör ihop med vilken bedömning. Slutsatserna från bedömning av föroreningsnivå skrivs in i blanketten för samlad riskbedömning. Dit förs endast de ämnen som har en hög eller mycket hög föroreningsnivå eller ämnen som har en hög eller mycket hög farlighet.

Vid bedömningen av föroreningsnivå görs en sammanvägning av tillstånd, avvikelser från jämförvärden, mängd förorening och volym förorenade massor.

Exempel på jämförelser mellan halterna av olika ämnen i lakvatten och tillstånd i grundvatten och ytvatten presenteras i bilaga 2 i rapporten ”Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier – Lakvatten och deponigas” (Rihm 2011). I brist på analysresultat kan dessa tjäna som hjälp vid bedömningen av föroreningsnivån i lakvattnet om man bedömer det sannolikt att avfallet utgörs av ”normalt kommunalt avfall”.

Intervall för metallinnehållet i kommunalt avfall (Östman 2008) redovisas i tabell 5.1. I samma tabell visas den mängd avfall som behövs för att föroreningsnivån ska bedömas som mycket hög enligt MIFO-handboken, tabell 6. Den totala mängden för denna bedömning anges till 10-tals kg för ämnen med mycket hög farlighet och 100-tals kilo för ämnen med hög farlighet. Vattenhalten i avfallet har antagits vara 60-70 % (vikt).

Tabell 5.1 Intervall för halter av metaller i kommunalt avfall sammanställda från Östman (2008) samt antal ton avfall som behövs för att föroreningsnivån ska motsvara mycket hög halt enligt MIFO-handboken. Halterna är angivna i mg/kg TS vilket motsvarar kg/1000 ton TS.

Ämne	Farlighet	Halt (mg/kg TS)	Mängd som innebär mycket hög föroreningsnivå enligt MIFO-handboken (kg)	Teoretiskt beräknad mängd avfall som medför mycket hög föroreningsnivå (ton våt vikt)
Cd	Mycket hög	0,1-12	>10	2 500-300 000
Pb	Mycket hög	80-3 900	>10	8-400
Cr	Hög	20-350	>100	900-15 000
Cu	Hög	80-2 000	>100	150-4 000
Ni	Hög	20-170	>100	2 000-15 000
Zn	Måttlig	180-6 400	>1 000	500-20 000

Tabellvärdena bör användas med stor försiktighet eftersom avfall är ett heterogent material. Tabellen ger ändå en indikation på att något tiotals eller hundratals ton kan räcka för att föroreningsmängden ska motsvara mycket hög föroreningsnivå enligt MIFO-handboken. I tabellen tas ingen hänsyn till metallernas biotillgänglighet eller till avfallets utlakningsegenskaper. Dessa är normalt mindre allvarliga vid deponier än vid andra typer av förorenade områden p.g.a. att avfallet normalt innehåller stora mängder organiskt material som binder metallerna. Detta bör man ta hänsyn till vid den samlade riskbedömningen.

Vid bedömningar av föroreningsnivån för deponier med kommunalt avfall blir den ofta hög. Resultatet från undersökningar kan dock innebära att bedömningen av föroreningsnivån revideras. Även om det ofta är omöjligt att genomföra en representativ provtagning av avfallet är det i regel frågan om stora totala volymer. Volymen får som regel uppskattas med utgångspunkt från en bedömning av deponins utbredning och djup, men det kan också finnas uppgifter om tillförda mängder. För nedlagda deponier med t.ex. schaktmassor måste föroreningsnivån bedömas med utgångspunkt från provtagning och utförda analyser. Under fas 1 har man dock sällan tillgång till analysresultat och bedömningen får då göras med utgångspunkt från avfallets art, ev. äldre flygbilder och vad som har kommit fram vid arkivstudier och intervjuer.

Även föroreningar som normalt inte betraktas som giftiga men som förekommer i stora mängder i deponier kan påverka riskklassningen. Ammonium kan via ammoniak påverka vattenlevande organismer. Klorider kan påverka känsliga vattenlevande sötvattenorganismer.

Ett sätt att bedöma saltermängderna i en deponi kan vara att undersöka om mängderna av dessa ämnen är så stora att de kan medföra att gränsvärdena för dricksvatten vid en vattentäkt (Tabell 5.2) överskrids eller att tillståndet i en sjö försämras påtagligt. För att göra detta behöver man kunskap om vilka utspädningsförhållanden som råder. Utspädningsförhållandena har även betydelse för bedömningar av eventuell akut toxicitet och bedömningar av konsekvenserna av olika åtgärder som t.ex. täckning.

Tabell 5.2 Gränsvärden för dricksvatten hos användaren (SLVFS 2001:30).

Ämne	Gränsvärde (mg/l)
Nitrat otjänligt	50
Nitrat tjänligt med anmärkning	20
Nitrit otjänligt	0,5
Ammonium, tjänligt med anmärkning	0,5
Klorid	100

Ett annat förhållande som normalt inte tas upp, men som kan medföra stor påverkan på miljön är övergödning p.g.a. lakvattnets innehåll av kväve och i vissa fall även fosfor.

Naturvårdsverket har gett ut handbok 2007:4 ”Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszonen” (Naturvårdsverket 2007) om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp i enlighet med förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Här saknas dock bedömningar av kväve. För bedömningar av närsalters påverkan kan istället Naturvårdsverkets äldre rapport 4913 ”Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag” (Naturvårdsverket 1999a) användas. I rapporten presenteras olika tillståndsklasser för fosfor- och kvävehalter i sjöar (Tabell 5.3-5.4).

Tabell 5.3 Tillstånd, totalfosforhalt i sjöar (µg/l).

Benämning	Halt, maj - oktober	Halt augusti
Låga halter	<12,5	<12,5
Måttligt höga halter	12,5-25	12,5-23
Höga halter	25-50	23-45
Mycket höga halter	50-100	45-96
Extremt höga halter	>100	Ej definierat

Tabell 5.4 Tillstånd, totalkvävehalt i sjöar (µg/l).

Benämning	Halt, maj - oktober
Låga halter	<300
Måttliga halter	300-625
Höga halter	625-1250
Mycket höga halter	1250-5000
Extremt höga halter	>5000

Eventuella saneringsåtgärder kommer normalt inte att påverka föroreningsnivån liksom förorenings-
arnas farlighet, såvida avfallet inte grävs upp och transporteras bort.

5.3 Spridningsförutsättningar

Vid en bedömning av spridningsförutsättningarna ska riskerna beaktas som beror på hur fort olika föroreningar kan spridas i olika medier och från ett medium till ett annat. En bedömning krävs således av transport- och fastläggningsprocesser. I MIFO fas 1 saknas ofta detaljerad information om de hydrogeologiska förhållandena. Bedömningarna måste då göras med utgångspunkt från topografiska och geologiska kartor, marklutningar och övriga iakttagelser vid platsbesöket. Bedömningen av förutsättningarna för spridning via yt- och grundvatten kommer därför att utgöra en central del av underlaget för riskklassningen. I MIFO-handboken beskrivs bedömningsgrunder och principer för indelning av spridningsförutsättningar på sidorna 33-40.

Skyddsåtgärder som kan påverka spridningsförutsättningarna är t.ex.:

- täckning
- lakvattenuppsamling och behandling samt avledning och dränering av yt- och grundvatten
- metangasinsamling
- avstädning.

Spridningsförutsättningarna måste bedömas såväl för dagens som för framtida markanvändning. Vid risk för översvämning i framtiden måste följaktligen även risken för ökad urlakning samt erosion beaktas. Vid beskrivningen av spridningshastigheten är det inte fråga om att exakt beräkna spridningen, vilket skulle kräva stora resurser och ett omfattande underlag. Det är snarare fråga om att med rimlig noggrannhet beskriva om föroreningsspridning pågår eller kan komma att ske, och i så fall ange storleksordningen på spridningshastigheten. För att utreda detta behövs information om:

- Deponins utbredning/lokalisering.
- Geologin under och runtomkring deponin – särskilt i närområdet nedströms. Förekomst av olika jordarter (täta, normaltäta och genomsläppliga), fyllnadsmassor, berg och så vidare. Det är även viktigt att söka kunskaper om mäktigheten för respektive lager. Om sprickzoner förekommer bör även sprickzonernas riktning och läge i förhållande till bergborrade brunnar anges om det är möjligt.
- Hydrologin under och runtomkring deponin. Förekomst av vattenförande lager, avstånd till ytvatten, typ av närrecipient (grundvatten, dike, vattendrag, sjö eller hav), djup till grundvatten, grundvattnets hastighet och strömningsriktning, grundvattenytans lutning, avstånd till vattentäkt. Risken för påverkan på bergborrade brunnar kan beröra ett större område runt deponin då pumpningen kan förändra grundvattnets naturliga strömningsriktning i berggrunden. Huvudavrinningsområde bör anges och om deponin är belägen inom ett inströmningsområde där det sker påfyllnad av grundvatten eller ett utströmningsområde där det sker en inströmning av grundvatten
- Släntlutningar. Släntlutningarna påverkar möjligheten till avrinning och därmed lakvattenproduktionen liksom risken för erosion, skred och ras.
- Föroreningarnas lokalisering idag.
- Tekniska installationer, byggnader och anläggningar inklusive vidtagna skyddsåtgärder. Här bör en beskrivning göras av dräneringar, ledningsgravar, pålar, etc. samt av nuvarande och tidigare hantering av lakvatten (ingen uppsamling av lakvatten, uppsamling i damm med eller utan rening, typ av lakvattenrening, etc.). En beskrivning bör även göras av eventuella täckningar (När och hur utfördes täckningen? Vad har den för genomsläpplighet?) och hur eventuell vegetation, sättningar och erosions-skador kan påverka täckningens funktion.
- Föroreningarnas kemiska egenskaper.

Historiskt påvisad spridning är ofta till hjälp för att uppskatta dagens och framtidens spridning. I MIFO-handboken beskrivs detta närmre. I bilaga 6 i MIFO-handboken finns en underlagsblankett (Blankett D) som kan användas som en checklista för att säkerställa att alla tänkbara spridningssätt beaktas. På sidan 41 i MIFO-handboken samt i bilaga 4 och 5 till denna publikation finns exempel på ifyllda blanketter. Med hjälp av underlagsblanketten kan man även rita en karta över påverkansområdet med en eventuell borrhålskiss.

5.3.1 Spridning till och från byggnader

Bedömningar av förutsättningarna för att föroreningar sprids till byggnader måste avse såväl befintlig som planerad framtida markanvändning.

Följande faktorer påverkar förutsättningarna för att gas och flyktiga ämnen ska transporteras från deponin in i byggnader och eventuellt spridas vidare till andra medier:

- avfallstyp – förekomst av biologiskt nedbrytbart material respektive flyktiga föroreningar
- förekomst av transportvägar för gasen (ledning, ledningsgravar, genomsläppliga lager med överlagrande täta material, m.m.)
- markens genomsläpplighet (täta, normaltäta och genomsläppliga jordarter)
- avstånd till byggnader och byggnadernas genomsläpplighet
- täcksikt (hög genomsläpplighet (sand, grus) eller låg (lera, etc.))
- konstaterad historisk spridning (rapporterade problem med gasavgång, indikationer vid tidigare provtagningar och rödrivningar i anslutning till deponin).

Spridning av föroreningar från byggnader och anläggningar är oftast inte aktuell vid nedlagda deponier. Det kan dock ha funnits byggnader eller plattor för förvaring av farligt avfall eller drivmedel. Det kan också finnas ledningar och oljeavskiljare som kan behöva kontrolleras. Spridning av föroreningar från mark till byggnader inom deponiområdet är vanligtvis inte heller aktuellt. Nedlagda deponier saknar oftast byggnader. Om området i framtiden skulle bebyggas måste den framtida spridningsrisken bedömas som mycket stor, särskilt om man beaktar riskerna med deponigas. Det kan även finnas risk för spridning av flyktiga organiska ämnen.

5.3.2 Spridning i mark och grundvatten

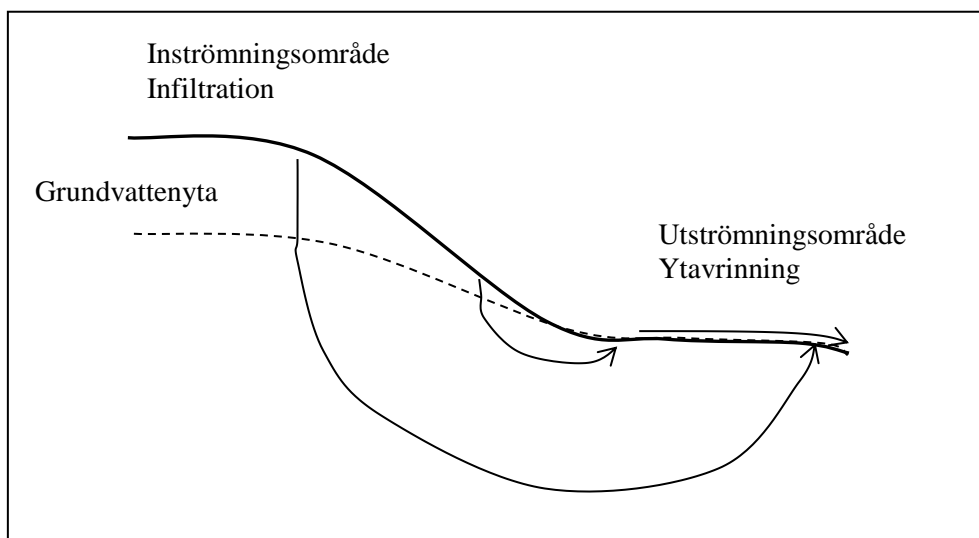
När det gäller spridning av föroreningar i mark och grundvatten är det viktigt att uppskatta ungefär hur långt föroreningarna transporteras per år. Spridning av vattenlösliga ämnen beskrivs, liksom spridning av ämnen som sprids i separat fas eller via damning.

Faktorer som påverkar spridning av föroreningar i mark och grundvatten är:

- Förutsättningar för lakvattenbildning: deponins yta, täckningens genomsläpplighet och eventuella skador (p.g.a. sättningar, erosion, vegetation, etc.), släntlutning, nederbörd, avdunstning (påverkas av vegetationen), topografi, ytavrinning, effekt av dränering, avfallens hydrogeologiska egenskaper (hydraulisk konduktivitet, kapillaritet). Verksamheter såsom snöupplag på deponin eller bevattning i området ökar infiltrationen och därmed lakvattenproduktionen.
- Markens genomsläpplighet (täta, normaltäta och genomsläppliga jordarter) och mäktigheten för respektive lager.

- Djup till grundvatten.
- Grundvattnets strömningshastighet i marklagren, lutning av grundvattenyta samt flödets riktning.
- Faktorer som kan göra att föroreningarna transporteras snabbare än beräknad grundvatten-transport bör beaktas (vattenförande lager, förekomst av sprickor i marklagren eller berg liksom tekniska installationer såsom diken, nedgrävda ledningar och konstruktioner). Om sprickzoner förekommer bör även sprickzonernas riktning och läge i förhållande till bergborrade brunnar anges om det är möjligt. Risken för påverkan på bergborrade brunnar kan beröra ett större område runt deponin då pumpningen kan förändra grundvattnets naturliga strömningsriktning i berggrunden.
- Nedbrytning samt fastläggning av föroreningar i marklagren.
- Om deponin är belägen inom ett inströmningsområde där lakvattnet kan perkolera ned till grundvattnet eller ett utströmningsområde där grundvattenströmningen är uppåtriktad så att lakvattnet späds ut av grundvattnet och avrinner som ytvatten.
- Nuvarande och tidigare hantering av lakvatten (ingen uppsamling av lakvatten, uppsamling i damm med eller utan rening, typ av lakvattenrening, etc.).
- Konstaterad historisk spridning: iakttagna sättningar, lukt och förändrad färg hos jordlager, förändrad vegetation samt provtagning och analys av ytvatten och grundvatten.

Risken för påverkan på bergborrade brunnar är större än risken för påverkan på grävda brunnar. Pumpning i bergborrade brunnar kan skapa kraftiga tryckgradienter i berggrunden vilket leder till särskilt snabb transport av berggrundvattnet i de berörda sprickorna. Grundvattnets naturliga strömningsriktning kan därmed förändras och påverka dräneringen av grundvatten (och lakvatten) i jordlagren. Om deponin är placerad i ett inströmningsområde kan lakvatten infiltrera i marken (Figur 5.1). I den omättade zonen, ovan grundvattenytan, kan vissa föroreningar fastläggas eller brytas ned medan andra transporteras oförändrade ner till den mättade zonen, grundvattnet. Med detta följer att grundvattnet nedströms kan bli förorenat och därefter förorena ytvattnet i ett utströmningsområde nedströms deponin. Om deponin däremot är belägen i ett utströmningsområde sker ingen infiltration utan lakvatten, varav en del kan bildas genom uppträngande grundvatten i deponins undre delar, avrinner som ytvatten. Spridningen av föroreningar till ytvatten sker således snabbare i utströmningsområden jämfört med om föroreningarna finns i inströmningsområden. Samtidigt minskar risken för påverkan på grundvattnet. Man bör dock observera att grundvattennivån p.g.a. minskad genomsläpplighet i botten eller i olika delar av deponin kan stiga upp i avfallet och bilda ett eget internt läckande grundvattenmagasin.



Figur 5.1 Inströmnings- och utströmningsområde, principskiss.

Om lakvattnet avrinner som ytvatten minskar möjligheterna för fastläggning och föroreningstransporten ökar vilket innebär att risken för omgivningspåverkan ökar. Sprids lakvattnet istället till grundvattnet ökar risken för en vidare spridning i grundvattenmagasinet. Med anledning av att lakvattnet har en högre densitet än ett opåverkat grundvatten bör provtagningen av grundvattenmagasinet i direkt anslutning till deponin göras på olika nivåer och ned till det första mindre vattengenomsläppliga skiktet under grundvattentytan.

Förekomsten av vegetation påverkar avdunstningen och därmed vattenbalansen. I Naturvårdsverkets handbok 2004:2 "Deponering av avfall" (Naturvårdsverket 2004), sidorna 22-23, samt i rapporten "Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier – Lakvatten och deponigas" (Rihm 2011), sidorna 14-15, finns vägledning om hur man beräknar vattenbalanser.

Spridningshastigheten för föroreningar som sprids som damm styrs av torrheten hos det översta markskiktet, vegetationstäckningen och utsattheten för vind.

Som underlag för bedömningar av spridningen av föroreningar i mark och vatten bör en grundvattenkarta med isolinjer för grundvattennivåer och strömriktningspilar tas fram. Med hjälp av kartan kan föroreningarnas spridningsväg bedömas. Den hydrauliska gradienten längs aktuella spridningsvägar kan beräknas, och med kännedom om jordmaterialet kan den hydrauliska konduktiviteten uppskattas. Därmed kan överslagsberäkningar med utgångspunkt från Darcy's lag göras av grundvattnets strömningshastighet:

$$q = K \cdot I$$

q är vattenflödet per kvadratmeter genomströmningsyta ($\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$), men kallas ofta skenbar hastighet eller Darcyhastighet eftersom sorten för q kan förkortas till m/s .

K är den hydrauliska konduktiviteten (m/s).

I är den hydrauliska gradienten (dimensionslös).

Vattnets verkliga hastighet beräknas som:

$$v = \frac{q}{n} = \frac{K \cdot I}{n}$$

där n är jordmateriallets effektiva porositet (dimensionslös).

I enlighet med tabell 7 i MIFO-handboken kan spridningsförutsättningarna bedömas utifrån vattenhastigheten, se tabell 5.5.

Tabell 5.5 Spridningsförutsättningar i mark och grundvatten.

Vattenhastighet	Spridningsförutsättningar
Ingen	Små
< 0,1 m/år	Måttliga
0,1-10 m/år	Stora
> 10 m/år	Mycket stora

Även om man under fas 1 inte har tillgång till uppmätta grundvattennivåer bör den preliminärt bedömda strömningsriktningen markeras med pilar på en karta. Strömningsriktningen får då bedömas med utgångspunkt från topografiska och ekonomiska kartor, markytans lutning, observationer av flödet i diken och vattendrag, m.m. En förenklad bedömning av spridningsförutsättningarna kan göras utifrån markens sammansättning enligt tabell 4 i MIFO-handboken (Tabell 5.6).

Tabell 5.6 Spridningsförutsättningar i mark enligt MIFO-handboken

Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Leror utan Torksprickor	Finkorniga moräner Leriga moräner Moränlera Finsilt	Grovkorniga moräner Grovsilt	Grus Sand

Spridningshastigheten för metaller och många andra ämnen som transporteras i vattenfasen i mark är ofta betydligt långsammare än själva vattenhastigheten. Eftersom en deponi innehåller en mängd olika föroreningar är det normalt svårt att bedöma hastigheten för de olika ämnena. För dioxiner som har mycket låg vattenlöslighet, kan en låg rörlighet förväntas.

5.3.3 Spridning från mark och grundvatten till ytvatten

När det gäller spridning av föroreningar till ytvatten görs bedömningar av spridningen av förorening från mark och grundvatten till närliggande sjöar eller vattendrag. Vid bedömningen av spridningen från mark och grundvatten till ytvatten bör följande faktorer beaktas:

- avstånd mellan deponin och närmaste ytvatten
- spridningsförutsättningarna i mark- och grundvatten
- avrinning via markytan, diken och dräneringssystem för dagvatten, m.m.
- höga eller varierande grundvattenlägen
- befintligt lakvattensystem – i bruk eller ej i bruk
- faktisk spridning – tillgängliga analysresultat från vattenprovtagningar.

Om förorening av ytvatten har konstaterats ska det markeras i blankett D i MIFO-handboken. Om förorening inte har konstaterats ska en ungefärlig uppskattning göras av hur många år det tar för föroreningar i mark och grundvatten att transporteras till angränsande ytvatten.

Även för spridning från grundvatten till ytvatten kan det med hänsyn till de olika spridningshastigheterna för olika föroreningar vara lämpligt att använda en förenklad modell baserad på jordart och avståndet till ytvattnet. Förutsättningar för spridning av föroreningar från mark och grundvatten till ytvatten i tabell 5.7 baseras på figur 2 och tabell 7 i MIFO-handboken.

Tabell 5.7 Förutsättningar för spridning av föroreningar från mark och grundvatten till ytvatten med utgångspunkt från kortaste avstånd till ytvatten. Baserat på en lutning av grundvattenytan på 1 %. Gäller för vatten-trogna ämnen.

Hydraulisk konduktivitet	Jordart	Små förutsättningar	Måttliga förutsättningar	Stora förutsättningar	Mycket stora förutsättningar
$>10^{-3}$	Grus				Alltid
$10^{-3}-10^{-4}$	Grov sand				Alltid
$10^{-4}-10^{-5}$	Fin sand			>5 000 m	<5 000 m
$10^{-5}-10^{-6}$	Grov grusig morän, Låghumifierad torv		>5 000 m	>500 m	<500 m
$10^{-6}-10^{-7}$	Grusig morän, Grov sandig morän, Grov silt, Medelhumifierad torv	>5 000 m	>500 m	>50 m	<50 m
$10^{-7}-10^{-8}$	Fin sandig morän, Silt, Siltig morän, Höghumifierad eller packad torv	>500 m	>50 m	>5 m	<5 m

För jordarter med lägre hydraulisk konduktivitet än 10^{-7} m/s är det vanligt att marken inte har tillräcklig kapacitet att transportera bort allt lakvatten från en deponi. Detta kommer då fram i släntfot och avrinner direkt som ytvatten. Detta kan gälla även betydligt mera vattengenomsläppliga jordarter. Med en grov vattenbalansberäkning kan man kontrollera om de transporttider och grundvattenflöden som beräknats med hjälp av k-värden, gradienter och jorddjup är rimliga eller om andra transportvägar måste finnas. Det är mycket viktigt att inventera om det finns ledningar, dräneringar eller diken som kan ge direkt transport till ytvatten.

5.3.4 Spridning i ytvatten

Bedömningar av förutsättningar för spridning av föroreningar i ytvatten görs enklast enligt MIFO-handboken, tabell 7. Där definieras spridning som hur långt spridningen av föroreningar i ytvatten sker på ett år och anges i km/år. Bedömningen sker med utgångspunkt från bl.a.:

- ytvattnets omsättningstid eller vattenhastighet och strömningsförhållande
- flöde och utspädning (till oskadliga eller mindre skadliga halter)
- förekomst av skiktningar i ytvattnet
- konstaterad historisk spridning – tillgängliga analysresultat från ytvatten- och sedimentprovtagningar.

5.3.5 Föroreningarnas utbredningshastighet i sediment

Föroreningarnas utbredningshastighet i sediment bedöms i m/år och avser halter som kan medföra negativa effekter i sediment. Se vidare i MIFO-handboken (sidorna 38-39).

5.3.6 Spridning till luft

Deponigas bildas i avfallsupplag under anaeroba (syrefria) förhållanden genom mikrobiell nedbrytning av organiskt material. Gasen är vanligtvis lukt- och färglös beroende på de höga halterna av metan och koldioxid som är lukt- och färglösa gaser. Gasen utgörs till största delen av metan (35-65 %) och koldioxid (25-40 %). Viss halt av bl.a. väte, kväve och svavelväte kan förekomma. Svavelväte har en karakteristisk lukt av ”ruttna ägg”, är giftig att andas in och mycket brandfarlig. På grund av lukten kan gasen innebära olägenheter i närheten av deponin. Närvaro av gasen gör även att teknisk utrustning för lakvattenhantering och omhändertagande av deponigas kan förstöras p.g.a. korrosion. Deponigas är brännbar vid vissa blandningsförhållanden med luft och kan orsaka explosioner i framförallt slutna utrymmen. Den metanbildande fasen kan fortgå upp till 100 år efter att deponin avslutats, men mängden gas avklingar med tiden. Metangas är även en kraftfull växthusgas. Ett utsläpp av ett kilo metan har ungefär lika stor effekt som ett utsläpp av 21 kilo koldioxid.

En bedömning av explosionsrisken bör göras med utgångspunkt från

- potentialen för metangasbildningen i avfallet,
- förekomsten av slutna utrymmen i anslutning till deponin där explosion kan ske och
- möjliga transportvägar för gasen.

Alla deponier som innehåller nedbrytbart organiskt avfall har potential för gasbildning. Gas transporteras där motståndet är lättast. Deponigasen är lätttröglig och kan leta sig fram via dräneringar, rör, ledningar och kringliggande ledningsgravar till områden långt utanför deponiområdet. Speciell uppmärksamhet måste därför ägnas åt dräneringar för husgrunder, rör och ledningsgravar. I slutna utrymmen finns framförallt två risker; explosionsrisk och kvävningrisk. Deponigas som ansamlas i

kulvertar, schakt, etc. kan antändas om metankoncentrationen är 5-15 % (volym) i luft. Även gas från deponier med liten gasbildningspotential kan resultera i explosion eller kvävning om gasen har ansamlats under lång tid i otillräckligt ventilerade slutna utrymmen. Risken för att ansamling kan uppstå kan vara störst vintertid eftersom tjälen kan försvåra gasavgång genom markytan.

I tabell 5.8 presenteras ett förslag på en förenklad bedömning av olika risker med deponigas vid nedlagda deponier.

Risker med nedlagda deponier bedöms vara så allvarliga att uppförande av bebyggelse och andra installationer inte bör utföras inom deponiområdet om inte gasbildande material tas bort. En hög gasproduktion ökar givetvis riskerna, men som nämnts ovan så man kan inte bortse från risker med deponigas även vid måttlig eller låg gasproduktion. Man bör observera att problemen kan förvärras när en deponi täcks. Den gas som tidigare kunde avgå till atmosfären kan efter täckningen tvingas ta andra vägar, t.ex. via ledningar eller ledningsgravar.

Tabell 5.8 Förslag på förenklad bedömning av olika risker med deponigas vid nedlagda deponier.

	Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Explosionsrisk	Slutna utrymmen saknas. Deponin saknar innehåll av nedbrytbart material	Slutna men ventilerade utrymmen finns på eller intill deponin	Slutna, ej ventilerade utrymmen finns på eller i deponin eller i närheten av deponin och mellanliggande jordarter är genomsläppliga och täckta med asfalt eller liknande	Deponin innehåller organiskt nedbrytbart material. Ledningar, kabelrör, ledningsgravar o.dyl. finns som medför risk för direkt spridning till slutna utrymmen
Kvävningsrisk	Nedstigningsbrunnar eller andra slutna utrymmen i närheten av deponin saknas	Nedstigningsbrunnar eller slutna utrymmen i närheten av deponin finns men är låsta	Olåsta nedstigningsbrunnar eller slutna utrymmen i närheten av deponin finns	Nedstigningsbrunnar eller slutna utrymmen i närheten av deponin är lätt tillgängliga även för barn
Påverkan på växthuseffekten	<25 000 ton blandat kommunalt avfall	25 000-50 000 ton blandat kommunalt avfall	50 000-100 000 ton blandat kommunalt avfall	>100 000 ton blandat kommunalt avfall

En annan källa till spridning av föroreningar till luft är deponibränder. Deponibränder leder till utsläpp av dioxiner och andra cancerogena ämnen. Självantändning i avfallsupplag vid deponering av brännbart avfall är inte ovanligt men förekommer praktiskt taget aldrig i nedlagda deponier. Emissionerna av miljöstörande ämnen är mycket högre vid deponibränder än vid modern avfallsförbränning.

För ytterligare information om deponigas och om användbara undersökningsmetoder hänvisas till rapporten ”Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier – Lakvatten och deponigas” (Rihm 2011).

5.4 Känslighet och skyddsvärde

I riskbedömningen ingår även en bedömning av känslighet och skyddsvärde. Känsligheten på ett objekt (byggnader/anläggningar, mark/grundvatten och ytvatten/sediment) bedöms genom att titta på vilken exponering som människor kan utsättas för idag och i framtiden och vilken känslighet eventuellt exponerade grupper av människor har. Skyddsvärdet (mark/grundvatten och ytvatten/sediment) handlar om att bedöma vilken exponering som miljön kan utsättas för idag och i framtiden och vilket skyddsvärde miljön har. Under denna del av riskbedömningen bedömer man således hur allvarligt man ser på att människor, växter och djur exponeras för föroreningar eller olycksrisker på objektet idag och i framtiden.

Naturresurser kan också ha ett skyddsvärde. Exempelvis bör en grundvattentillgång alltid anses vara skyddsvärd, även om det inte för närvarande finns någon grundvattentäkt i området. Ju senare som deponin har anlagts desto större är sannolikheten för att lokaliseringen har gjorts med viss tanke på att exponeringen på människor ska vara liten och att verksamheten inte ska påverka markanvändningen kring deponin på ett oacceptabelt sätt. Förutsättningarna i deponins närområde kan dock ha förändrats sedan deponin anlades och behovet av att kunna använda området för annan markanvändning kan ha blivit aktuellt. Den framtida markanvändningen bör om möjligt vara inriktad mot fortsatt förvaring av avfall såvida inte avfallet grävs bort. Om annan markanvändning planeras får känslighet och skyddsvärde bedömas med utgångspunkt från detta.

För att beskriva exponeringen behövs kunskap om var föroreningarna är lokaliserade idag och vart de kan spridas i halter och mängder som medför risk för negativa effekter. Det behövs även kunskap om markanvändningen på deponin och i påverkansområdet idag liksom den markanvändning som är beslutad i detaljplan eller planerad i översiktsplan (t.ex. industrimark, jordbruksmark, tätort/bebyggelse, skogsmark, parkmark, övrigt). Avstånd till bostadsbebyggelse bör anges.

Markanvändningen styr vilka exponeringsvägar som bör beaktas, vilka grupper av människor eller vilken typ av miljö som exponeras och omfattningen av exponeringen. Exempel på faktorer som påverkar risken är uttag av dricksvatten, dvs. förekomst samt avstånd till vattentäkt, om det finns en grundvattentillgång som kan utnyttjas i framtiden, odling av grödor, huruvida barn vistas inom området, om det finns en närliggande badplats, om området är planerat för bostadsändamål, om det är ett friluftsområde eller om det finns skyddsvärda arter, känsliga biotoper eller naturområden (Natura 2000-område, naturreservat, etc.)

Riskerna beror på vilken känslighet exponerade grupper av människor har och vilket skyddsvärde exponerad miljö har. Känslighet och skyddsvärde för själva deponin och för omgivningen bör bedömas var för sig eftersom det har betydelse för vilka åtgärder som är lämpliga att vidta beroende på om själva deponin, omgivningen eller båda bedöms ha hög känslighet och skyddsvärde.

Resultatet av bedömningen skrivs in direkt på blanketten för samlad riskbedömning, blankett E. Känslighet betecknas med ”K” i aktuella rutor och skyddsvärde med ”S”. I blanketten bör man också skriva kortfattat om exponeringssituationerna och den markanvändning som ligger till grund för bedömningen. I MIFO-handboken beskrivs detta närmare. I tabell 8 och 9 (sidorna 46-47), i MIFO-handboken, sammanfattas principer för indelning av känslighet och indelning efter skyddsvärde.

I samband med bedömningen av känslighet och skyddsvärde kan det vara lämpligt att göra en bedömning av vilka exponeringsvägar som innebär stora eller små risker. Det vill säga riskerna med avseende på:

- oralt intag av jord
- hudkontakt
- inandning av damm
- inandning av ångor
- intag via växter och bär
- intag av ytvatten genom misstag eller olyckshändelse. Risker som man främst behöver beakta, är att barn som leker inom området får i sig ytvatten av misstag
- intag via dricksvatten.

Bedömningarna blir styrande för behovet av olika skyddsåtgärder som t.ex. täckning. Risker i samband med oralt intag, hudkontakt, inandning av damm och intag via växter och bär bedöms kunna åtgärdas genom relativt enkla täckningsåtgärder, medan risker i samband med inandning av ångor eller dricksvattenintag kan kräva betydligt mera komplicerade åtgärder.

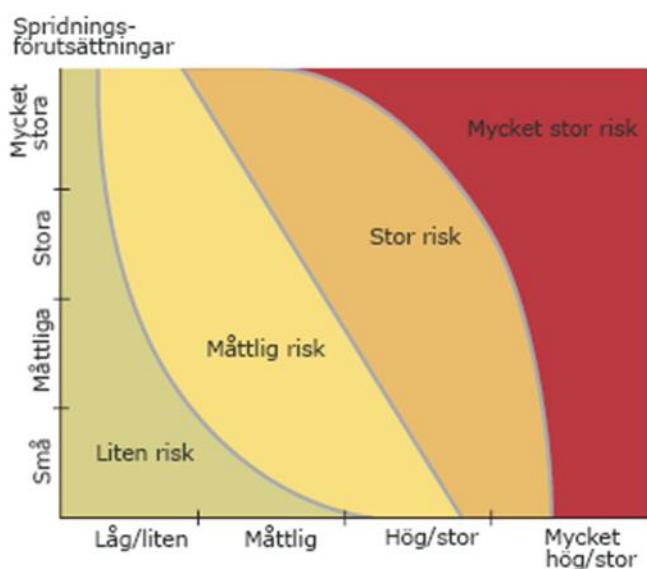
5.5 Övriga synpunkter

Det finns andra förhållanden som normalt inte beaktas vid en riskbedömning och riskklassning men som ändå kan innebära att åtgärder bör vidtas. Det kan t.ex. röra sig om otillräckliga avslutningsåtgärder med risk för skär- och sticksador, damning eller fallsador. Dessutom bör deponins potential för gasbildning bedömas. Gasen är lätttrörlig och kan även leta sig fram via dräneringar och kanaler långt ifrån deponiområdet. Även gas från deponier med liten gasbildningspotential kan resultera i explosion eller kvävning om gasen har ansamlats under lång tid i otillräckligt ventilerade slutna utrymmen.

6. Samlad riskbedömning – riskklassning

I den samlade riskbedömningen görs en sammanvägning av föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna samt känsligheten/skyddsvärdet i området på samma sätt som vid andra typer av förorenade områden. På detta sätt kan en samlad bedömning göras av de risker för människors hälsa och miljön som deponin medfört idag och kan komma att medföra i framtiden.

Schema för samlad riskbedömning



Figur 6.1 För att få informationen om riskerna mer överskådligt används en figur där spridningsrisken beträffande mark och grundvatten, sediment, byggnader och anläggningar samt ytvatten läggs in som horisontella linjer. På dessa markeras sedan föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, känslighet och skyddsvärde. Läs mer om detta i MIFO-handboken (sidorna 48-49).

Som konstaterats i kapitel 5 innehåller nedlagda deponier vanligen föroreningar med mycket hög farlighet samtidigt som avfallsvolymererna är så stora att föroreningsnivån blir mycket hög. Man bör dock notera att koncentrationerna av föroreningar i deponier med kommunalt avfall vanligen är relativt låga samtidigt som förhållandena i deponin (Rihm 2011) är sådana att utlakningen av föroreningarna är långsam. Föroreningarnas farlighet och föroreningsnivå bör därför inte väga alltför tungt i den sammalagda riskbedömningen. Annars kan riskerna överskattas så att alla deponier hamnar i riskklass 1.

Riskerna med deponigas och näringsämnen bör beaktas vid den samlade riskbedömningen och kommenteras under rubriken motivering.

Osäkerheten i underlagsmaterialet bör beaktas. Vid osäkert underlag bör riskerna bedömas vara större än när kunskapen om deponin är god.

6.1 Redovisning

Redovisning sker på blanketter i enlighet med MIFO-handboken. Till redovisningen för MIFO fas 2 bör bifogas en eller flera rapporter som beskriver vilka undersökningar som utförts, vilka undersökningsmetoder som använts och vilka slutsatser som dragits på grundval av undersökningarna. Till rapporterna bör fogas primärdata i form av analysprotokoll, protokoll från provgrovsgrävning och borringar, m.m. Några kommentarer till blanketterna återfinns nedan.

Blankett A

- Val av bransch: avfallsdeponi (klassad som deponi för inert, icke farligt eller farligt avfall), hushållsdeponi, deponi för bygg- och rivningsavfall, schaktmassedeponi, industrieponi eller annan typ av deponi. För en nedlagd deponi som finns inom ett område för en pågående industri anges primärt industrins branschtillhörighet. Om avfallet kommer från flera industrier eller om även kommunalt avfall deponerats på samma deponi kan även sekundära branschtillhörigheter anges.
- Beträffande brunnar m.m. kan dessa omnämnas i blankett A med hänvisning till blankett D där brunnarna redovisas på karta.

Blankett B

- Produktion bör avse ungefärlig deponerad mängd per år. Så långt som möjligt bör deponerad mängd eller volym anges för olika avfallsslag liksom tiden för deponering. Processbeskrivning kan innefatta slag av deponerat eller lagrat avfall, hur stor del deponerat avfall som utgörs av farligt avfall, om stora mängder avfall kommer från någon särskild industri, hur avfallet deponerats, tider för deponering av olika typer av avfall, var man börjat och slutat, eventuell behandling, om avfallet blandats om efter deponering, om förbränning förekommit, om massor har flyttats, etc. Som markanvändning kan förvaring av deponerat avfall anges under övrigt, om inte marken har något annat specifikt användningsområde.
- Markförhållanden bör avse såväl ursprunglig mark som eventuella fyllnadsmassor.
- Topografi, lutning bör avse såväl omgivningen som själva deponins topografi, släntlutningar, m.m. Kompletterande information kan också skrivas in under punkten övrigt.
- Under rubrikerna förorenade områden och förorenat grundvatten bör minst två områden anges, dels inom själva deponiområdet och dels ett eller flera påverkansområden.
- Under övrigt kan man ange uppgifter om hur olika volymer och areor uppskattats eller beräknats, så att man får en uppfattning av noggrannheten i angivna värden. Här kan också utförligare beskrivningar av lakvattenhanteringen göras.

Om man under de orienterande studierna (fas 1) får tillgång till analysresultat kan blankett C användas, men ofta måste man i fas 1 göra riskklassning utan dessa uppgifter.

Blankett C

- Uppgifter avseende mark och grundvatten bör redovisas dels för själva deponiområdet och dels för ett eller flera påverkansområden på samma sätt som i blankett B.
- I regel analyseras ett stort antal parametrar. Det bör räcka att i blanketten redovisa de som överskrider de övre gränserna för mindre allvarlig, ingen eller liten påverkan av punktkälla respektive liten avvikelse.
- Om analysresultat saknas kan fältobservationer anges.

Blankett D

- Om mätningar saknas kan fältobservationer och kartstudier användas för bedömningen.
- Förutom borrhålsskiss och karta över påverkansområdet bör följande kartor redovisas:
 - o grundvattenkarta med mätpunkter för grundvattennivåer, isolinjer och strömriktningsspilar. Även vid fas 1 bör om möjligt en grundvattenkarta redovisas även om den bara är preliminär och bygger på observationer av topografi och övriga förhållanden
 - o brunnar och brunnstyper
 - o översiktskarta med diken, bäckar och vattendrag
 - o flygfoton, gärna från olika tidpunkter om det finns.
- Under rubriken från mark till byggnader bör under övrigt anges risk för spridning av deponigas, eventuella ledningsförhållanden och explosionsrisker.

Blankett E

- I princip förekommer alla typer av föroreningar som finns i MIFO-handboken, tabell 3, om än i låga koncentrationer. De viktigaste föroreningarna kan anges under rubriken föroreningarnas farlighet.
- Föroreningsnivå: Föroreningar med låg föroreningsnivå behöver inte anges (detta då det sannolikt förekommer för många ämnen, i princip finns alla föroreningar).
- Föroreningsnivå för grundvatten bör delas upp i lakvatten och i grundvatten.
- Vid bedömningen av spridningsförutsättningar till byggnader bör metangas alltid beaktas för deponier som innehåller biologiskt nedbrytbart avfall.
- Känslighet och skyddsvärde bör anges dels för deponiområdet dels för påverkansområdet.
- Framtida markanvändning för deponin bör om möjligt vara ”övrigt: användning för förvaring av deponerat avfall”. Men det kan även finnas andra planer för markanvändningen och då bör dessa anges.

Exempel på blankettredovisning efter MIFO fas 1 och MIFO fas 2 redovisas i bilaga 4 respektive bilaga 5.

7. MIFO fas 1 – Insamling av underlagsdata

7.1 Orienterande studier – sammanställning av befintliga kunskaper och platsbesök

Inventeringen bör omfatta de deponier som inte omfattas av bestämmelserna om avslutning enligt förordning (2001:512) om deponering av avfall. Arbetet med att spåra nedlagda deponier bör fortgå tills det inte längre förekommer ett rimligt tvivel om att alla deponier som kan medföra allvarliga skador på människors hälsa eller på miljön har hittats.

I MIFO-handboken beskrivs på sidorna 67-72 ett antal steg/kontrollpunkter vid insamling av underlagsdata. Det är viktigt att alla punkterna beaktas, men graden av risk/misstanke får avgöra i vilken omfattning och med vilken noggrannhet arbetet bör bedrivas. En liten deponi behöver t.ex. inte undersökas i samma omfattning som en stor. Finns det t.ex. misstankar om att farligt avfall deponerats bör arbetsinsatsen bli större och mera noggrann än om så inte är fallet.

Ambitionsnivån för fas 1 är att blanketterna A, B, C, D och E ska fyllas i när det gäller alla delar som inte kräver fältundersökningar. Minst ett platsbesök ska genomföras som minst bör omfatta besiktning av deponiytan och hela dess periferi. Platsbesöket bör kunna begränsas till en dag.

Förutom vad som anges i MIFO-handboken bör blankett E innehålla kommentarer beträffande risker med deponigas.

7.2 Uppgiftsinsamling

7.2.1 Kartor

Både äldre och nyare jordartskartor, ekonomiska kartor, topografiska kartor, geologiska kartor och hydrogeologiska kartor kan ge värdefulla uppgifter om förhållandena vid en deponi.

Såväl geologiskt kartmaterial som annat material kan ofta erhållas direkt via olika databaser på SGU:s webbplats. Materialet uppdateras kontinuerligt och det är därför viktigt att stämma av med databaserna vid varje tidpunkt när materialet ska användas. Exempel på kartor som kan visas i SGU:s kartvisare eller laddas ned via kartgeneratoren är kartor över bergarter, jordarter, grundvattnen, geokemi och geofysik. Det finns naturligtvis även kartor i pappersformat. Några av de mest användbara redovisas nedan.

SGU:s lokala jordartskartor (metod A) trycks i skala 1:50 000. Fram till 2004 utgavs de i serie Ae, men från 2005 ingår de i serie K. De lokala jordartskartorna bygger på omfattande fältarbete och ger information om jordarternas utbredning, uppbyggnad och egenskaper. Till kartorna hör separata beskrivningar, där det dels ges en generell beskrivning av jordarternas indelning, hur de har bildats och deras egenskaper, dels en mer omfattande och detaljerad beskrivning av jordartsgeologin i det aktuella området. Här finns bl.a. förtydliganden och bakgrund till det som visas på kartan. I beskrivningen redovisas ett flertal kornstorleksanalyser på representativa jordarter och ibland andra analyser såsom kalkhalt och basmineralindex.

SGU:s regionala jordartskartor (metod B, C och G) finns i skalorna 1:50 000 och 1:100 000. Kartorna är mer översiktliga än de lokala kartorna och baseras främst på flygbildstolkning, kombinerat med fältobservationer längs bilvägar. Kartorna i serien har antingen en separat beskrivning eller en beskrivande text på kartans baksida. Fram till 2005 utgavs de i serie Ak och därefter ingår de i serie K. Det finns även kartor där delar av kartan är gjord efter metod A och andra delar efter metod C. Serien finns tillgänglig som tryckt produkt och kartorna finns dessutom som kartdatabaser.

Även den hydrogeologiska karteringen har utförts i lokal (1:50 000) respektive regional skala (1:250 000). De lokala kartorna har redovisats i serie Ag, An och numera i den s.k. K-serien. De regionala kartorna finns redovisade i serie Ah.

Den översiktliga, länsvisa grundvattenkartläggningen i skala 1:250 000 startade under senare delen av 1970-talet och täcker idag hela landet. Länskartorna, med tillhörande beskrivningar, är framför allt tänkta att användas som översiktligt planeringsunderlag i frågor som rör grundvatten, såsom dricksvattenförsörjning, plan- och byggärenden, lokalisering av industrier, vägar, rekreationsområden, avfallsupplag och grustäcker. Informationen i dessa s.k. länskartor är översiktlig och de bygger på insamling och bearbetning av relevant hydrogeologisk information från olika informationskällor. Vissa kompletterande fältarbetsinsatser har gjorts. Förutom uttagbara vattenmängder har bl.a. grundvattnets strömningsriktning och läget för grundvattendelare i isälvsavlagringar bedömts. För områden där information saknats har bedömning och klassificering avseende uttagsmöjligheter gjorts. Sådana bedömningar har i huvudsak grundats på fältbesiktning och jämförelser med information från andra liknande grundvattenmagasin. Generellt är gjorda bedömningar konservativt utförda. Då målet med ovan beskrivna kartläggning var att presentera resultaten på papper i skala 1:250 000, har ytan av vissa objekt överdrivits av kartografiska skäl.

Serie Ag omfattar hydrogeologiska kartor i skalorna 1:50 000 och 1:100 000 med separat beskrivning. Kartan har producerats med syfte att bl.a. kunna användas som underlag för enskild vattenförsörjning, för samhällets planering av dricksvattenförsörjning, avfallsdeponering och byggen av vägar, industrier m.m. och för att hitta nya vattentäcker och identifiera skyddsvärda grundvattenresurser. Kartorna producerades mellan 1971 och 1992 och bygger på fältundersökningar, där man bl.a. bestämt riktningar för grundvattenströmmar, identifierat grundvattendelare och storleksbestämt grundvattenmagasin. Denna serie har ersatts av kartor i serien An och finns endast som tryckt produkt.

Serie An innehåller grundvattenkartor i skala 1:50 000. Kartan har producerats kommunvis med samma syfte som för serie Ag. Kartorna framställdes efter fältundersökningar, där man bl.a. bestämt strömningsriktningar, identifierat grundvattendelare och bedömt uttagsmöjligheter. Den kommunala grundvattenkartan trycks inte utan kan beställas på cd, med tillhörande beskrivning, eller som utskrift i skala 1:50 000. Avgränsningar och bedömningar finns även tillgängliga i databasmiljö.

Under år 2004 påbörjades utvecklingen av den modell som idag gäller vid SGU:s hydrogeologiska kartering. Modellen omfattar bl.a. avgränsning av grundvattenmagasin och tillrinningsområden, identifiering av anslutande ytvattensystem, bedömning av grundvattnets strömningsriktning m.m. I och med den nya undersökningsmodellen frångicks det kommunvisa undersökningsområdet och fokusering sker idag på utvalda grundvattenmagasin. Samtliga avgränsningar och bedömningar inlagras i den hydrogeologiska databasen vid SGU. Därutöver framställs en skriftlig beskrivning av respektive magasin som är tillgänglig på SGU:s webbplats.

Från 2005 samlas utgivningen av SGU:s kartor och beskrivningar inom olika ämnesområden i den gemensamma serien K. Vanliga skalor är 1:50 000, 1:100 000, 1:200 000, 1:250 000 och 1:1 miljon, med separata beskrivningar alternativt beskrivning på kartan.

Från SGU kan man i mån av tillgång även erhålla kopior på fältkartor som använts som underlag för jordartskartorna. Dessa är ofta i skala 1:10 000 (ekonomiska kartor) eller 1:20 000 och kan ge en mera detaljerad bild av jordarternas utbredning.

Mera information kan erhållas från SGU:s webbplats. Här finns också möjlighet att skapa egna kartor i pdf-format i den s.k. kartgeneratorm. Vidare kan man via länken Geolagret finna vissa beskrivningar och allt fler tillgängliggörs efterhand. Databaser kan beställas från SGU:s kundtjänst.

7.2.2 Arkivstudier

I regel kan kommunens tidigare inventeringar och karteringar av nedlagda deponier utgöra en första utgångspunkt. En rikstäckande inventering utfördes i början av 1990-talet. Underlagsmaterial kan också finnas på länsstyrelsen eller på kommunens tekniska kontor, miljökontor eller på plan- och byggavdelningen. Information kan t.ex. finnas i form av gamla tillstånd, tillståndsansökningar, inspektionsrapporter, avslutningsplaner, foton, klagomål och förelägganden. Vid inventeringen kan man behöva gå långt tillbaka i tiden. Kommunernas centralarkiv är då den viktigaste källan. Protokoll och protokollsbilagor från hälsovårdsnämnd, kommunalnämnd och drätselkammare i tidigare landskommuner och städer kan ge värdefulla uppgifter om numera bortglömda deponier. Bland det som kan finnas i hälsovårdsnämndens inkommande handlingar är förste provinsialläkarens inspektionsberättelser som ofta innehåller redogörelser för förhållandena på dåtida deponier. Provinsialläkarens handlingar kan också sökas på länsstyrelsen där provinsialläkaren arbetade. Det kan också finnas användbara uppgifter bland kommunalingenjörens eller stadsingenjörens äldre handlingar. Man bör även undersöka om verksamhetsutövaren har äldre eller nyare ritningar över deponin. Det kan också finnas rapporter beträffande geotekniska undersökningar. Av speciellt intresse är ritningar över ledningar, diken och dräneringssystem, pumpanordningar eller bassänger. Ledningar kan vara svåra att lokalisera på plats och kan ibland utgöra direkta transportvägar för föroreningar.

Det är viktigt att även samla information om vilka industrier som har funnits i närområdet under deponins drifttid. Detta kan ge värdefull information om vilka typer av avfall som kan ha deponerats. Förutom arkivstudier så kan gamla telefonkataloger vara till hjälp för att finna denna information. Länsstyrelsernas databas över potentiella förorenade områden, det s.k. EBH-stödet, kan också vara en värdefull informationskälla.

Fakta om vattenförekomster som berörs kan finnas i t.ex. skyddsbestämmelser och kan ge platsspecifik kunskap om förhållandena.

7.2.3 Flygfoto

Flygfoton är ofta ovärderliga hjälpmedel för att bestämma ett upplags utbredning. En snabb överblick över ett område kan man få genom olika kartsökningstjänster (Länsstyrelsens webbplats, Gula Sidorna, Hitta.se, Eniro, m.fl.) Äldre flygbilder kan erhållas från Lantmäteriet men även hos berörd kommun. Förutom byggnader och avgränsningen av deponin vid tiden då flygfotot togs kan man ibland, beroende på flyghöjd och upplösning, se var eventuella olje- och slamlaguner varit belägna. Ibland kan man också urskilja olika upplag, t.ex. av tunnor. På flygfoton kan man även se körvägarna som kan ge upplysning om var det äldsta/youngsta avfallet kan ha deponerats.

Tidsserier av flygfoton ger mycket information om förändringar över tiden även om deponier sällan är belägna på de platser där fotografering utförts från låg höjd så att bra upplösning erhållits. Metria eller Lantmäteriet kan, med utgångspunkt från flygfoton, koordinatsätta en viss del av deponin (t.ex. en ledning, en oljelagun eller en brännrop) som man är intresserad av. Det kan vara dyrt men ovärderligt vid en eventuell provtagning.

7.2.4 SGU:s Brunnsarkiv

Brunnsarkivet innehåller data från 1976 och framåt. I brunnsarkivet lagras brunnsuppgifter som insamlats enligt Lagen om uppgiftsskyldighet (SFS 1975:424, SFS 1985:245). Brunnsarkivet innehåller uppgifter från drygt 300 000 brunnar och växer med ca 25 000 brunnar varje år. Separata databaser med uppgifter om källor och om grundvattnets beskaffenhet finns också i arkivet, liksom ett manuellt arkiv med utredningar om grundvattenförhållanden. Arkivuppgifterna används flitigt, både som praktisk upplysning till allmänhet och brunnsborrare och för forskningsändamål, t.ex. vid statistiska bearbetningar.

Direkt ur brunnsdatabasen (som är tillgänglig på SGU:s webbplats) kan man få uppgifter om:

- brunnens läge (kommun, fastighet, koordinater och ibland relativ angivelse i förhållande till byggnader)
- datum för borrning
- totaldjup
- djup till berg
- bottendiameter
- användning (värme/kyla, dricksvatten etc.)
- kapacitet uttryckt som liter per timme (anges inte alltid).

Det går också att få ut borrprotokoll från SGU som kan innehålla information om lagerföljden.

Brunnsarkivet innehåller normalt inte uppgifter om grävda brunnar.

7.3 Besök på platsen

Även om man kunnat inhämta mycket kunskap via arkivstudier, flygbilder, kartor och olika rapporter behövs ett besök på platsen. Innan besöket ska fastighetsägaren informeras. Besöket tjänar flera syften:

- verifikation av de fakta som erhållits via kartor och annat material
- inventering av markförhållanden (se sidan 71 i MIFO-handboken)
- inventering av ytförhållanden (vegetation, täckning, upplagsgränser, synligt avfall, topografi – lutning)
- inventering av ledningar
- inventering av brunnar och andra skyddsvärda objekt
- inventering av vattendrag och eventuella källsprång samt mätning av konduktivitet
- inventering av åtkomst (möjlighet att ta sig fram till olika platser med geofysisk utrustning, borrhandsvagn och grävmaskin)
- inventering av byggnader, dess ålder och skick (för att kunna lokalisera platser för mellanlagring och eventuell behandling av avfall/farligt avfall samt för eventuell lagring av kemikalier, se sidan 71 i MIFO-handboken).

Lämplig utrustning att ha med sig vid platsbesöket är:

- kartor
- kompass
- kopior av aktuella flygbilder
- kamera
- anteckningsmaterial, gärna diktafon
- ljuslod eller akustiskt lod (klucklod)
- enkelt instrument för mätning av elektrisk ledningsförmåga
- termometer
- mobiltelefon (av säkerhetsskäl).

Ytterligare utrustning som man kan ha hjälp av är:

- GPS för positionsbestämning
- stickspjut (sticksond)
- eventuell provtagningsutrustning.

7.3.1 Verifikation av fakta som erhållits via kartor och annat material

Fakta som erhållits via kartor och annan information måste verifieras genom besök på platsen. Förståelsen för de hydrogeologiska förhållandena ökar ofta markant efter ett besök på platsen. Dessutom kan nya vägar, ny bebyggelse eller andra förändringar som har tillkommit identifieras.

7.3.2 Inventering av ytförhållanden

Vid inventeringen noteras t.ex. om deponin är täckt och i så fall med vad, om det finns synligt avfall och vad det består av, om det finns risk för skär- eller sticksador eller skaderisker p.g.a. håligheter. Vidare noteras släntlutningar och andra lutningsförhållanden liksom förekomst och utseende vad gäller vegetation. Kväveläckage kan ge mycket frodig vegetation. Giftiga ämnen kan medföra kala fläckar. Skador på lite större buskar och träd kan orsakas av gifter eller deponigas som förekommer en bit ner under markytan. Ytförhållandena bör dokumenteras genom fotografering. Om möjligt görs en avgränsning i fält på så sätt att man letar upp tippkanter. Härigenom kan man sedan göra en överslagsmässig ytberäkning. Det är en fördel att använda GPS vid positionering av tippkanter och andra förhållanden så att informationen lätt kan föras över till GIS.

I den mån det finns tillräcklig tid avsatt för besöket kan ett stickspjut ge kompletterande information. Ett stickspjut utgörs av en spetsig stång med en speciellt utformad skåra vid spetsen. Genom att trycka ned spetsen, vrida om och därefter dra upp spjutet kan man ofta få upp ett litet materialprov. Man kan ofta avgöra om jordlagren består av lera, silt, organisk jord, sand eller morän. Grövre jordarter fastnar dock inte i den relativt lilla skåran. Stickspjutet kan användas för att få en uppfattning om både täckmaterial och ytliga naturliga jordar i omgivningen, normalt ned till ca 30 cm under markytan och ned till någon meter för lösare organiska jordar.

7.3.3 Inventering av brunnar och andra skyddsvärda objekt

Brunnar bör inventeras inom en radie av minst 500 m kring deponin. SGU:s Brunnsarkiv kan användas som utgångspunkt, men arkivet innehåller normalt inte äldre uppgifter (innan 1976) eller uppgifter om grävda brunnar. Vid inventeringen noteras om det är möjligt att göra vattennivåmätningar, vad som kan användas som lämplig mätpunkt, djupet till vattenytan och där så är möjligt

djupet till botten. Dessutom noteras om brunnen används för dricksvatten, bevattning, värme eller kyla. Man bör dessutom notera om fastigheten har tillgång till kommunalt vatten. Om så inte är fallet kan man utgå ifrån att fastigheten använder en brunn.

Man bör även notera om det finns kommunalt avlopp eller om det finns någon avloppsanläggning på fastigheten och i så fall dess typ och läge. I förekommande fall bör kartor tas fram för vattenskyddsområde och för närmaste vattentäkt.

7.3.4 Inventering av vattendrag och eventuella källsprång

Platsbesöket bör innefatta en inspektion längs deponins utkanter. Bäckar, diken och vattendrag noteras liksom vattnets färg, grumlighet, eventuell ytfilm och övrigt utseende. Om ytfilmen återsluter sig efter försiktig omrörning är det sannolikt fråga om en oljefilm. Om den delar sig i sjok som inte sluter sig är det sannolikt en film orsakad av t.ex. järnbakterier. Även vattenflödet bör bedömas och noteras.

Lämpliga punkter för nivåmätningar noteras för senare inmätning och avståndet till vattenytan mäts. Lämpliga punkter kan t.ex. vara överkanten på broar, trummor, rör, fasta stenar som det går att mäta från. Om lämpliga mätpunkter saknas kan rör eller stänger slås ned i marken som kompletterande mätpunkter.

Vidare bör man bedöma om ytvattnet har kontakt med grundvattnet eller inte. Kontakt bedöms finnas där vattendraget rinner genom friktionsjordar (silt, sand, grus eller morän). Kontakt bedöms inte finnas om vattnet rinner genom lera. Organiska jordar kan vara svåra att bedöma i detta hänseende.

Materialet i botten på ett dike eller mindre vattendrag kan utgöras av ett tunt lager friktionsmaterial (sediment) som underlagras av lera eller organiskt material. Om det inte är uppenbart av markförhållandena i övrigt bör bottenförhållandena därför om möjligt kontrolleras med stickspjut.

7.3.5 Mätning av vattnets elektriska ledningsförmåga och temperatur

Lakvatten innehåller en stor mängd joner, framför allt kloridjoner. Hög elektrisk ledningsförmåga (elektrisk konduktivitet, ofta benämnd endast konduktivitet) kan därför indikera påverkan av lakvatten. Man bör dock vara uppmärksam på att även andra aktiviteter, t.ex. vägsaltning, kan ge hög konduktivitet. Mätningarna kan göras med enkla konduktivitetsmätare som inte behöver vara mycket större än en penna. Mätningar görs i olika punkter längs vattendrag och i källsprång och brunnar. Det är viktigt att även mäta i några punkter som inte bedöms påverkade av deponin som kan tjänstgöra som referensvärden.

Det är framför allt skillnader mellan olika punkter som är av intresse och mätningarna behöver därför inte utföras med någon större noggrannhet i ett första skede. Syftet är att man ska kunna avgöra om ledningsförmågan är i nivå med bakgrundsvärden på platsen eller om de är förhöjda eller mycket förhöjda. Mätningarna kan på så sätt användas för vägledning om var ytterligare provtagning och analys bör ske.

Konduktiviteten är temperaturberoende och man bör därför använda ett instrument som även mäter temperaturen och automatiskt korregerar för denna. Detta är dock i regel ett standardutförande och man kan i regel även avläsa temperaturen. Temperaturmätningar kan ge indikationer på utströmningsområden. Utströmmande grundvatten är i regel kallare än ytvatten på sommaren och varmare än ytvatten på vintern.

En viktig del av inventeringen är att lokalisera eventuella utflöden av lakvatten längs deponins periferi. Ibland kan sådana utflöden vara tydliga och strömningsriktningen entydigt definierad av topografin. Sådana utflöden kan ge goda möjligheter att ta prover på lakvattnet, vilket kan innebära att grävning eller borring i själva deponin kan minskas eller undvikas.

7.3.6 Ledningar

Vid besöket bör man notera förekomst av ledningar och ledningsbrunnar. Det kan gälla slam- eller oljeavskiljare, gamla lakvatten- eller dräneringsledningar samt vatten-, dagvatten- eller spillvattenledningar som dragits genom området eller elkablar som kan utgöra potentiella läckagevägar för lakvatten eller för deponigas.

Även vid nedlagda deponier kan det förekomma överpumpning av lakvatten till kommunalt eller industriellt reningsverk. Då bör man ta kontakt med ansvarig verksamhetsutövare för reningsverket för att få information om eventuella olägenheter med överpumpningen.

7.3.7 Deponigas

Om det inte varit möjligt att hitta uppgifter om deponins storlek och vilket avfall som deponerats med hjälp av arkivmaterial får man försöka att göra en grov uppskattning vid platsbesöket. Man kan sedan göra en bedömning av gasbildningspotentialen med utgångspunkt från tabell 1 i Naturvårdsverkets handbok 2004:2 ”Deponering av avfall” (Naturvårdsverket 2004). En bedömning av risker för olyckor i samband med deponigas får göras med utgångspunkt från innehållet av nedbrytbart avfall och de transportvägar (rör, ledningsgravar m.m.) som kan finnas mellan deponin och utrymmen där en explosion skulle kunna inträffa. Ytterligare information om gassäkerhet på deponier och en förenklad riskbedömning med checklistor presenteras i Avfall Sveriges rapport D 2010:04 ”Gassäkerhet på deponier” (Avfall Sverige 2010).

7.4 Intervjuer

I många fall har det gått lång tid sedan deponierna avslutades. Det är därför angeläget att så snart som möjligt intervjua tidigare driftpersonal som fortfarande kan ha kunskaper om tidigare förhållanden. Förutom personal som skött eller ansvarat för anläggningen kan även förtroendemän, markägare och närboende tillföra värdefull information. Personer som arbetat som inspektörer, handläggare, m.fl. inom en kommun, eller länsstyrelse kan vara viktiga informationskällor. Kvaliteten på informationen kan öka om man tar med sig den man intervjuar till platsen, eller åtminstone visar gamla flygfoton, foton eller situationsplaner. En lista på frågor som kan användas vid intervjuer redovisas i bilaga 1.

De svar som erhålls måste värderas kritiskt. Det kan vara svårt att minnas deponins utbredning och var olika anläggningar varit belägna. Verksamheter kan också ha pågått efter att den intervjuade personen slutat vid anläggningen.

7.5 Utvärdering och redovisning efter orienterande studier

Efter besök på platsen bör en första utvärdering utföras. Genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighet och skyddsvärde kan en samlad bedömning göras av de risker för människors hälsa och miljön som deponin medför idag och i

framtiden. Även detta görs i. Utvärderingen och dokumentationen utförs enligt MIFO-handboken. Utvärderingen avslutas med en riskklassning där deponin förs till någon av de fyra riskklasserna:

Riskklass 1, mycket stor risk

Riskklass 2, stor risk

Riskklass 3, måttlig risk

Riskklass 4, liten risk

I blankett E skrivs även administrativa uppgifter, uppgifter som kan vara underlag för prioriteringar, eventuellt tidigare riskklassningar samt en sammanfattning av inventerarens intryck, in. Motiveringen av vald riskklass är viktig. För att få informationen om riskerna mer överskådlig används en figur, mer information om detta finns på sidorna 48-49 i MIFO-handboken. Inventerarens intryck och bedömning bör jämföras med den riskklass som bör sättas enligt figuren. Vid skillnad mellan inventerarens bedömning och bedömningarna enligt figuren kan eventuellt en justering bli aktuell, vilken då bör motiveras. Figuren ska utgöra ett stöd för inventerarens slutgiltiga riskklassning. Riskklassningen kan göras flera gånger för samma objekt om nya uppgifter tas fram eller om markanvändningen i området ändras.

När den orienterande studien i fas 1 är färdigställd och objektet är riskklassat ska en prioritering göras av vilka objekt som ska undersökas vidare i MIFO fas 2 med översiktliga undersökningar. En prioritering är av kostnadsskäl ofta nödvändig, eftersom kostnaderna för dessa undersökningar i regel är betydande.

I första hand bör man välja ut de objekt där akuta hälso- och/eller miljörisker föreligger eller där det redan förekommer påtagliga negativa effekter. I första hand väljs även objekt där deponiinnehållets farlighet, mängd och komplexitet är betydande (halterna och mängderna av föroreningar är betydande). Därutöver väljs objekt som innebär hot mot särskilt skyddsvärda eller känsliga områden och objekt med potential för långvarig och omfattande spridning av föroreningar. Även objekt där en samordning av undersökningarna är kostnadseffektiv bör prioriteras till fas 2. Det kan röra sig om deponier som ligger nära varandra och som var för sig inte bedöms vara så allvarliga men som tillsammans kan innebära risker för hälsa eller miljö.

Även objekt som är akuta från ansvarssynpunkt, t.ex. där verksamhetsutövaren riskerar att gå i konkurs, bör prioriteras till fas 2. I annat fall kan det finnas risk att det inte finns medel till undersökningar eller åtgärder om det senare skulle visa sig att riskerna är större än vad som framkom under fas 1.

Om det redan under fas 1 kommer fram sådana uppgifter att det är uppenbart att åtgärder behöver vidtas, är det inte nödvändigt att utföra översiktliga undersökningar. Undersökningarna kan då direkt utföras med den omfattning och den noggrannhet som krävs för att man ska kunna fastställa på vilket sätt och i vilken omfattning som deponin ska åtgärdas eller följas upp/övervakas.

Med tanke på de skillnader som föreligger i jämförelse med andra typer av förorenad områden bör en utförlig motivering göras varför en viss riskklass valts. I motiveringen kan man bl.a. ta upp:

- vilka osäkerheter som kan finnas kvar beträffande farlighet och föroreningsnivå även efter utförda undersökningar på grund av t.ex. avfallets heterogena egenskaper
- själva avfallets farlighet med utgångspunkt från bedömningar av koncentrationen av föroreningar samt andra ämnen som kan påverka valet av riskklass, t.ex. klorider och närsalter
- risker för bränder
- risker till följd av deponigas.

8. MIFO fas 2 – Översiktliga undersökningar

Syftet med de översiktliga undersökningarna är att skaffa tillräckliga kunskaper för att, med rimlig säkerhet, klassa om deponin eller bekräfta den tidigare klassificeringen. När det gäller deponier kan det vara lämpligt att öka ambitionsnivån något utöver den nivå som behövs för att enbart göra en förnyad riskklassning. En något utökad MIFO fas 2-undersökning kan ge tillräckligt med underlag för att besluta om vilka uppenbara enklare åtgärder som bör vidtas, utan att en fördjupad undersökning behöver genomföras. Detta gäller särskilt om deponin är någorlunda väl avgränsad. För en sådan något utökad undersökning bör ambitionsnivån vara sådan att följande kan redovisas:

Områdesbeskrivning

- översiktlig beskrivning av områdets belägenhet och topografi
- översiktlig karta över områdets belägenhet
- karta över områdets topografi, sjöar och vattendrag. Recipienter, brunnar och skyddsvärda objekt markeras
- beskrivning och karta över jordartsgeologiska förhållanden
- beskrivning och karta över bergartsgeologiska förhållanden, sprick- och krosszoner m.m.
- beskrivning av ägoförhållanden, nutida och planerad användning av mark, ytvatten och grundvatten inom området
- beskrivning av recipient, brunnar och andra skyddsvärden
- karta över mätpunkter för grundvattnet, grundvattnets nivåer och strömningsriktningar.

Beskrivning av deponin

- karta över deponins utbredning, släntlutningar m.m.
- driftperiod
- historik
- sannolikt innehåll
- uppskattad volym
- eventuell täcknings utformning och status
- förhållanden som kan innebära olycksrisker.

Utvärdering/riskbedömning

- beskrivning av kända skador och olägenheter
- beskrivning av olika möjliga exponeringsvägar
- beskrivning av yt- och grundvattenförhållanden
- beräkning av strömningstider till skyddsvärda objekt
- karaktärisering av lakvattnets beskaffenhet
- vattenbalans med beräknad lakvattenbildning
- bakgrundshalter och övrig belastning på yt- och grundvatten
- massbalans för föroreningstransport
- bedömning av risker p.g.a. deponigas.

De undersökningsmetoder som beskrivs i detta kapitel ska ses som exempel på metoder som kan användas för att uppnå den uppställda ambitionsnivån. Vilka av metoderna som behöver tillgripas beror på deponins art, omgivningens känslighet, vilken information som redan finns om deponin och de platsspecifika förutsättningarna i övrigt.

Innan fältarbetet inleds bör man göra en första utvärdering av det material som finns tillgängligt. I materialet ingår också iakttagelser från besöket på platsen. Man bör ställa sig följande frågor:

- Finns det indikationer på förekomst av speciella föroreningar som kan innebära risker vid fältarbeten?
- Finns det indikationer på speciella föroreningar som kan tjäna som igenkänningstecken för utplagets utbredning eller som spårämnen för spridning via grundvattnet?
- Vilka naturliga observationspunkter finns för yt- och grundvatten?
- Behövs kompletteringar för att kunna bedöma grundvattnets strömningsriktning?
- Vilka uppgifter finns om jordlagerföljd och lagertjocklekar?
- Finns det tätande lager/täckning som inte får eller bör penetreras?
- Finns det naturliga utloppspunkter där lakvattnet kan provtas?

8.1 Rekognosering, geokarta, provtagningsplan

8.1.1 Rekognosering

I de flesta fall är det inte möjligt att göra kompletta inventeringar vid platsbesöket i fas 1. Särskilt inventeringen av brunnar kan vara tidskrävande. I regel måste området rekognoseras mera noggrant varvid inventeringarna kan behöva kompletteras. Rekognoseringen utförs också för att kunna planera för kommande fältarbeten. Detta genom att lämpliga undersökningspunkter och transportvägar bedöms. Vid rekognoseringen kan man även dokumentera markförhållanden nedströms deponin med avseende på möjligheter att anordna lakvattenbehandling i naturliga system (mark-/växtsystem m.m.). I samband med rekognoseringen bör befintliga mätpunkter för yt- och grundvatten bedömas och vattennivåerna mätas.

8.1.2 Geokarta

Om inte tidigare framtaget kartmaterial (t.ex. kopior på fältkartor som använts av SGU som underlag för jordartskartorna) är tillräckliga tas en geokarta fram i enlighet med MIFO-handboken (sidorna 77-78).

8.1.3 Provtagningsplan

I MIFO-handboken (sidan 79) finns vägledning för framtagande av provtagningsplan. Planen bör även innehålla en preliminär grundvattenkarta med bedömningar av grundvattennivåer och grundvattnets strömningsriktning.

Val av provtagningsmedia

Materialet i ett avfallsupplag är ofta extremt heterogent både när det gäller avfallets storlek och egenskaper. Det kan finnas allt från stoft till bilvrak och betongfundament. Det är därmed svårt att bilda sig en uppfattning om avfallet med hjälp av prover eftersom det är svårt att få representativa prover.

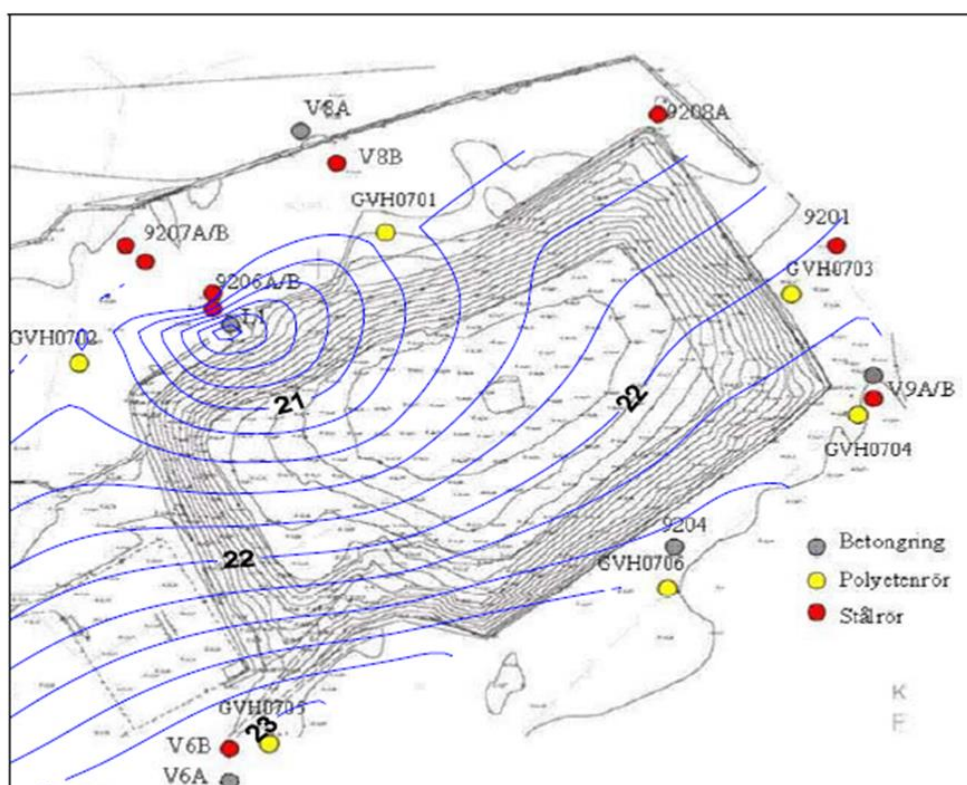
Ofta är deponier lokaliserade till lågpunkter i terrängen eller till sankta områden vilket gör det möjligt att ta prov på lakvattnet i en eller flera punkter. Screeninganalyser av lakvattnet kan användas för att identifiera vilka föroreningar som finns i en deponi och vilka spridningsrisker som föreligger. När det finns uppsamlingsdammar för lakvatten kan även analyser av sediment i dessa dammar ge värdefull information om föroreningsinnehållet.

Val av borrhöjningar och provtagningsstationer

Bedömningar av grundvattnets strömningsriktningar är avgörande för vilka undersökningsmetoder som ska tillämpas och var dessa ska utföras. Därför bör en preliminär grundvattenkarta upprättas. Så snart som möjligt bör alla tillgängliga observationspunkter för grundvatten mätas in. Grundvattennivåerna mäts sedan och sammanställs till en preliminär grundvattenkarta.

Provtagningsrör bör installeras nedströms där kartan visar lakvattnets mest sannolika strömningsväg. Provtagningsrör för referensprov installeras där kartan visar störst sannolikhet att grundvattnet inte är förorenat från deponin. Grundvattenrör bör även installeras i områden där osäkerheter finns, för att få en klarare bild av föroreningarnas spridningsväg. Dessa mätpunkter kan sedan tjäna som utgångspunkt för inmätning när observationspunkterna så småningom kompletteras med nya brunnar eller grundvattenrör. Grundvattenkartan bör successivt kompletteras allteftersom nya grundvattennivåer mäts.

Man bör vara observant på att äldre brunnar och grundvattenrör kan representera grundvattennivåer i olika grundvattenmagasin. Det är därför viktigt att notera djupet i dessa och jordlagerföljderna inom området.



Figur 8.1 Karta med isolinjer över grundvattnets nivå och strömröjningspilar. Grundvattnet strömmar vinkelrät mot isolinjerna. Det strömmar i huvudsak mot brunnen vid L1 varifrån vattnet pumpas vidare. Man ser hur en "sänktratt" bildats runt brunnen. I den nordligaste delen strömmar dock grundvattnet nordväst mot ett dike. Här finns det risk att lakvatten förorenar diket och/eller fortsätter att strömma förbi diket mot nordväst. Ytterligare grundvattennivåmätningar i diket och fler observationspunkter skulle kunna ge mer information, t.ex. om diket är dränerande för grundvattnet eller inte. Figuren är hämtad från Myrhede m.fl. (2007).

Det är en fördel om det finns möjlighet till provtagning av yt- och grundvatten vid flera tillfällen för att belysa eventuella variationer under ett år samt mellan olika år. Mätningar av konduktiviteten som utförs vid platsbesök och/eller rekognosering kan ge värdefull information om förorenings-spridningen och var ytterligare provtagning bör utföras.

Val av provtagningsmetoder

Val av provtagningsmetoder görs med ledning av kapitlet ”Översiktliga undersökningar – provtagning och fältanalyser” i MIFO-handboken. Generellt kan dock sägas att:

- provgrovar i avfallet ofta är att föredra framför borrhningar. Vid grävning av provgrovar är det lättare att visuellt få en grov uppfattning om avfallets struktur och innehåll. Aktiviteter såsom grävning och schaktning kan samtidigt leda till att eventuella täckningar skadas och tätande lager grävs igenom. Man bör därför skaffa sig så god kännedom som möjligt om de geologiska förhållandena och deponins uppbyggnad innan grävning utförs
- provtagning av lakvatten från t.ex. provgrovar, befintliga ledningar eller utströmningsområden samt av sediment i uppsamlingsdammar är viktiga för att få en bild av föroreningsinnehållet
- borrhningar ofta är att föredra utanför själva deponin för att inte störa den naturliga lagerföljden samt för att installera nya grundvattenrör.

Val av analyser

I möjligaste mån bör ISO- och EN-standardiserade analyser användas. Vissa analysmetoder som inte är standardiserade beskrivs i Naturvårdsverkets rapport 4947 ”Metodik för inventering av förorenade områden – Analys och testmetoder” (Naturvårdsverket 1999c).

Eftersom det är svårt att genomföra representativa provtagningar i deponier blir ofta analyserna av det fasta materialet i deponin av begränsat värde. Analyserna bör utföras på prover som bedömts som anmärkningsvärda (p.g.a. färg, lukt, etc.). Vilka analyser som ska utföras får bl.a. bedömas med utgångspunkt från provets utseende och eventuella lukt samt med hänsyn till deponins historia och kringliggande industriverksamhet.

Analyser av lakvatten görs i första hand för att undersöka vilka ämnen som kan lakas ur avfallet. Vattenprov tas med fördel ur rör direkt i deponin och analyseras med någon screeningmetod. Screeninganalyser kan utföras som sammansatta paket av olika standardmetoder. Screening kan också utföras ”förutsättningslöst” varvid analysdata (masspektra) från GC-MS (gaskromatografi – masspektrografi) jämförs med spektrum för olika ämnen i ett bibliotek över masspektra. Analysen blir då i första hand kvalitativ. Screeninganalysen kan sedan kompletteras med mer riktade analyser.

För ytterligare information om organiska ämnen och provtagning av lakvatten hänvisas till rapporten ”Screening av organiska ämnen i lakvatten” (Sweco 2013) som finns tillgänglig på Naturvårdsverkets webbplats.

Analys av lakvatten kan t.ex. innefatta följande:

Screeninganalyser

- trikloreten
- tetrakloreten
- vinylklorid
- BTEX
- PAH 16
- pesticider
- di(2etylhexyl)ftalat
- klorbensener
- alifatiska kolväten
- aromatiska kolväten
- tetraklorfenol
- pentaklorfenol.

Toxicitetstester

Det är viktigt att tester utförs med salttåliga testorganismer, som t.ex.:

- microtox
- nitocra sinipes.

Analys av allmänna parametrar

- pH
- elektrisk ledningsförmåga (konduktivitet)
- BOD₇
- TOC
- DOC
- klorid
- sulfat
- alkalinitet
- ammoniumkväve
- totalkväve
- totalfosfor.

Analys av metaller

- aluminium
- arsenik
- barium
- bly
- järn
- kadmium
- krom
- koppar
- kvicksilver
- mangan
- molybden
- nickel
- strontium
- vanadin
- wolfram
- zink.

Övrigt

Om olja i fri fas påträffas bör vattenprovet även analyseras med avseende på PCB. Analyserna av lakvatten bör göras på icke filtrerat prov eller dekanterat prov.

Analys av grundvatten bör minst omfatta:

- konduktivitet
- klorid
- ammoniumkväve.

Dessa parametrar kan sägas utgöra indikatorparametrar, i varje fall när det gäller deponier med hushållsavfall och blandat avfall. Om värdena är förhöjda (här kan man ha god nytta av tidigare mätningar med en enkel konduktivitetmätare) bör man komplettera med andra ämnen som analyserats i lakvattnet, speciellt sådana ämnen som förekommer i höga koncentrationer. Vid bedömningen av pH och konduktivitet bör hänsyn tas till regionala eller lokala bakgrunds nivåer. För att få information om föroreningarnas rörlighet kan det vara bra att analysera både filtrerade och ofiltrerade vattenprover, detta för att få en indikation på vad som är löst respektive partikulärt bundet.

När analysresultat beträffande grundvatten utvärderas bör man kontrollera gentemot grundvattenkartan att provpunkten är rätt placerad med hänsyn till grundvattnets strömning. Det är även lämpligt att göra en överslagsmässig bedömning av strömningstiden från deponin till den aktuella punkten för att kontrollera om det är rimligt att någon förorening kan ha hunnit transporteras dit.

Det kan ibland finnas skäl att undersöka de allmänna parametrarna ovan i någon punkt, även om förhöjda konduktivitets-, klorid- eller kvävevärden inte har noterats. Syftet kan vara att få referensvärden för eventuellt senare jämförelser, men värdena får normalt ingen inverkan på riskbedömningen eller riskklassningen.

I princip bör samma ämnen analyseras för ytvatten som för grundvatten. I ytvatten är ofta föroreningarna utspädda så mycket att halterna ligger under detektionsgränsen. Analyserna av ytvatten bör göras på icke filtrerat prov eller dekanterat prov. Det kan då vara lämpligt att använda passiva provtagare (se vidare kapitel 8.3.7).

8.2 Översiktliga undersökningar – provtagning och fältanalys

Innan grävning av provgropar eller andra fältarbeten utförs måste markägaren kontaktas. Förutom att markägaren kan ha värdefulla kunskaper om området är det lämpligt att rådgöra om hur fältarbetena kan genomföras för att undvika onödiga markskador.

8.2.1 Provgropar

Som nämnts ovan är materialet i ett avfallsupplag ofta extremt heterogent både när det gäller avfallens storlek och egenskaper. Det kan finnas allt från stoft till bilvrak och betongfundament. Det är därför svårt att bilda sig en uppfattning om avfallet med hjälp av enstaka borrhningar

Syftet med själva grävningen av provgropar är att bilda sig en uppfattning om avfallens struktur och det huvudsakliga innehållet, framför allt vad gäller innehåll av organiskt avfall och hur väl nedbrutet detta är, men även för att få en uppfattning om fördelningen mellan olika typer av avfall (t.ex. hushålls-, industri-, bygg- och rivningsavfall samt schaktmassor). Detta kan ge vägledning om framtida sättningar och potential för gasbildning. Ofta ligger nedlagda deponier i sankta områden och det

finns då goda chanser att komma ned åtminstone en bit under grundvattenytan (lakvattenytan) så att man kan sätta ut rör för vattenprovtagning och inmätning av grundvattennivå.

Om den orienterande studien inte ger skäl för annan bedömning behöver antalet provgropar inte vara så många. Normalt bör grävningen av provgropar kunna utföras under en dag (6-10 st.). För små deponier (upp till ca 0,25 ha) kan det räcka med en halv dag. I den mån kunskapen om avfallsets sammansättning är god, och det finns goda möjligheter att ta prov och analysera lakvattnet, är grävningen av provgropar sannolikt inte nödvändig eftersom den då endast ger ökad information i begränsad omfattning.

Innan provgroparna grävs bör man göra en bedömning av om avfallet kan vara avskilt från underlaget av tunna tätande lager. Om man gräver genom sådana lager finns det risk för att man skapar nya läckagevägar för lakvattnet. Bedömningar kan göras med utgångspunkt från kännedom om områdets geologi och eventuella undersökningar i närheten av deponin.

Grävningen bör ske med försiktighet, speciellt om man befarar att det finns behållare eller tätande skikt. Man bör även överväga om det finns något som indikerar att det finns risk för brand, t.ex. att brand förekommit under senare tid, om man kan se ånga som stiger upp eller notera värmeutveckling. Om sådana indikationer förekommer bör grävning inte utföras och om tecknen uppkommer under grävning bör gropen fyllas med icke brännbart material och tätas vid markytan för att förhindra att luft tillförs avfallet. På samma sätt är det viktigt att återställa eventuell täckning efter avslutad grävning och att täta även under normal grävning för att undvika brand.

Normalt kan man gräva ned till ca 4 meters djup. Beroende på materialet kan det vara svårt att gräva under grundvattenytan. Provgropen bör dokumenteras genom fotografering. Såväl provgropens sidor som det uppgrävda materialet bör fotograferas. Vid fotograferingen bör avvagningsstång, måttstock eller annan lämplig skala användas så att man får en uppfattning om gropens djup och materialets storlek.

Prov av det fasta materialet tas ut minst varje meter i djupled samt där materialet ser ”misstänkt” ut. Materialet sparas, efter samråd med laboratoriet, i lämpliga plastpåsar eller burkar för eventuell senare analys. Generellt gäller kylförvaring av proverna och rekommenderad kyltemperatur vid långtidsförvaring är + 4⁰ C. Personal ska av säkerhetsskäl (gasinnehåll och risk för ras) inte gå ned i provgropen utan provtagningen ska utföras från skopan eller från det uppgrävda avfallet.

Innan provgropen fylls igen installeras om möjligt ett provtagningsrör för mätningar av grundvattennivån och för provtagning av lakvattnet. En grov bedömning av jordmaterialets hydrauliska konduktivitet (permeabilitet) kan vid behov göras, antingen genom att materialet siktas och konduktiviteten beräknas, genom mätningar i permeameter eller genom slug-test. Röret bör vara av grov dimension så att det håller vid återfyllningen av provgropen och så att omsättning av vattnet vid provtagning underlättas. Om det finns risk för igensättning kan t.ex. en fiberduk viras som filter kring botten och slitsar på röret. För att underlätta tillrinning kan makadam eller grovt grus fyllas kring rörets nedersta del.

Vid provgropsgrävningen noteras:

- materialets sammansättning (särskilt bör man notera andel organiskt material, grad av nedbrytning, förekomst av större föremål som virke, tunnor, bilvrak, fördelningen mellan olika typer av avfall, hur ett specifikt avfall deponerats, m.m.)
- eventuella materialskikt, avfallsets mäktighet och om så är möjligt jordlagerföljder under deponin
- var och när provtagning utförts
- lukt.

I förekommande fall noteras även:

- vatteninträngning i gropen och vid vilken nivå
- tillrinning av vatten (t.ex. om gropen fylldes med vatten till ca 1 m från botten på 10 minuter)
- vattnets utseende (t.ex. mörkbrunt med tunn oljefilm)
- provgropens djup
- rörets längd
- rörets typ (material och dimensioner)
- placering av slitsar på röret.

När grävningen av en provgrop avslutats mäts gropen med grundvattenröret in. Markytan och rörets överkant avvägs varefter vattennivån i röret mäts. Lokaliseringen av provgropen bör dokumenteras genom fotografering.

8.2.2 Borrning

Som nämnts ovan kan borrningar i nedlagda deponier vara svåra att genomföra. Dels kan det vara svårt att komma ned genom betongrester, bilvrak, däck m.m., dels kan det vara svårt att bedöma upplagets innehåll eftersom man bara kan få upp relativt små prov. Provgropsgrävning ger ofta bättre resultat.

För att kontrollera spridningen av föroreningar utanför deponin kan borrningar utföras på samma sätt som för övriga förorenade områden. Borrhålen placeras utifrån en första utvärdering av grundvattnets strömningsriktning, eventuellt uppmätt förhöjd ledningsförmåga och andra förhållanden som noterats vid platsbesök och rekognosering. Geofysiska undersökningar kan vara till stor hjälp vid placering av borrhålen, särskilt om grundvattnets strömningsförhållanden är oklara. I övrigt kan borrningarna utföras enligt MIFO-handboken (sidan 87).

Lakvatten är ofta något tyngre än grundvatten, bl.a. på grund av sitt saltinnehåll. Det har därför en tendens att sjunka mot botten av en akvifär. Det är därför viktigt att provtagningsrören görs tillräckligt djupa alternativt att provtagningen görs löpande under neddrivningen av grundvattenrören eller att flera grundvattenrör installeras på olika djup under markytan. Provtagning kan också behöva utföras vid grundvattenytan för att fånga upp föroreningar som är lättare än vatten.

8.3 Kompletterande undersökningsmetoder

Andra mätmetoder, t.ex. hydrotester och geofysiska metoder, kan ge en god uppfattning om grundvattenförhållanden och föroreningsspridning. Särskilt om grundvattnets strömningsriktning är oklar bör mätningar med stångslingram övervägas och dessa kan gärna kompletteras med resistivitetsmätningar. Planeringen av geofysiska mätningar och andra undersökningarna bör samordnas. Oftast bör man göra de geofysiska mätningarna först så att tolkningarna kan ge underlag för optimal placering av borr- och provtagningspunkter. Tolkningarna av geofysiska mätdata bör alltid kontrolleras genom borrningar, vattenprovtagning och påföljande analys. Nedan följer några exempel på kompletterande undersökningsmetoder.

8.3.1 Slug-test

Genom att momentant höja vattennivån i ett undersökningsrör och därefter mäta avsänkningsförloppet av vattennivån kan man beräkna den hydrauliska konduktiviteten i nära anslutning till röret. Nivåhöjningen kan åstadkommas genom att en cylinderformad kropp med känd volym hastigt sänks ned under grundvattennivån. Efter den momentana höjningen av vattenytan registreras avsänkningen med t.ex. en tryckgivare. Med kännedom om rörets utformning kan sedan konduktiviteten beräknas. Resultatet blir ungefärligt och enbart representativt för rörets omedelbara närhet. Metoden brukar kallas slug-test.

8.3.2 Resistivitet

Elektriska resistivitetmetoder är en typ av geofysiska metoder som har använts länge för att klargöra geologiska förhållanden. Genom att utnyttja det faktum att olika geologiska material har olika förmåga att leda elektrisk ström, kan information erhållas om t.ex. lagerföljden då en elektrisk ström skickas genom jorden. Vid mätning av elektrisk resistivitet i mark använder man generellt fyra stycken elektroder som sticks ner i marken längs önskad mätsektion. Två av elektroderna används för att skicka en elektrisk ström ner i marken, medan de övriga två elektroderna används för att mäta skillnaden i potential mellan de två punkterna, dvs. spänningen. Effektivisering av mätmetoden med bl.a. användning av flera mätelektroder i mätutläggen och datorstyrd omkoppling mellan elektrodkombinationer medför att mätningarna går fortare och att man kan täcka större områden.

Ett materials elektriska ledningsförmåga är inversen av resistiviteten. Det är faktorer som mineral-sammansättning, porositet, vattenmättnad och mängden lösta joner i porvattnet som bestämmer resistiviteten i marken och motståndet mot strömmen. Resistiviteten för ett material påverkas dessutom av temperaturen. Den elektriska resistiviteten mäts i ohmmeter (Ωm) och mätdjupet för resistivitetmätningar styrs av avståndet mellan elektroderna. Ju större avståndet är mellan elektroderna desto djupare kan man mäta, men upplösningen blir lägre.

Eftersom resistiviteten inte är materialunik, och då olika material kan ha resistivitet av samma storleksordning, krävs kompletterande borringar eller dylikt för att säkerställa analysen av de geologiska förhållandena. Till metodens fördelar hör att den ger mycket information och att stora djup kan täckas in. Metoden ger en översikt av variationen i materialegenskaper inom undersökningsområdet, och ger därmed ett bra underlag för placering av detaljundersökningar såsom borring och provgrovsgrävning så att de hamnar på representativa platser. Man kan därigenom undvika att missa viktiga avvikelser som man riskerar göra med enbart borring i diskreta punkter som underlag. Även 3-D-bilder kan konstrueras. Dessa kräver dock mycket data och behöver därför mer omfattande mätningar.

Metoden är mycket användbar för översiktlig kartläggning av geologi och ger ett underlag för att identifiera olika jord och bergmaterial. Viktiga tillämpningsområden är kartläggning av grundvattenmagasin och sårbarhetsbedömningar av grundvattentäkter. Metoden har också visat sig användbar för att karakterisera deponier med olika avfallsskikt, dock med begränsningar som kan avhjälpas genom kombinerad mätning av IP (se nedan). Metoden lämpar sig väl för att upptäcka lakvattenspridning eftersom lakvatten har hög ledningsförmåga.

En nackdel är att metoden kräver kunskap och erfarenhet av den som ska tolka resultaten. Elektrisk resistivitet är ingen exakt metod som ger skarpa geologiska gränser, vilket kan vara en begränsning. Resultaten kan därför vara komplexa och svårtolkade. Metoden är robust och ger användbara resultat i de flesta geologiska miljöer, till skillnad mot elektromagnetiska metoderna sliagram, VLF och radar som är mera störningskänsliga eller materialberoende. Dock kan elektriskt ledande material i marken, som t.ex. gjutjärnsrör och järnkonstruktioner, påverka resultaten så att det försvårar tolkningen.

8.3.3 Inducerad polarisation, IP

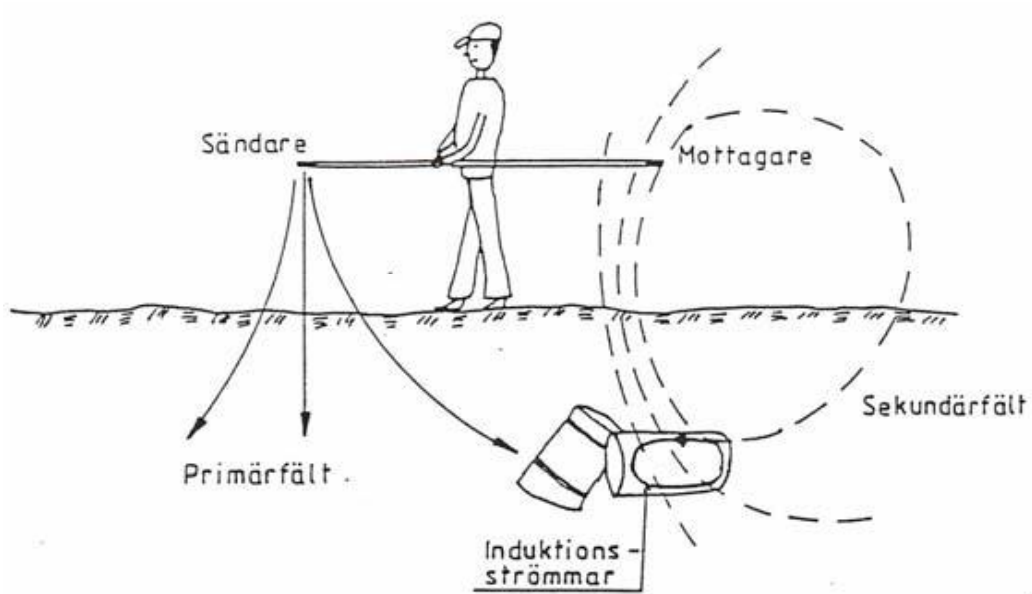
Inducerad polarisation, IP, är ett fenomen som består i att spänningen som en elektrisk ström orsakar mellan två punkter i marken inte försvinner omedelbart då strömmen avbryts, utan avklingar mer eller mindre snabbt. Detta kan mätas på liknande sätt som resistivitet. En kort puls av likström skickas ut mellan två elektroder och spänningen mäts mellan två andra elektroder, på samma sätt som vid resistivitetmätning. Genom att mäta avklingningsförloppet efter att strömmen stängts av kan man få ett mått på jordens uppladdningsförmåga (charging potential). Man kan jämföra med en elektrisk krets där resistiviteten motsvarar ett motstånd medan uppladdningsförmågan motsvarar en kondensator. Resistivitetmätningen och IP-mätningen utförs normalt samtidigt och med samma instrument och metoderna kompletterar varandra. Liksom resistivitet kräver IP stor kunskap och erfarenhet för tolkning.

Även om uppladdningsförmågan är relaterad till resistiviteten erhålls resultat som skiljer sig från resistivitetmätningens. Uppladdningsförmågan är till stor del beroende på materialstruktur på en mikroskopisk nivå. För ren lera är den vanligtvis låg medan den för en lerig sand kan vara högre, speciellt om materialet är vattenmättat. Uppladdningsförmågan för hårt berg, som gnejs och granit, är oftast låg medan det för vissa sedimentära och metamorfa bergarter kan vara högre. Vissa mineral som pyrit och grafit kan ge upphov till kraftiga IP-avvikelser. Nedgrävt avfall i gamla deponier ger också upphov till höga IP-värden vilket gör att sådana platser kan lokaliseras och avgränsas. Även redoxprocesser och kemisk utfällning i samband med förorenad mark kan ge upphov till avvikelser i IP-signaturerna. IP-fenomenen är i dagsläget inte helt utforskade men anses ha stor potential i miljösammanhang.

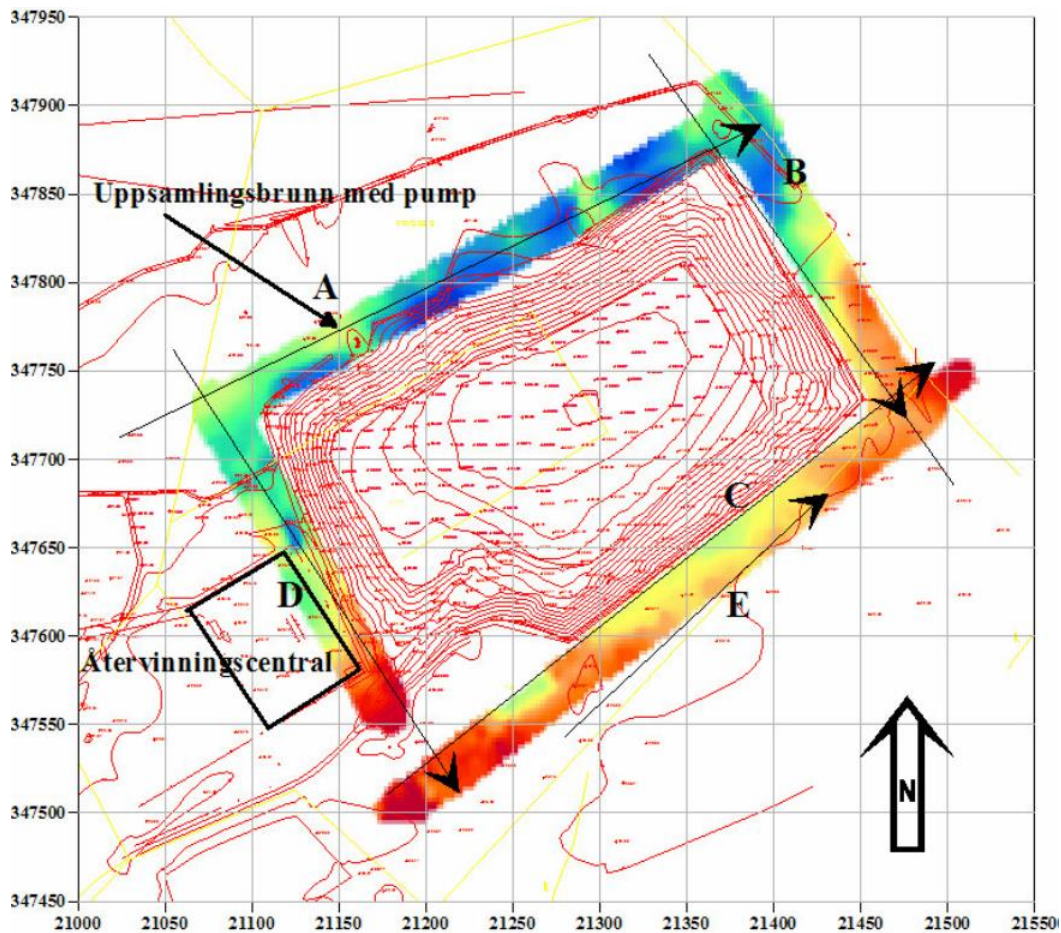
8.3.4 Stångslingram

Stångslingram är en något enklare, och därmed också mindre kostsam, geofysisk metod för kartering och lokalisering av förorenad mark och lakvatten. Den mäter, liksom resistivitetmetoderna ovan, markens elektriska ledningsförmåga. Stångslingram utnyttjar elektromagnetisk induktion. En sändare monterad i instrumentets ena ände sänder ut ett elektromagnetiskt fält. Detta primärfält tränger ned i marken och inducerar elektriska strömmar i ledande material. Induktionsströmmarna ger upphov till ett sekundärt elektromagnetiskt fält, vilket registreras i en mottagare i instrumentets andra ände. Om inget ledande material finns i närheten av stångslingramen registreras inget sekundärfält, dvs. dess styrka är noll. Över ett ledande material, t.ex. lakvatten, nedgrävda tunnor eller bilvrak, registreras däremot ett sekundärfält (en avvikelse från det normala), vars fältstyrka varierar med materialets ledningsförmåga och djup.

Vid mätningar bärs stångslingramen av en operatör. Avläsning av den elektriska ledningsförmågan i marken kan göras direkt på instrumentet. Metoden ger god upplösning av yt nära (grunda) strukturer men har begränsad djupnedträngning, typiskt i storleksordningen några meter. Nyare instrument kan använda flera olika frekvenser. Eftersom lägre frekvenser tränger djupare ned i marken kan man få en uppfattning om hur förhållandena varierar med djupet. Resultatet visar den tolkade elektromagnetiska responsen i relation till utsänt elektromagnetiskt fält.



Figur 8.2 Principskiss för mätning med stängslingram (VBB Viak 1995, i Wadstein, m.fl. 2008)



Figur 8.3 Exempel på resultat från mätningar med stängslingram vid undersökning av en nedlagd deponi på Gotland. Blå färg representerar god hydraulisk konduktivitet (låg resistivitet) vilket kan indikera utläckage av lakvatten. Jämför med figur 8.1. Figuren har hämtats från Myrhede, m.fl. (2007).

I miljösyfte används stångslingram främst för bedömning av spridning av salthaltigt lakvatten från t.ex. deponier, men kan också användas för att hitta ledande föremål, t.ex. bilvrak och nedgrävda oljefat i jorden. Stångslingramen är lättare att använda än resistivitetsmetoderna som beskrivits ovan och kan läggas i valda profiler. Metoden är ett snabbt screeningsverktyg vilket ger inledande upplysning om hydrogeologi och förekomst av föroreningar. Metoden möjliggör en selektiv uttagning av jord- och vattenprover vilket effektiviserar insamling och analys av prover. Stångslingram ger högre upplösning på grunda strukturer än resistivitet, men ger inte samma djupprofil. I områden med exempelvis elektriskt ledande konstruktioner, som elkablar, kan dessa ge störande utslag. Metoden bygger på avvikelser i jordens ledningsförmåga. Tolkningsresultatet kräver kunskap och erfarenhet liksom tolkningen av resultat från resistivitetsmätningar.

8.3.5 VLF

VLF (Very Low Frequency) bygger på samma principer som stångslingram, men istället för att man vid mätningen sänder ut egna elektromagnetiska vågor används radiovågor med låg frekvens från fasta sändare som framför allt används för militära ändamål. Eftersom vågorna har låg frekvens blir nedträngningsdjupet stort men upplösningen låg. Metoden används för att kartlägga större strukturer som vattenförande sprick- och krosszoner i berggrunden.

8.3.6 Georadar

Kortvariga radiopulser sänds ner i marken. När radiopulserna stöter på material med ändrade elektromagnetiska egenskaper uppstår ett eko som kan registreras vid ytan. Tiden mellan det att pulsen sänds och ekot registreras ger information om på vilket djup det aktuella materialet finns. Mät djupet beror på vilken frekvens som används. Lägre frekvenser ger större nerträngning men sämre upplösning. Mät djupet kan uppgå till över 30 m i material med låg ledningsförmåga medan penetrationen i material med god ledningsförmåga, t.ex. leror, kan vara begränsad till mindre än 1 meter. Metoden används därför i regel vid undersökningar i grus, sand, moräner och torv. Under vissa förutsättningar kan den även användas i silt och fyllningsmaterial.

Metoden kan användas för att kartlägga jordlagerföljder och djup till berg. I vissa fall kan metoden användas för att kartlägga vattendjup eller grundvattennivåer. Gemensamt för de flesta tillämpningar är att metoden bäst används som komplement till andra undersökningsmetoder. En vanlig tillämpning är att använda georadar för lokalisering av nedgrävda föremål som cisterner och ledningar.

En fördel med georadar är den höga mätkapaciteten, 2-4 km per dag i obanad terräng. Utrustningen dras vanligen på en släde efter en bandvagn och vållar normalt inga eller små markskador. Resultatet kan ofta primärtolkas redan i fält.

En nackdel är att nedträngningsdjup och tolkningsbarhet är beroende av det material man mäter i. Störda material som fyllnadsmaterial med heterogen sammansättning kan ge svårtolkade reflexmönster. För att uppnå god noggrannhet i djupbestämningar krävs i regel kalibreringar mot kända djup.

8.3.7 Passiv provtagning av vatten

Passiv provtagning erbjuder flera fördelar jämfört med konventionell provtagning (stick-/momentanprov). Provtagaren är utplacerad under en längre tid (ofta dagar till veckor) och ackumulerar de ämnen som ska mätas. Resultatet är ett medelvärde av koncentrationen av dessa ämnen under perioden. Därmed riskerar man inte att missa t.ex. tillfälliga utsläppsmaxima. Det finns passiva provtagare för opolära organiska föreningar (t.ex. PAH, PCB och PCDD), för polära organiska föreningar

(t.ex. läkemedelssubstanser och vattenlösliga pesticider) samt för metaller. Gemensamt för dessa tre typer av provtagare är att de syftar till att mäta den biotillgängliga koncentrationen i det undersökta vattnet, dvs. den andel som organismer kan ta upp.

För opolära organiska föreningar, t.ex. PAH, PCB och dioxiner, används en metod kallad SPMD (Semi Permeable Membrane Devices). Provtagaren består av en stålbur som kan rymma flera membran monterade i s.k. spindlar. Ett annat alternativ är att använda en betydligt mindre och enklare engångsprovtagare med plats för två korta membran. Membranen innehåller en lipid som lätt kan lösa hydrofoba ämnen. Provtagningsperiodens längd kan variera, men är ofta ca en månad. Under denna tid diffunderar organiska föroreningar i löst fas eller gasfas genom det tubformade membranet och ackumuleras i lipiden. Detta upptag liknar hur organiska miljögifter ackumuleras i t.ex. fisk. De organiska ämnena extraheras ur provtagaren för vidare kemisk analys med konventionella metoder. Utifrån detta analysresultat kan koncentrationerna i provtagningsmediet beräknas för de ämnen där upptagsdata finns tillgängliga. Om upptagsdata saknas rapporteras resultatet som mängd ackumulerat ämne.

Koncentrationen av fettlösliga ämnen i vatten är ofta så låg att kemisk analys direkt av vattenfasen är svår, men provtagaren gör det möjligt att öka koncentrationen kraftigt och därmed möjligheterna att analysera. Bioackumulering av fettlösliga organiska föreningar kan leda till koncentrationer av vissa ämnen som är giftiga för akvatiska organismer. Toxicitetstester tar inte alltid hänsyn till bioackumulering. Flera toxicitetstester har dessutom låg känslighet för många vanliga föroreningar. Därför kan man få falskt negativa resultat på tester som utförs direkt på vatten. En stor fördel med toxicitetstester är dock att de är känsliga även för ämnen man kanske inte förväntar sig i sitt vattenprov. Det kan därför vara bra att kombinera toxicitetstest med passiv provtagning.

Det finns även passiva provtagare för polära organiska föreningar i vatten, POCIS (Polar Organic Integrative Sampler). Till polära organiska föreningar hör bl.a. många läkemedelssubstanser och hydrofila pesticider. Provtagaren består av ett fast sorbentmaterial (ett pulver) mellan två membranskikt, som är monterade i en hållare av rostfritt stål. Provtagaren monteras i en stålbur (samma typ som används för opolära organiska ämnen). Polära ämnen diffunderar genom membranerna och ackumuleras i sorbenten. Efter extraktion sker analys med standardmetoder, och koncentrationerna i det provtagna vattnet kan beräknas.

För metaller finns enkla provtagare i plast som innehåller ett filter, en hydrogel och en jonbytare. Nedan beskrivs passiva provtagare för metaller baserad på DGT™-teknik (Diffuse Gradients in Thin films). Metalljoner i vattnet diffunderar genom filtret och gelen, för att sedan ackumuleras i jonbytaren. Ju längre provtagningsperiod, desto större mängd joner ackumuleras. För jonsvaga vatten kan utrustningen ligga ute upp till flera månader. Jonerna extraheras sedan ur jonbytaren med en syra, och kan bestämmas med ICP-AES (induktivt kopplad plasma med atomemissionspektrometer) eller ICP-MS (induktivt kopplad plasma med masspektrometer). Om vattentemperaturen och provtagningsstiden är kända kan koncentrationen av respektive metall i vattnet beräknas.

Metalltoxicitet är starkt influerad av de komplexreaktioner som sker i naturliga system. I många fall skiljer sig den för akvatiska organismer tillgängliga halten av spårmetaller både från totalhalt och löst halt. Vid provtagning med passiva provtagare blir partikulära och starkt komplexbundna metaller exkluderade på ett sätt som motsvarar deras otillgänglighet för biota. Provtagaren ackumulerar endast den s.k. labila fraktionen av metaller i vattnet (dvs. fria metalljoner och svagt komplexbundna metaller) som antas vara den andel som organismer kan ta upp.

Förutom de ovan beskrivna provtagarna finns flera andra passiva provtagare för sediment och jord. Dessa kan vara utformade som platta stickor som förs ned i sedimentet eller vara designade för att användas i skaktester som utförs på jord- eller sedimentprover.

8.3.8 Mätning av deponigas

Mätning av deponigas kan ge viktig information för bedömningen av riskerna vid en deponi.

För ytterligare information om olika metoder för att mäta metangasemissioner hänvisas till rapporten ”Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier – Lakvatten och deponigas” (Rihm 2011).

8.4 Utvärdering och redovisning

Utvärdering och redovisning av MIFO fas 2 görs på liknande sätt som för fas 1 (se kapitel 6). Efter de undersökningar som utförs i fas 2 har man ett betydligt bättre underlag för riskklassning än efter fas 1. Utvärderingen avslutas med en förnyad riskbedömning. Antingen verifieras den bedömning som gjordes under fas 1 eller så ges objektet en ny riskklass.

Referenser

- Avfall Sverige (2010). *Gassäkerhet på deponier*. Rapport D2010:04, Avfall Sverige.
- CCME (2014). *Canadian Water Quality Guidelines for the protection of aquatic life*, summary table at www.ccme.ca, Canadian Environmental Quality Guidelines.
- Grip H., Rodhe A. (1985). *Vattnets väg från regn till bäck*. Forskningsrådets Förlagstjänst, ISBN 91-86344-17-X.
- Helsingborgs stad (2007/2008). *Nedlagda deponier – inventering och riskbedömning*. Helsingborgs stad.
- Länsstyrelsen Gävleborg (2009). *Förorenade områden i Gävleborgs län – Inventering av branschen, kommunala deponier*. Rapport 2009:9, Länsstyrelsen Gävleborg.
- Länsstyrelsen Dalarna (2008). *Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. Nedlagda kommunala deponier*. Rapport 2008:14, Länsstyrelsen Dalarnas län.
- Myrhede E., Mossmark F., Håkansson K. (2007). *Översiktlig miljöteknisk utredning, Hemse deponi*. Rapport till Gotlands kommun, arbetsnummer 06035, Geo Innova.
- Naturvårdsverket (1986). *Kartering av äldre avfallsupplag – Redovisning av resultat*. Rapport 3164, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1990a). *Gamla avfallsupplag – Metodik för inventering och riskklassning*. Rapport 3857, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1990b). *Inventering och riskklassning av äldre avfallsupplag, Växjöprojektet*. Rapport 3858, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1990c). *Översiktlig undersökning av avfallsupplag - Metodutveckling och tillämpning med exempel från Östergötland*. Rapport 3859, Naturvårdsverket rapport.
- Naturvårdsverket (1993). *Metangas från avfallsupplag – Åtgärder för att minska utsläppen*. Rapport 4271, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1995). *Föroreningar i deponier och mark – Ämnens spridning och omvandling*. Rapport 4473, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1999a). *Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1999b). *Metodik för inventering av förorenade områden*. Rapport 4918, Naturvårdsverket (MIFO-handboken).
- Naturvårdsverket (1999c). *Metodik för inventering av förorenade områden – Analys och testmetoder*. Rapport 4947, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2001). *Avfallsdeponiers påverkan på växthuseffekten – Metanemissioner, åtgärder och uppföljning*. M2001/1998/Mk, Dnr 501-2832-01, Naturvårdsverket.

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

Naturvårdsverket (2007). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszonen*. Handbok 2007:4, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier*. Faktablad 8306, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2009a). *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och Vägledning*. Rapport 5976, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2009b). *Att välja efterbehandlingsåtgärd – En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. Rapport 5978, Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2012) *Efterbehandlingsansvar. En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis*. Rapport 6501, Naturvårdsverket.

Rihm, T. (2010). *Inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier*. Dnr 2-0902-0098, Statens geotekniska institut, Linköping.

Rihm, T. (2011). *Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier. Lakvatten och deponigas*. Dnr 2-0902-0098, Statens geotekniska institut, Linköping.

Sundquist, J-O., Palm, D. (2010). *Miljöpåverkan från avfall – Underlag för avfallsprevention och förbättrad avfallshantering*. Rapport B1930, IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

Sweco (2013). *Screening av organiska ämnen i lakvatten*. Rapport Naturvårdsverket, Sweco Environment.

Wadstein, E., Axelström, K., Larsson, L., Nilsson Påledal, S., Stark, M. (2008). *Bättre markundersökningar. Delprojekt 1. In situ-metoder för undersökningar av förorenad mark*. Varia 591, Statens geotekniska institut, Linköping.

Östman, M. (2008). *Ageing Landfills – Development and processes*. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Bilagor 1-5

1. Ordlista
2. Författningar
3. Exempel på frågor vid intervjuer
4. MIFO Fas 1, exempel på ifyllda blanketter
5. MIFO Fas 2, exempel på ifyllda blanketter



Bilaga 1. Ordlista

Här förklarar vi de viktigaste begreppen, termerna och uttrycken som vi använder i publikationen. Flera av termerna definieras i olika lagtexter som avfallsförordningen, miljöbalken och deponeringsförordningen. Andra definitioner är däremot inte allmänt vedertagna och kan därför ha en delvis annan innebörd i andra sammanhang.

Avfall	Med avfall avses enligt 15 kap. 1 § miljöbalken varje föremål eller ämne som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.
Avslutad deponi	En deponi, eller en del av den, anses avslutad först när slut-täckningen har inspekterats genom tillsynsmyndighetens försorg och tillsynsmyndigheten godkänt den enligt 32 § förordning (2001:512) om deponering av avfall. Enligt övergångsbestämmelser i förordningen tillämpas bestämmelserna inte på deponier där verksamhetsutövaren före den 16 juli 2001 har slutat lägga avfall på deponin och har vidtagit de åtgärder som i övrigt krävts för att avsluta den.
Biokoncentration	När förhöjda halter av en substans uppträder i organismer i förhållande till omgivningen, brukar det kallas att substansen bioackumuleras. När upptaget sker i vattenlevande organismer från vattnet benämns det biokoncentration.
Biotillgänglighet	Mått på hur lätt ett ämne, till exempel ett näringsämne eller ett miljögift, tas upp av levande organismer. Ett ämne måste vara biotillgängligt för att kunna bioackumuleras (lagras i levande organismer) och biomagnifieras (anrikas uppåt i näringskedjorna).
Biologiskt nedbrytbart avfall	Med biologiskt nedbrytbart avfall avses enligt 3 § förordning (2001:512) om deponering av avfall allt avfall som kan brytas ned utan tillgång till syre (anaerobt) eller med tillgång till syre (aerobt).
Biota	Den levande faunan och floran inom ett område.
BOD	Biological Oxygen Demand; syre som åtgår vid biologisk nedbrytning.

BTEX	Enkla aromatiska kolväten som består av bensen, toluen, etylbensen och xylen.
COD	Chemical Oxygen Demand; syre som åtgår vid oxidation med ett starkt oxidationsmedel, vanligen kaliumdikromat (COD _{Cr}) men även kaliumpermanganat (COD _{Mn}).
Deponering	Enligt 5 § avfallsförordningen (2011:927) definieras deponering som ett bortskaffningsförfarande vilket innebär att avfall läggs på en upplagsplats för avfall (deponi).
Deponigas	Med deponigas avses enligt 3 c § förordning (2001:512) om deponering av avfall gas som genereras från det deponerade avfallet. Deponigasen består till största delen av metan och koldioxid.
DOC	Dissolved Organic Carbon; löst organiskt kol. Egentligen bestämning på samma sätt som TOC men efter det att vattnet filtrerats genom ett 45 µm filter.
Driftfas	Enligt 3 d § förordning (2001:512) om deponering av avfall definieras driftfasen som del av den aktiva fasen som omfattar tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi fram till dess att deponin är sluttäckt.
EBH-stödet	Länsstyrelsernas gemensamma databas över potentiellt och konstaterat förorenade områden i Sverige. I databasen registreras alla områden som misstänks vara förorenade. Databasen är uppbyggd för hela arbetet med förorenade områden från identifieringsfasen till åtgärdsfasen.
Efterbehandlingsfas	Enligt 3 d § förordning (2001:512) om deponering av avfall definieras efterbehandlingsfasen som del av den aktiva fasen som omfattar tiden för aktiva åtgärder för utsläppsbegränsning och kontroll efter driftfasen.
Förorenat område	Enligt Naturvårdsverkets rapport 4918 ”Metodik för inventering av förorenade områden” definieras ett förorenat område som ett område, deponi, mark, grundvatten eller sediment som är förorenat vars halter påtagligt överskrider lokal/regional bakgrundshalt.
Hydraulisk konduktivitet	Ett materials förmåga att släppa igenom vatten.

Jämförvärde	Jämförvärdet för en parameter representerar idealt ett naturligt tillstånd utan mänsklig påverkan enligt Naturvårdsverket rapport 4918 ”Metodik för inventering av förorenade områden”. I praktiken är dock oftast jämförvärdena baserade på observationer i mindre påverkade områden (bakgrundsvärden). På grund av att flera parametrar har en stor naturlig variation är i många fall jämförvärdena olika för olika regioner eller naturtyper.
Kolloid	Ett ämne som är mycket finfördelat i ett annat medium. Kolloidala system påträffas i t.ex. jordar, målarfärger, dimma, rök och mjölk.
Kommunal avfallsplan	Styrdokument med mål och inriktning för avfallshanteringen i kommunen. Av 15 kap. 11 § miljöbalken följer att det ska finnas en kommunal avfallsplan. Avfallsplanen ska innehålla uppgifter om avfall inom kommunen och om kommunens åtgärder för att minska avfallens mängd och farlighet. Enligt 6 § Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd (NFS 2006:6) om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning ska planen även innehålla uppgifter om deponier som inte längre tillförs avfall eller som inte längre används för detta ändamål (nedlagda deponier) inklusive uppgifter om nedlagda privata deponier.
Kommunal deponi	Deponi för avfall som har samlats in av kommunen, även om huvudman för anläggningen är ett bolag
Kommunalt avfall	. Avfall som normalt tagits emot vid en kommunal deponi, t.ex. hushållsavfall, bygg- och rivningsavfall och blandat avfall från verksamheter, men inte branschspecifika avfall som bark, slagg, fiberslam och liknande.
Konduktivitet	Ledningsförmåga. Ett materials förmåga att leda vatten benämns vanligen hydraulisk konduktivitet. Både elektrisk ledningsförmåga och hydraulisk konduktivitet benämns ibland bara som konduktivitet.
Lakvatten	Definieras i 3 c § förordning (2001:512) om deponering av avfall som vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi.
MIFO	Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden. Metodiken används för riskklassning. MIFO är en förkortning av Metodik för Inventering av Förorenade Områden.

MIFO-handboken	Naturvårdsverkets rapport 4918 ”Metodik för inventering av förorenade områden”.
Miljöfarlig verksamhet	<p>Miljöfarlig verksamhet definieras i 9 kap. 1 § miljöbalken. Med miljöfarlig verksamhet avses</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. utsläpp av avloppsvatten, fasta ämnen eller gas från mark, byggnader eller anläggningar i mark, vattenområden eller grundvatten, 2. användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för människors hälsa eller miljön genom annat utsläpp än som avses i 1 eller genom förorening av mark, luft, vattenområden eller grundvatten, eller 3. användning av mark, byggnader eller anläggningar på ett sätt som kan medföra olägenhet för omgivningen genom buller, skakningar, ljus, joniserande eller icke-joniserande strålning eller annat liknande.
Miljökvalitetsnorm (MKN)	Anger förorenings- eller störningsnivå som efter en viss tidpunkt inte får eller bör över- eller underskridas eller som ska eftersträvas. En miljökvalitetsnorm kan omfatta ett visst geografiskt område eller hela landet. Regeringen föreskriver vilka normer som ska gälla i landet.
Nedlagd deponi	I 6 § Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd (NFS 2006:6) om innehållet i en kommunal avfallsplan och länsstyrelsens sammanställning beskrivs nedlagda deponier som deponier som inte längre tillförs avfall eller som inte längre används för detta ändamål. I denna publikation används begreppet äldre nedlagda deponier för att benämna nedlagda deponier som inte omfattas av deponiförordningen.
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten. Exponering för PAH kan medföra ökad risk för cancer.
PCB	Polyklorerade bifenylter. Höga halter av PCB kan påverka utvecklingen av hjärnan och nervsystemet, vilket bl.a. kan ge beteendestörningar. Ämnena misstänks också påverka immunförsvaret, fortplantningsförmågan, hormonsystemet samt orsaka cancer.
PCDD	Polyklorerade dibensodioxiner. Ofta används förenklat begreppet dioxiner. Höga halter av dioxiner kan påverka utvecklingen av hjärnan och nervsystemet, vilket bl.a. kan ge beteendestörningar. Ämnena misstänks också påverka immunförsvaret, fortplantningsförmågan, hormonsystemet samt orsaka cancer.

Preventiva åtgärder	Med preventiva åtgärder avses skyddsåtgärder som syftar till att förebygga, hindra eller motverka skador eller olägenheter för människors hälsa eller miljön.
Provning	Definieras i 3 § Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall som bestämning av en eller flera egenskaper enligt en rutin exklusive provtagning. Inkluderar provberedning, analys och utvärdering, t.ex. jämförelser med rikt- eller gränsvärden, men inte provtagning. Utförs i enlighet med en rutin.
Reperativa åtgärder	Med reperativa åtgärder avses att avhjälpa skador som en verksamhet har orsakat i sin omgivning.
Resistivitet	Resistivitet beskriver ett materials motstånd mot att leda ström, dvs. materialets isolerande förmåga.
Riskbedömning	Den process som används för att identifiera och kvantitativt eller kvalitativt ta ställning till de risker med avseende på människors hälsa, miljön eller naturresurser som ett förorenat område kan ge upphov till. Utgör underlag till åtgärdsutredning och riskvärdering.
Risiklassning	En översiktlig form av riskbedömning som görs i samband med inventering enligt MIFO. Vid inventeringen riskklassas ett potentiellt eller konstaterat förorenat område utifrån en fyrgradig skala. Riskklassningen är ett hjälpmedel som är tänkt att ligga till grund för prioriteringar och beslut om eventuella vidare undersökningar.
Risikvärdering	En jämförelse av lämpliga åtgärdsalternativ för ett enskilt efterbehandlingsobjekt där önskvärd riskreducering ställs mot tekniska och ekonomiska möjligheter samt allmänna och enskilda intressen. Utgör underlag för slutligt val av åtgärder.
Screeninganalys/metod	Riktade översiktliga inventeringar (alt. i vissa fall bred karaktärisering av en matris) med syfte att identifiera de kemiska ämnen som kan innebära risker för människors hälsa och miljön. Metoden syftar till att få en uppfattning om förekomsten av ett ämne/ämnesgrupper i miljön och vilka ämnen som kan behöva studeras ytterligare.

Sluttäckning	Definieras i 3 c § förordning (2001:512) om deponering av avfall som samlade term för en permanent övertäckning av en deponi som kan bestå av utjämningskikt, avjämningskikt, tätskikt, dräneringskikt och skyddsskikt.
Sorbent	Ett material som adsorberar vätskor och gaser.
TOC	Total Organic Carbon; totalt organiskt kol.
Täckskikt	Det skikt som anläggs ovan en deponis tätskikt. Utgörs vanligtvis av ett dräneringskikt och ett skyddsskikt som även inbegriper ett växtetableringskikt.
U-verksamhet	Miljöfarlig verksamhet som inte omfattas av tillstånds- eller anmälningsplikt enligt miljöprövningsförordningen (2013:251). Tillståndspliktiga verksamheter är antingen A- eller B-verksamheter och anmälningspliktiga verksamheter är C-verksamheter.
Vattentrogna ämnen	Ett vattentroget ämne följer i det närmaste grundvattnets strömningsriktning och hastighet. Ämnet kan därför transporteras långt från föroreningskällan och nå känsliga recipienter. Vattentrogna ämnen bryts inte ned och minskar inte med tiden. Exempel på vattentrogna ämnen är metyl-tert-butul-eter (MTBE), natriumklorid och kalciumklorid.
Verksamhetsutövare	Den som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd.
VOC	Volatile Organic Compounds; flyktiga organiska ämnen

Bilaga 2. Författningar

MB	Miljöbalken (1998:808)
MP	Lag (1998:811) om införande av miljöbalken
Deponeringsförordningen	Förordning (2001:512) om deponering av avfall
FMH	Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
FVE	Förordning (1998:901) om verksamhetsutövares egenkontroll
NFS	Naturvårdsverkets författningssamling
SLVFS	Livsmedelsverkets författningssamling
SGU-FS	Sveriges geologiska undersöknings författningssamling

Bilaga 3. Exempel på frågor vid intervjuer

- 1) När startade deponeringen?
- 2) När avslutades den?
- 3) Hur var deponin avgränsad (staket, grindar, bommar eller liknande)?
- 4) Hur gick betalningen till (kontant, fakturering)?
- 5) Journalfördes avfallsslag och mängder? Kan det finnas anteckningar kvar?
- 6) Vilka typer av avfall deponerades?
 - a. Hushållsavfall
 - b. Trädgårdsavfall
 - c. Askor
 - d. Slagger
 - e. Industriavfall
 - f. Byggnads- och rivningsavfall
 - g. Schaktmassor
 - h. Slam från avloppsreningsverk
 - i. Slam från industrier
 - j. Farligt avfall
 - k. Bilvrak, uttjänta maskiner eller annat skrot
- 7) Deponerades något avfall i särskilt stora mängder (t.ex. bark, aska slagg eller liknande)?
- 8) Vilka större industrier fanns i närområdet?
- 9) Fanns det gropar eller laguner för
 - a. Slam från avloppsreningsverk
 - b. Slam från gatubrunnar
 - c. Slam från industrier. Vilken typ av industri?
 - d. Smörjoljor och liknande
 - e. Andra typer av slam
- 10) Var var groparna belägna?
- 11) Har det funnits uppställningsplatser för oljefat eller andra kemikalier? Var?
- 12) Har det funnits oljeavskiljare? Var?
- 13) Har någon stor brand förekommit?
- 14) Har öppen bränning av avfall förekommit?
- 15) Har deponering av kemikalier förekommit? Vilka?
- 16) Har deponering av tunnor förekommit?
- 17) Har lakvatten samlats upp? Hur?
- 18) Har det funnits ledningar för lakvatten? Var?
- 19) Har det funnits ledningar för bortledning av dränvatten?
- 20) Har lakvattnet behandlats? Hur?
- 21) Har det funnits brunn för renvatten till personalbyggnad, fordonstvätt eller liknande? Var?
- 22) Har det funnits undersökningsrör eller brunnar för grundvattenkontroll? Var?
- 23) Gjorde personalen mätningar i rören?

Bilaga 4. MIFO fas 1, exempel på ifyllda blanketter

Objekt Nedlagd deponi, Edstippen		Upprättad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2005-12-22
IDnr F0382-0289	Kommun Östhammar	Senast reviderad (namn) Gudrun Sjöberg Gudrun Robinson	(datum) 2006-02-03 2008-06-27

Inventeringens namn	Deponi i Östhammars kommun
Dossiernummer	
Preliminär riskklass enligt BKL	
Inventeringsfas enligt MIFO	1

Bransch

Bransch	Kommunal avfallsdeponi
Branschkod	
Anteckning för bransch	

Geografisk information

Län (namn, kod)	Uppsala län	03
Kommun (namn, kod)	Östhammar	0382
Topografiska kartan		
Ekonomiska (gula) kartan		
Områdets/fastighetens koordinater (rikets nät)	X: 6685584	Y: 1641181 Z:
Fastighetsbeteckning (enl. CDF)		

Kontakter och referenser

Byggnader och anläggningar (översiktligt):	
Objektets besöksadress	
Nuvarande verksamhetsutövare (namn och adress)	
Tidigare verksamhetsutövare (namn och adress)	
Nuvarande fastighetsägare (namn och adress)	
Kontaktpersoner med adress hos tillsynsmyndighet eller dylikt	Östhammars kommun
Områdets/fastighetens storlek (m ²)	

Tidigare utredningar listas om sådana finns	(1) Miljöteknisk markundersökning utförd av Structor Stockholm, 2008-06-12, Structors ref.nr M800004. (2) Se arkiv hos Östhammars kommun: PM Föreordnad mark öKv Mosippan/Backsippan Majvägen Östhammars kommun, Bjerking AB, uppdragsnr 29078, 2005-04-18. (3) Se Lst Dnr 240-5292-95, Kartering av äldre avfallsupplag i Östhammars kommun år 1983, 1995-08-30.
Andre källor, ange vilka och var de finns	(1) Se Lst Dnr 577-8657-05, Inventering av nedlagda deponier i Östhammars kommun enligt MIFO fas 1. (2) Flygfotografier från åren 1960 och 1971, arkiverat hos Östhammars kommun
Fixpunkter (placering)	
Brunnar/undersökningsrör (läge, skick och typ)	

Objekt Nedlagd deponi, Edstippen		Upprättad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2005-12-22
IDnr F0382-0289	Kommun Östhammar	Senast reviderad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2006-02-10

Fältbesök (namn och datum)	Jonas Andersson (Östhammars kommun)	1983-04-27
Fältbesök (namn och datum)	Gudrun Sjöberg (Länsstyrelsen)	2005-10-10

Verksamhetsbeskrivning

Anläggningens status	Nedlagd före 1969
Anläggningsområdets tillgänglighet	Öppet
Verksamhetstid (ungefärligt antal år)	
Driftstart (år)	1955
Driftslut (år)	1966
Antal miljöstörande verksamhetsår	
Produktion (produkt, mängd och om möjligt årtal för produkter)	
Beskrivning av nuvarande processer (översiktligt)	Gräsyta som främst används som fotbollsplan
Beskrivning av tidigare processer (översiktligt)	Kommunal avfallsdeponi med deponering av hushållsavfall (se ref kartering år 1983). Tippningen påbörjades i juni år 1955 och avslutades år 1966 då tippningen övergick till Hökhuvudstippen. Förr fanns på platsen en byggnad med lastkaj för mottagning av sopor. Enligt muntliga uppgifter tippades allt möjligt avfall såsom bilskrot, plåt- och järnskrot, oljetunnor, defekta bildäcksdubbar från Sandvik etc. Fyllda slasktunnor från Östhammars invånare tömdes ovanpå för att inte människor skulle plocka upp dubbar etc. Avfall eldades regelbundet. De djupaste kärmarkshålen tros ha varit i NV delen av tippen där djupet troligtvis är mer än 3 m. Tippen är synlig på flygfoto från år 1960 där man kan se tippens infartsväg i S-N riktning. Enligt muntliga uppgifter från kommunen finns en fd sopbil kvar i tippmassorna. Detta bekräftades vid provgrävning år 2005 då man fann ett bilvrak. Bjerkinges geotekniska undersökning visade även på avfall såsom element, bilkarosser, glasflaskor etc.
Avloppsvatten från processerna (nuvarande hantering)	
Avloppsvatten från processerna (tidigare hantering)	
I processen hanterade kemikalier	
Restprodukter från processerna, mellanlagring (förekomst, typ)	

Efterbehandlingsåtgärder, genomförda (typ av åtgärd)	Täckt med 0,1 m jordlager
Efterbehandlingsåtgärder, planerade (typ av åtgärd)	
Konflikter	Omkringboende, framtida bebyggelse, grundvatten

Området och omgivningen

Markanvändning på objektet	Övrigt
Markanvändning inom påverkansområdet	Tätort/bebyggelse
Avstånd till bostadsbebyggelse	0-50
Synliga vegetationsskador inom objektet	
Synliga vegetationsskador inom påverkansområdet	
Dominerande markförhållanden inom området	Glacial lera ovan (?) sandig morän.
Topografi, lutning (%)	
Typ av närreceptient	Havsvik
Närreceptient (namn)	Östhammarsfjärden
Avstånd till närreceptient (m)	750
Huvudavrinningsområde enligt SMHI	

Byggnader och anläggningar

Byggnader och anläggningar, även rivna (ålder och skick)	
--	--

Förorenade markområden

Lokalisering av förorenad mark	Deponin		
Volym förorenade massor (m ³)	35 000 (?)		
Utbredning av förorening, yta (m ²)	ca 11 400		
Koordinater på förorenat markområde (rikets nät)	X: 6685584	Y: 1641181	Z:
Föroreningar	Branschtypiska föroreningar (dvs för kommunal avfallsdeponi) såsom tungmetaller, klorerade- och icke-klorerade lösningsmedel, klorerade hydrokarboner, fenoler, oljor, näringsalter etc. Uppgifter om bilvrak, element och tunnor.		

Förorenat grundvatten

Lokalisering av förorenat grundvatten	
---------------------------------------	--

Volym förorenat grundvatten (m³)			
Utbredning av förorening, yta (m²)			
Koordinater på det förorenade grundvattenmagasinet (rikets nät)	X:	Y:	Z:
Föroreningar			

Förorenade sediment

Lokalisering av förorenat sediment			
Volym förorenade sediment (m³)			
Utbredning av förorening, yta (m²)			
Koordinater på förorenat sedimentområde (rikets nät)	X:	Y:	Z:
Föroreningar			

Deponier

Deponi			
Typ av deponi			
Innehåll i deponin			
Läckage från deponin			
Deponins koordinater (rikets nät)	X:	Y:	Z:

Dagvatten

Dagvattendränering (typ)	(?)
Dagvattenrecipient (typ)	Grundvatten

Övrigt

Övrigt	(1) Antagen utbredning enligt flygfotografi från år 1960 samt kommunens kartering år 1983. (2) Antaget djup på 3 m.
---------------	---

Objekt Nedlagd deponi, Edstippen		Upprättad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2006-02-03
IDnr F0382-0289	Kommun Östhammar	Senast reviderad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2006-02-10

Mark

Antal prov	7			
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata	VOC (flyktiga organiska ämnen)			
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor			X	
Använda referenser	(1) NV-rapport 4918 (2) PM Förorenad mark öKv Mosippan/Backsippan Majvägen Östhammars kommun, Bjerking AB, uppdragsnr 29078, 2005-04-18.			
Beskrivning av provtagningar	(2) Bjerking's geotekniska markundersökning 2005-04-18 med 7 st provgroppsgrävningar ned till 3,5 m djup. Halten VOC mättes i markens porluft. Okänt provsvar.			

Grundvatten

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				

Använda referenser	
Beskrivning av provtagningar	

Ytvatten

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
Använda referenser				
Beskrivning av provtagningar				

Sediment

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser				

Beskrivning av provtagningar	
-------------------------------------	--

Byggnader

Antal prov				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser				
Beskrivning av provtagningar				

Objekt Nedlagd deponi, Edstippen		Upprättad (namn)	(datum)
IDnr	Kommun Östhammar	Senast reviderad (namn)	(datum)

Mark

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser				
Beskrivning av provtagningar				

Grundvatten

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
Använda referenser				

Beskrivning av provtagningar	
------------------------------	--

Ytvatten

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
Använda referenser				
Beskrivning av provtagningar				

Sediment

Antal prov				
Jämförelse gör med				
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverkan
Avvikelse från jämförvärde				
Ämnen där bedömning av tillstånd inte är möjligt pga brist på jämförelsedata				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser				
Beskrivning av provtagningar				

Byggnader

Antal prov				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser				
Beskrivning av provtagningar				

Objekt Nedlagd deponi, Edstippen		Upprättad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2005-12-22
IDnr F0382-0289	Kommun Östhammar	Senast reviderad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2006-02-10

Från byggnader och anläggningar

Föreningar i byggnader och anläggningar	
Spridningssätt	
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad andel urlakning per år (%)	

Från mark till byggnader

Flyktiga föreningar i mark	
Markens genomsläpplighet (m/år)	
Byggnadens genomsläpplighet (m/år)	
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad hastighet för inträngning i byggnader	

Mark och grundvatten

Föreningars lokalisering i marken idag, markera även på karta	
--	--

Spridningshastighet för ämnen som transporteras med vatten i mark

Föreningar som sprids med vatten	
Markens genomsläpplighet i det mest genomsläppliga lagret (m/s)	EXP-6 (sandig morän)
Lutning på grundvattenytan (%)	
Grundvattenströmning (m/år) ca	
Nedbrytbara föreningar	
Nedbrytningshastighet	
Föreningar som binds i marken	
Halt organiskt kol i marken (%)	

Andra förutsättningar för bindning i marken (t.ex. lerinnehåll)	
Naturliga transportvägar (t.ex. torrsprickor i lera)	
Antropogena transportvägar (t.ex. ledningsgravar)	
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad spridningshastighet i mark och grundvatten (m/år)	

Spridningshastighet för ämnen som transporterad med damm

Föroreningar som sprids med damm	
Markytans torrhet	
Vegetationstäckning (% och typ)	
Exponering för vind	
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad spridningshastighet med damm (m/år)	

Spridningshastighet för ämnen som transporteras i separat fas i marken

Föroreningar som sprids i separat fas	
Markens genomsläpplighet (m/s)	
Separata fasens viskositet	
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad spridningshastighet som separat fas i marken (m/år)	

Mark/grundvatten till ytvatten

Redan förorenade ytvatten, konstaterad historisk spridning	
Hotade ytvatten (namn)	Östhammarsfjärden
Föroreningarnas hastighet i mark/grundvatten (m/år)	
Avstånd till hotat ytvatten (m)	
Ytavrinning på mark, diken och avlopp	

Variierande grundvattennivåer, översvämningar och högvatten	
Övrigt	Vattennivån är belägen ca 1 m under markytan (se ref Bjerking's år 2005)
Uppskattad spridningstid till ytvatten (år)	

Ytvatten

Föroreningar som sprids med ytvatten	
Ytvattnets transporthastighet (km/år) / omsättningstid (år)	
Utspädning leder till oskadlig halt i ytvatten	
Ojämn spridning i ytvatten	
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad spridningshastighet i ytvatten (km/år)	

Sediment

Redan förorenade sediment, konstaterad historisk spridning	
Föroreningar som sprids via vatten till sediment	
Förutsättning för sedimentation i olika delar av vattensystemet	
Båttrafik som rör upp sediment	
Muddring	
Kraftiga vågor	
Gasbildning	
Föroreningar i separat fas i sediment	
Övrigt	
Jämn utbredning (m/år)	
Ojämn utbredning, markera även på karta	

Kartor och bilder

Kartor och bilder som bifogas (bilageförteckning)	
--	--

Objekt Nedlagd deponi, Edstippen		Upprättad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2005-12-22
IDnr F0382-0289	Kommun Östhammar	Senast reviderad (namn) Gudrun Sjöberg	(datum) 2006-02-10

Verksamhetsbeskrivning	Nedlagd kommunal avfallsdeponi
-------------------------------	--------------------------------

Föroreningarnas farlighet (F)

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
			Äldre hushållsavfall, eldning (dioxiner), skrotbilar, element, olja etc

Föroreningsnivå (N)

Medium	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggnad/anl.				
Mark			X (volym)	
Grundvatten				
Ytvatten				
Sediment				

Spridningsförutsättningar

Medium	Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Från byggnad				
Till byggnad				
I mark och grundvatten			X (sandig morän, <1 m grv)	
Till ytvatten				X
I ytvatten				
I sediment				

Känslighet och skyddsvärde (KoS)

Medium	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggnad/anl.				
Mark och grundvatten		S (mark)		K (barn)

Ytvatten och sediment			K (ytv)	
Bedömning av K/S baseras på markanvändningen	Tätort/bebyggelse			
Markanvändning enligt	Framtida markanvändning enligt detaljplan			
Kort beskrivning av exponeringssituationerna				

Risiklassning

Inventerarens intryck (fas 1)	Osynlig i fält.
Risiklass (fas 1)	1
Motivering (fas 1)	<p>Deponins utbredning: Enligt tidigare kartering av deponin deponerades kommunalt avfall i Edstippen (se bifogad karta med utmarkerat läge för den kommunala tippen). Flygfotografier tagna åren 1960 samt 1971 visar tippens utbredning samt den lastkaj och uppfartsväg som användes. Enligt muntliga uppgifter fylldes kärmarken med avfall. Deponins djup är antaget som 3 m men tros vara djupare i främst NV delen av tippen (d.v.s. mot Liljegatan) där de djupaste kärhålarna fanns.</p> <p>Deponins innehåll: Enligt muntliga uppgifter tros tippen, förutom kommunalt hushållsavfall, även innehålla stora mängder grovavfall såsom bilvrak, tunnor med latrin och olja, plåt- och järnskrot samt defekta bildäcksdubbar från Sandvik. Avfallet eldades i omgångar. Risken för att deponin innehåller avfall som kan avge föroreningar med mycket hög farlighet (såsom tungmetaller, polyaromatiska kolväten, dioxiner, klorerade organiska föroreningar etc) kan därmed inte uteslutas. År 2005 utförde Bjerking AB ett antal provgrovsgrävningar i tippen. Då konstaterades avfall såsom bilkarosser och element.</p> <p>Spridningsförutsättningar till grund- och ytvatten: Enligt SGU:s jordartskarta är deponin belägen på sandig morän. Baserat på att sandig morän är en avsevärt genomsläpplig jordart antas spridnings-förutsättningen till grundvatten kunna vara stor (se bifogade MIFO-blanketter med risiklassningsdiagram). Enligt Bjerking's undersökning är tippavfallet i direkt anslutning till vatten. Risk finns att lakvatten kontaminerar grundvattnet och når dagvattennätet.</p> <p>Omgivningens känslighets- och skyddsvärden: Deponin är belägen mycket nära nuvarande bebyggelse. Idag används tippen främst som fotbollsplan. Bedömningen av omgivningens känslighets- och skyddsvärden är baserade på framtida markanvändningen enligt detaljplan (se Östhammars</p>

	<p>kommuns detaljplan för Ed 1 från år 1973). Marken under och kring deponin anses därmed ha mycket högt känslighetsvärde. Skyddsvärdet för marken anses vara måttligt.</p> <p>Riskklassning: Enligt MIFO fas 1 får deponin en riskklass 1 vilket betyder att det är mycket stor risk för påverkan på människa och miljö. Därmed är det högst angeläget att deponin utreds vidare enligt förslagsvis MIFO fas 2, d.v.s. med översiktliga undersökningar och därefter ny riskbedömning.</p>
Inventerarens intryck (fas 2)	
Riskklass (fas 2)	
Motivering (fas 2)	

Andra prioriteringsgrunder

Andra prioriteringsgrunder	
Exponering av föroreningar sker idag på följande sätt	

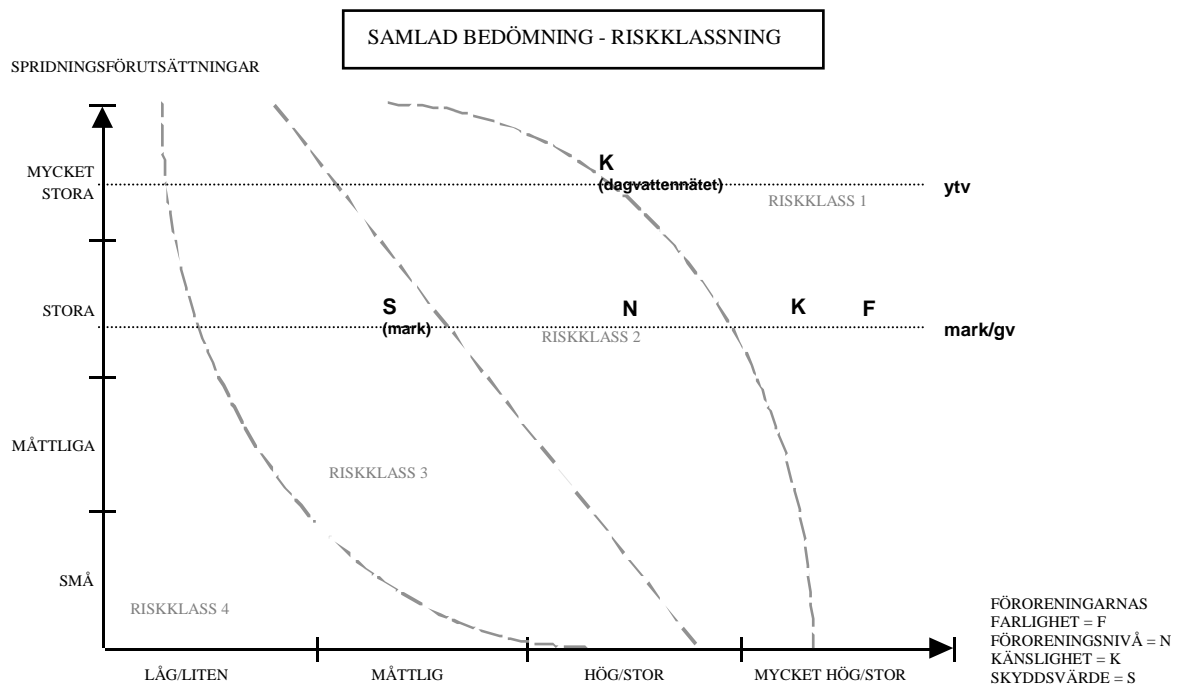
Länkar

Andra förorenade områden som hotar samma recipient	
Andra förorenade områden som har sitt ursprung i samma verksamhet	

Övrigt

Övrigt	När äldre avfallsupplag karterades år 1983 bedömdes tippen tillhöra grupp 4, dvs lägsta risk för hälso- och miljöpåverkan.
---------------	--

Risiklassningsdiagram



Bilaga 5

MIFO fas 2, exempel på ifyllda blanketter

Blankett A Administrativa uppgifter

Sid 1(2)

Objekt Ströms Bruk industrideponi 1		Upprättad Ulrika Nilsson	2000-06-16
ID nr F2132-0002	Kommun Nordanstig	Senast reviderad Ulrika Nilsson	2000-10-19

Inventeringens namn	
Dossiernummer	2132-102, 2132-118.
Preliminär riskklassning enligt BKL	1
Inventeringsfas enl. MIFO	2

Bransch	Industrideponi
Branschkod enligt SNI	90.004-2
Anteckningar för bransch	Avfall från bl a sulfitmassetillverkning.

Bransch	Massa och pappersindustri
Branschkod enligt SNI	21.113-1
Anteckningar för bransch	Industri som bidragit med avfall till tippen.

Bransch	Kloralkali
Branschkod enligt SNI	24.13-1
Anteckningar för bransch	Industri som bidragit med avfall till tippen.

Län (namn, kod)	Gävleborgs län	21
Kommun (namn, kod)	Nordanstig	2132
Topografiska kartan	16H SO Bergsjö	
Ekonomiska (gula) kartan	16H:25 Stocka	
Fastighetens koordinater (rikets nät)	X: 6863500	Y: 1579950 Z: 9,5-16,5 m ö h
Fastighetsbeteckning (enl. CFD)	Strömsbruk 1:31	

Byggnader och anläggningar, nuvarande och tidigare, översiktligt:	
Objektets adress	Strömsbruk
Anläggningsägare	Namn: Iggesund Paperboard AB, Ströms Bruk
	Adress:
	Postnr: 820 72
	Postort: STRÖMSBRUK
Tidigare anläggningsägare	Ström-Ljusne AB till 1967 därefter AB Iggesunds Bruk (numera Holmen AB).
Nuvarande fastighetsägare om annan än anläggn.ägare med adress	Igesunds Bruk AB (sedan 1970) c/o Holmen 891 80 ÖRNSKÖLDSEVIK
Kontaktpersoner med adress hos tillsynsmyndighet el dyl	Björn Quick, Iggesund Paperboard AB Strömsbruk.
Fastighetens storlek (m²)	
Finns tidigare utredningar Om ja, ange vilka	<input checked="" type="checkbox"/> Miljögeoteknisk undersökning avseende dioxin och kvicksilver Ströms Bruk, SGI 2-257/91, 1992.

Blankett A Administrativa uppgifter

Sid 2(2)

Iggesund Paperboard Industrideponi Strömsbruk,
Nordanstigs kommun Miljöteknisk utredning, Tyréns
Infrakonsult AB 90022-002.23, 1995.

Miljöteknisk utredning, industritipp Ströms Bruk delrapport
1, SIG 2-9711-623, 1998.

Miljöteknisk utredning, industritipp Ströms Bruk delrapport
2, SIG 2-9711-623, 1998.

Miljöteknisk utredning, industritipp Ströms Bruk delrapport
3, SIG 2-9711-623, 1999.

Miljöteknisk utredning, industritipp Ströms Bruk delrapport
4, SIG 2-9711-623, 1999.

Miljöteknisk utredning, industritipp Ströms Bruk slutrapport,
SIG 2-9711-623, 2000.

Finns andra källor (kartor, foton etc)
Om ja, ange vilka samt var de finns

- Flygfotografier finns över området bl a från 1953, 1962,
1969 och 1973.

Fixpunkter (placering)

Finns brunnar/undersökningsrör
Om ja, ange läge, skick och typ

- 14 grundvattenrör är utplacerade i och runt deponin.

Blankett B Verksamhets-, områdes- & omgivningsbeskrivning

Sid 1(3)

Objekt Ströms Bruk industrideponi 1		Upprättad Ulrika Nilsson	2000-06-16
ID nr F2132-0002	Kommun Nordanstig	Senast reviderad Ulrika Nilsson	2000-10-19

Fältbesök (namn, datum) Ulrika Nilsson 2000-06-21

Fältbesök (namn, datum)

Verksamhetsbeskrivning

Anläggningens status Nedlagd efter 1969

Anläggningsområdets tillgänglighet Öppet

Verksamhetstid (ungefärligt antal år) 60

Driftstart (år) 1930-talet

Driftslut (år) 1997

Antal miljöstörande verksamhetsår 60

Produktion (produkt och mängd, om möjligt årtal för produkterna)

Beskrivning nuvarande processer (översiktligt)

Beskrivning tidigare processer (översiktligt) Till deponin fördes olika sorters avfall från sulfitmassa- och kloralkaliprocesserna samt rivningsavfall. Kartongförädlingsfabriken och Stocka sågverk har också bidragit med en del avfall.

Deponering i området påbörjades redan under 1930-talet med uppläggning av kisaska väster om den då befintliga järnvägen mellan Ströms Bruk och Stocka, för vidare transport tillbaka till Boliden. Vid felrostningar pumpades kisaska via en slang från ugnen direkt till tippen. I samband med en ombyggnad av fabriken under 1960-talet började man fylla ut Tegelugnstjärnen med rivningsmassor. Nu ökade deponeringsmängderna avsevärt till följd av att massaveden började barkas på plats 1967 och avloppsrening i form av en sedimenteringsbassäng och slamlaguner togs i drift 1973.

Avloppsvatten från processerna, nuvarande hantering Orenat till Holmsjöarna, Mellantjärn och Harmångersån.

Avloppsvatten från processerna, tidigare hantering Orenat till namngiven Holmsjöarna, Harmångersån och Mellantjärnen. Lakvattnet från tippen pumpades mellan 1973 och 1976 via rensariets avloppssystem till sedimenteringsbassäng.

I processerna hanterade kemikalier

Restprodukter från processerna, mellanlagring (förekomst och typ) Deponin har tagit emot avfall från massa-, kloralkali och kartongindustrin såväl som det närbelägna sågverket. Över 80% av detta avfall utgörs av träavfall och den totala mängden uppskattas till ca 1 miljon m³.

Efterbehandlingsåtgärder, genomförda

Typ av genomförda åtgärder

Blankett B Verksamhets-, områdes- & omgivningsbeskrivning

Sid 2(3)

Efterbehandlingsåtgärder, planerade.
Typ av plan. åtgärder

Konflikter

Harmångersån med Harsjön är av riksintresse för naturvård till följd av hydrologi och djurliv. Ån är bl.a ett lekvattnen för havsöring och har ett relativt gott bestånd av flodkräfta. Länsstyrelsen har klassificerat områdets naturvärde i den högsta klassen.

Området kring deponin används för oorganiserade friluftaktiviteter och Holmsjön är ett populärt fiskevattnen för fritidsfiskare.

Området och omgivningen

Markanvändning på objektet	Skogsmark
Markanvändning inom påverkansområdet	Skogsmark
Avstånd från objekt till bostadsbebyggelse (m)	50-200
Synliga vegetationsskador inom objektet	
Synliga vegetationsskador inom påverkansområdet	
Dominerande markförhållande inom området	Genomsläppliga jordarter till normaltäta, svallad sandig-moig morän.
Topografi, lutning (%)	1-5%
Typ av närrecipient	Sjö och Å.
Närrecipient (namn)	Holmsjön, Mellantjärn och Harmångersån.
Avstånd från förorening till närrecipient (m)	30 m
Huvudavrinningsområde enligt SMHI	Harmångersån, 44

Byggnader och anläggningar

Byggnader, även rivna (ålder och skick)

Förorenade markområden

Lokalisering av förorenad mark	Föroreningarna förekommer i form av en deponi.
Volym förorenade massor (m ³)	Uppskattat till ungefär 1 miljon m ³ .
Utbredning av förorening, yta (m ²)	Deponis yta upptar ca 75 000 m ² .
Koordinater på förorenade markområdet (rikets nät)	X: Y: Z:
Föroreningar	Se deponi.

Förorenat grundvatten**Förorenade sediment**

Blankett B Verksamhets-, områdes- & omgivningsbeskrivning

Sid 3(3)

Lokalisering av förorenat sediment	I Handelbodsviken (Holmsjön).		
Volym förorenat sediment (m ³)			
Utbredning av förorening, yta (m ²)			
Koordinater på det förorenade sedimentet (rikets nät)	X:	Y:	Z:
Föroreningar	Hg och dioxinförekomst har konstaterats. Tungmetaller från kisaskan kan troligen också återfinnas här.		

Lokalisering av förorenat sediment	Mellantjärn.		
Volym förorenat sediment (m ³)			
Utbredning av förorening, yta (m ²)			
Koordinater på det förorenade sedimentet (rikets nät)	X:	Y:	Z:
Föroreningar	Förekomst av bl a kvicksilver och dioxin har konstaterats här. Troligt är även att tungmetaller från kisaskan kan återfinnas här.		

Deponier

Deponi	Huvudobjekt		
Typ av deponi	Nedlagd 1997.		
Innehåll i deponin	<p>Uppskattade mängder:</p> <p>Bark och vedrester, 650 000 - 800 000 m³.</p> <p>Bottenaska från pannhus, 4 000 - 5 000 m³.</p> <p>Kvistmassa, 100 000 m³.</p> <p>Sediment från avloppsvattenrening, 160 000 m³ av vilket ca 6000 ton utgörs av kisaska.</p> <p>Grovsopor 50 000 - 200 000 m³.</p> <p>Grafit slam, 50 ton bedömts innehålla ca 1,5-8,5 g dioxiner mätt NTEQ och ca 5 kg kvicksilver.</p> <p>Aktivt kol från luftfilter ca 600 kg bedöms innehålla ca 10-30 kg kvicksilver.</p> <p>Grafit elektroder, 10 m³.</p> <p>Plastavfall, 5 000 m³.</p> <p>Samt en okänd mängd asbesthaltigt avfall, rivningstegel och kisaska som deponerats före 1973.</p>		
Läckage från deponi	Till Holmsjöarna, Mellantjärn och Harmångersån.		
Deponins koordinater (rikets nät)	X: 6863500	Y: 1579950	Z: 9,5-16,5 m ö h

Dagvatten

Dagvattendrainering (typ)	Öppet system, infiltration och avrinning.		
Dagvattenrecipient (typ)	Sjö, Holmsjöarna och Mellantjärn.		

Övrigt

Övrigt			
--------	--	--	--

Blankett C Föroreningsnivå (fas 2)

Sid 1(3)

Objekt Ströms Bruk industrideponi 1		Upprättad Ulrika Nilsson	2000-06-16
ID nr F2132-0002	Kommun Nordanstig	Senast reviderad	

Mark

Antal prov	10			
Jämförelse görs med	Näst högsta värdet			
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd	Cr, Hg, Ni, Dioxin	Pb, Zn	Cd, Co, Cu	As
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata				
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverk.
Avvikelse från jämförvärde.	Cr, Ni	Pb, Hg	As, Cd, Co, Zn	
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	Dioxin			
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd föroening				X
Volym för massor				X
Använda referenser	Tabell 1, bilaga 4 SNV rapport 4918. Tabell 2, bilaga 5 SNV rapport 4918. Tabell 6, SNV rapport 4918.			
Beskrivning provtagningar	Dioxin endast en analys. För att vara tagna i en deponi visar analyserade prover inte några anmärkningsvärt höga halter. Innehållet i deponin har även analyserats på klorfenoler, DDT och lindaninnehåll. Av dessa ämnen hittades inga spår.			

Grundvatten

Antal prov	17-77			
Jämförelse görs med	Näst högsta värdet			
	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Tillstånd	Pb, Cr, Totalt extraherbara aromatiska ämnen	Hg		As
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	Zn, sulfat, BOD, Fenol, TOC, EOX			
	Ingen/liten påverkan	Måttlig påverkan	Stor påverkan	Mycket stor påverk.
Avvikelse från jämförvärde.	Pb, Zn			EOX, As
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	Hg, Cr, sulfat, BOD, Fenol, TOC, Totalt extraherbara aromater			

Blankett C Föroreningsnivå (fas 2)

Sid 2(3)

Använda referenser	Tabell 2 och 3, bilaga 4 SNV rapport 4918. Tabell 6 och 7, bilaga 5 SNV rapport 4918.
Beskrivning provtagningar	Grundvattenprovtagningar är utförda vid flera olika tidpunkter under 1998 och 1999 i 14 olika grundvattenrör i deponin och dess utsömningsområden.

Ytvatten

Antal prov	9-20
Jämförelse görs med	Näst högsta värdet
	Mindre allvarligt Måttligt allvarligt Allvarligt Mycket allvarligt
Tillstånd	Hg, Pb, Cr, Zn, As, Fenol
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	BOD, TOC, Totalt extraherbara aromater
	Ingen/liten påverkan Måttlig påverkan Stor påverkan Mycket stor påverk.
Avvikelse från jämförvärde.	As, Cr, Pb Zn
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	Hg, BOD, TOC, Totalt extraherbara aromater, Fenol
Använda referenser	Tabell 4 och 5, bilaga 4 SNV rapport 4918. Tabell 8, bilaga 5 SNV rapport 4918.
Beskrivning provtagningar	Proven är tagna i Holmsjöns utlopp (Stocka kanal), Handelsbodviken och Mellantjärn vid flera provtillfällen under 1998 och 1999.

Sediment

Antal prov	1-6
Jämförelse görs med	Högsta värdet
	Mindre allvarligt Måttligt allvarligt Allvarligt Mycket allvarligt
Tillstånd	
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	Dioxin, Hg
	Ingen/liten påverkan Måttlig påverkan Stor påverkan Mycket stor påverk.
Avvikelse från jämförvärde.	Hg
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata	Dioxin
	Liten Måttlig Stor Mycket stor
Mängd	X
Volym	
Använda referenser	Tabell 15, bilaga 5 SNV rapport 4918.
Beskrivning provtagningar	Endast en analys av dioxin. Prover tagna i Handelsbodviken och Mellantjärn.

Byggnader och anläggningar

Antal prov	
-------------------	--

Blankett C Föroreningsnivå (fas 2)

Sid 3(3)

	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym för. massor				
Använda referenser				
<i>Beskrivning provtagningar</i>				

Blankett D Spridningsförutsättningar

Sid 1(3)

Objekt Ströms Bruk industrideponi 1		Upprättad Ulrika Nilsson	2000-06-16
ID nr F2132-0002	Kommun Nordanstig	Senast reviderad	

Från byggnader och anläggningar

Föroreningar i byggnader och anläggningar
Spridningssätt
Konstaterad historisk spridning
Övrigt
Uppskattad andel utlakning/år (%)

Från mark till byggnader

Flyktiga föroreningar i marken
Markens genomsläpplighet (m/år)
Byggnadens genomsläpplighet (m/år)
Konstaterad historisk spridning
Övrigt
Uppskattad hastighet för gasinträning i byggnader

Mark och grundvatten

Föroreningars lokalisering i marken idag, markera även på kartan	I form av en deponi som helt fyllt ut den f.d. Teglugnstjärnen ca 500 m norr om Ströms Bruk industriområde.
--	---

Spridningshastighet för ämnen som transporteras med vatten i mark

Föroreningar som sprids med vatten	As, Pb, Cd, Cr, Fe, Hg, dioxin och fenoler.
Markens genomsläpplighet i mest genomsläppliga lagret (m/s)	Den naturliga marken utgörs främst av svallad sandig-moig morän med en konduktivitet på runt 10(-8) m/s, medan tippytans är skattad till 1,3*10(-8) m/s. Påförda massor så som bark och rivningsmaterial har troligen större genomsläpplighet.
Lutning på grundvattenytan (%)	Deponin utgör en vattendelare som ger grundvattinströmning åt SV, NO och S. Lutningen är 0,7-1,2%.
Grundvattenströmning (m/år) ca	Grundvattenströmningen genom deponin till följd av nederbörd är ca 30 000 m ³ /år.
Nedbrytbara föroreningar	Deponins bark- och träinnehåll är nedbrytbart. De organiska föroreningarnas toxicitet minskar också med tiden då de är mer toxiska i färsk bark än i nedbruten.
Nedbrytningshastighet (halveringstid)	Barkens nedbrytningshastighet är långsam och beror på en mängd faktorer så som tillgången på vatten, näring och syre samt på temperaturförhållanden och barkbitarnas storlek.
Föroreningar som binds i marken	
Halt organiskt kol i marken (%)	
Andra förutsättningar för bindning i marken (t ex lerinnehåll)	
Naturliga transportvägar (t ex torrsprickor i lera)	
Antropogena transportvägar (t ex ledningsgravar)	
Konstaterad historisk spridning (m/år)	Påverkan har konstaterats i grundvatten och omkringliggande

Blankett D Spridningsförutsättningar

Sid 2(3)

	recipienter.
Övrigt	Grundvattenytan ligger i deponerat material.
	Deponimaterialets sammansättning är mycket inhomogent med kisaska, bark, rivningsavfall m.m. Detta gör att grundvattenströmningen genom deponin varierar och deponins olika delar bidrar med olika slags föroreningar.
Uppskattning av spridningshastighet i mark och grundvatten (m/år)	Grundvattenflödet från deponin är ca 30 000 m ³ /år.

Spridningshastighet för ämnen som transporteras via damning från mark

Föroreningar som sprids med damm
Markytans torrhet
Vegetationstäckning (% och typ)
Exponering för vind
Konstaterad historisk spridning (m/år)
Övrigt
Uppskattning av spridningshastighet med damm (m/år)

Spridningshastighet för ämnen som transporteras som separat fas i marken

Föroreningar som sprids i separat fas
Markens genomsläpplighet (m/s)
Separata fasens viskositet
Konstaterad historisk spridning (m/år)
Övrigt
Uppskattad spridningshastighet som separat fas i mark (m/år)

Mark/grundvatten till ytvatten

Redan förorenade ytvatten, konstaterad historisk spridning	Viss påverkan kan ses nedströms Holmsjön i Stocka kanal.
Hotade ytvatten (namn)	
Föroreningars hastighet i mark/grundvatten (m/år)	Vid tippen som ligger invid Holmsjön bildas ca 30 000 m ³ lakvatten per år.
Avstånd från förorening till hotat ytvatten (m)	Deponin ligger ca 100 m från Holmsjön. Föroreningarna har dock redan nått sjön med grundvattnet.
Ytavrinning på marken, diken, avlopp	
Varierande grundvattennivåer, översvämningar, högvatten	
Övrigt	
Uppskattad spridningstid till ytvatten (år)	Ytvattnet tar emot ett konstant utflöde av föroreningar med lakvattnet.

Ytvatten

Föroreningar som sprids i ytvatten	As, Pb, Cd, Cr, Fe, Hg och fenoler.
Ytvattnets transporthastighet (km/år) /omsättningstid (år)	Harmångersåns flöde är 12,5 m/s innan Holmsjön. Stocka kanal och huvudfåran, efter sjön 8 och 6 m/s.

Blankett D Spridningsförutsättningar

Sid 3(3)

Utspädning leder till oskadliga halter i ytvattnet	Ja. Deponin bidrar med mindre än 1 promille av halter uppmätta uppströms Holmsjön.
Ojämn spridning i ytvatten	Vind och vattenståndsförhållanden kan vid tillfälle ge spridning söderut mot Harmångersån.
Konstaterad historisk spridning	
Övrigt	
Uppskattad spridningshastighet i ytvatten (km/år)	

Sediment

Redan förorenade sediment, konstaterad historisk spridning	Påverkan har konstaterats både i Handelsbodsviken (Holmsjön) och i Mellantjärnen.
Föroreningar som sprids via vatten till sediment	Tungmetaller från kisaska samt kvicksilver och dioxin.
Förutsättningar för sedimentation i olika delar av vattensystemet	
Båttrafik som rör upp sediment	
Muddring	
Kraftiga vågor	
Gasbildning	
Föroreningar i separat fas i sediment	
Övrigt	
Jämn utbredning (m/år)	
Ojämn utbredning, markera även på kartan	

Blankett E Samlad riskbedömning

Sid 1(2)

Objekt Ströms Bruk industrideponi 1		Upprättad Ulrika Nilsson	2000-06-20
ID nr F2132-0002	Kommun Nordanstig	Senast reviderad Ulrika Nilsson	2000-10-19

Verksamhet/Bransch Industideponi som tagit emot avfall från sulfitmassa- och kloralkalitillverkning samt kartongförädling och sågverksamhet. Den totala avfallmängden är skattad till ca 1 miljon m³ varav 80% är träavfall.

Föroreningarnas farlighet (F)

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Fe, Ca, Mn	Bark, Träfiber, Zn	Cu, Co, Cr, Ni, Fenol, Aromatiska kolväten	As, Pb, Cd, Hg, Dioxin

Föroreningsnivå (N)

Medium	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggn/anlägg				
Mark	Cr, Ni		Cd, Co, Cu, Hg, Pb	As, Dioxin, Zn
Grundvatten	Pb, Cr, Aromatiska kolväten	Hg		As, EOX
Ytvatten	As, Hg, Pb, Cr, As, Fenol	Zn		
Sediment	Hg		Dioxin	

Spridningsförutsättningar

Medium	Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Från byggn/anlägg				
Till byggnader				
I mark och grundvatten				X
Till ytvatten				X
I ytvatten	X (Utspädning ger oskadliga halter)			
I sediment		X(?)		

Känslighet/skyddsvärde (KoS)

	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggn/anlägg				
Mark & grundvatten		S	K	
Ytvatten & sediment				K, S

Bedömningen av K/S baseras på markanvändningen Skogsmark, använt som friluftsområde av närboende.

Blankett E Samlad riskbedömning

Sid 2(2)

Markanvändning enligt	Pågående markanvändning
Kort beskrivning av exponeringssituationerna	Området används för friluftaktiviteter och Holmsjön är ett omtyckt fiskevatten.

Riskklassning

Inventerarens intryck	Deponin är i dag till större delen beväxt med skog.
Riskklass	2 (enligt fas 2)
Motivering	Riskklassningen följer av deponins innehåll av stora mängder avfall bl a kisaska och grafitslam. Även om lakningen är liten i dagsläget kan en ökad urlakning av föroreningar till följd av mättnad och sämre fördröjningsförmåga hos marken inte uteslutas.

Andra prioriteringsgrunder

Andra prioriteringsgrunder	
Exponering av föroreningar sker idag på följande sätt	

Länkar

Andra förorenade områden som hotar samma recipient	Ströms bruk, F2132-0001.
Andra för. områden som har sitt ursprung i samma verksamhet	Ströms bruk, F2132-0001.

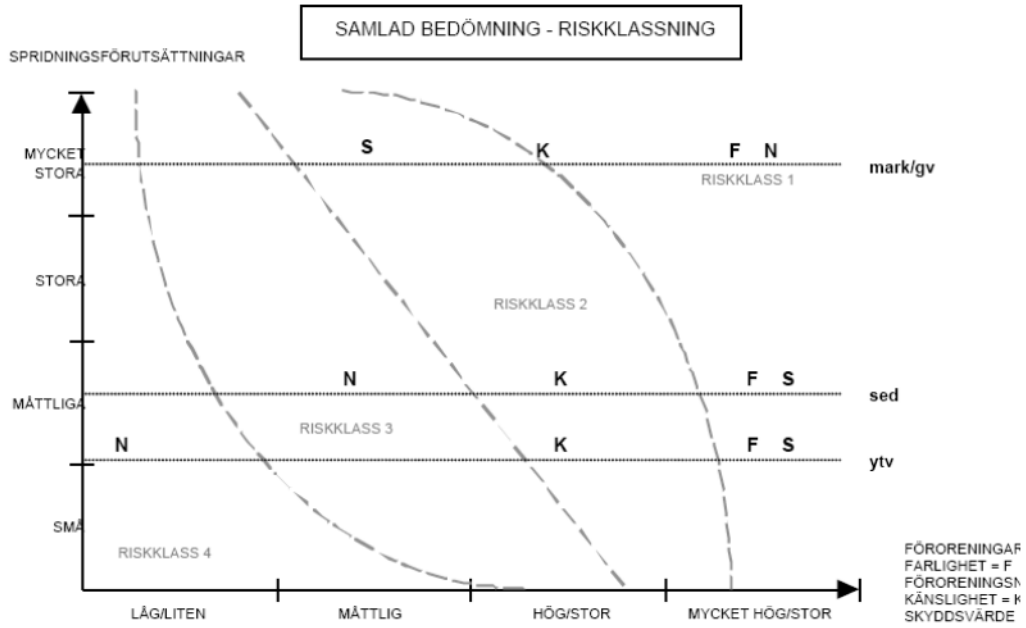
Övrigt

Övrigt	
--------	--

Riskklassningsdiagram, fas 2

Sid 1(1)

Objekt Ströms Bruk industrideponi 1		Upprättad Ulrika Nilsson	2000-06-20
ID nr F2132-0002	Kommun Nordanstig	Senast reviderad Ulrika Nilsson	2000-10-19





Statens geotekniska institut

Postadress: 581 93 Linköping

Tel: 013-20 18 00

E-post: sgi@swedgeo.se

www.swedgeo.se
