

Kartläggning av föroreningars förekomst och spridning i Gräsötippen enligt MIFO

Survey of Contaminant Migration in Gräsötippen
according to MIFO

Anna Nivfors

UPTEC W05 025
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M.Sc. Thesis Work

Kartläggning av föroreningars förekomst och spridning i Gräsötippen enligt MIFO

Survey of Contaminant Migration in Gräsötippen according to MIFO

Anna Nivfors
Maj 2005

Referat

Kartläggning av föroreningars förekomst och spridning i Gräsötippen enligt MIFO

Anna Nivfors

Det uppskattas idag finnas 22 000 förorenade områden i Sverige. För att kunna riskklassa dessa förorenade områden och prioritera vilka som först bör efterbehandlas har Naturvårdsverket utarbetat en Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO). Gräsötippen utanför Köping är ett av dessa förorenade områden. Deponin har använts av både Yara AB och Köpings kommun mellan åren 1945-1975 och fungerat som deponi för både industri- och hushållsavfall. Syftet med denna rapport är att kartlägga vilka föroreningar som finns i mark och vatten i Gräsötippen och tolka föroreningarnas spridning. Utifrån den informationen ska deponin sedan riskklassas enligt MIFO. Målet är att rapporten ska kunna fungera som underlag för framtida åtgärdsplaner för Gräsötippen.

För att få en bild över vad som har deponerats på Gräsötippen har anställda och före detta anställda vid Yara samt andra som har haft anknytning till Gräsötippen intervjuats. Grundvattenrör har installerats i och runt deponin för att det skulle kunna tolkas hur grundvattnet rör sig under deponin och för att det skulle kunna tas prover på grundvattnet och jorden. De vatten- och jordprover som togs, analyserades med avseende på metaller, organiska föreningar och närsalter. Dessutom har en modellering utförts i VS2DI för att få en bild över grundvattnets flödesriktning och hastighet under deponin.

I vattenproven detekterades endast bly över Naturvårdsverkets riktvärde samt relativt höga halter av närsalter. I jorden detekterades cancerogena PAHer, PCB, alifater, aromater, arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och zink över Naturvårdsverkets riktvärden. Gräsötippen är bra placerad i ett område med tjock lera som förhindrar snabb spridning och idag lakas inga höga halter av föroreningar ut. Spridningen av föroreningar är liten, istället ligger de flesta föroreningarna fast i marken och sprids därmed inte till omgivningen. Vattenflödets huvudriktning från deponin är söderut, men det sker även flöden åt både väster och öster. Det finns i dagens läge en del förslag på åtgärder som bör utföras på Gräsötippen för att minska risken för framtida spridning och upprätthålla kontroll på det vatten som används i närområdet. Några av dessa åtgärder är att sluttäcka deponin, att analysera gräs och växter i hagen på deponin samt att kontinuerligt analysera vattnet i grundvattenrören och brunnarna på och runt Gräsötippen. Vid riskklassningen av Gräsötippen enligt MIFO, klassas den till riskklass 3, måttlig risk.

Nyckelord: deponi, föroreningar, spridning, MIFO

Abstract

Survey of Contaminant Migration in Gräsötippen according to MIFO

Anna Nivfors

It is estimated that 22 000 contaminated areas exist in Sweden today. In order to classify the risk of contaminant migration from these areas and to prioritize which of these contaminated areas should first be treated, the Swedish Environmental Protection Agency (EPA) has designed a method, for the investigation of contaminated areas (MIFO). One of these contaminated areas is the landfill Gräsötippen outside Köping. The landfill has been used by both Yara AB and the Köping municipality between the years 1945 and 1975, and both industrial and household waste have been deposited there. The aim of this report is to survey which contaminants that can be found in the soil and water in the landfill Gräsötippen and to evaluate the migration of these contaminants. With help of this information, the landfill will then be risk classified according to MIFO. The goal is that this report will provide a basis for future studies and remedial measures at the landfill.

To get a picture of what has been deposited at the landfill Gräsötippen, employees and former employees at Yara and others with connection to the landfill have been interviewed. Piezometers have been installed in and around the landfill so as to provide information on groundwater levels and movement, and for the collection of groundwater samples. Soils samples were collected as well. The water and soil samples were analyzed with regard to metals, organic compounds and nutrients. Furthermore, groundwater flow has been modeled using VS2DI, in order to get a picture of the groundwater's flow direction and velocity under the landfill.

In the water samples, only lead was detected with levels over the Maximum Contaminant Level (MCL) from the EPA. Relatively high levels of nutrients were also detected. In the soil, carcinogenic PAH, PCB, aliphatic hydrocarbons, aromatic hydrocarbons, arsenic, lead, cadmium, mercury and zinc were detected over the EPA MCL. The landfill Gräsötippen has a good location in an area with deep clay, which prevents rapid spreading of contaminants. No high levels of contaminants are leaching out today. The spreading of the contaminants is minor; most of the contaminants are fixed in the soil and do not spread to the surroundings. The water flow's primary direction from the landfill is south but there are also flows to the west and east. Today, there are a number of proposals with regard to decreasing the risk for future contaminant dispersal from the landfill and to keep control of the water that is used in the area. A few of these proposals are to finally cover the landfill, to analyze the grass and plants in the enclosed pasture on the landfill, and to continuously analyze the water in the installed piezometers and drinking water wells on and around the landfill. The landfill Gräsötippen is classified to risk class 3, moderate risk, according to MIFO.

Keywords: landfill, contaminants, migration, MIFO

Department of Earth Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765

Förord

Det här examensarbetet omfattar 20 poäng och har utförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Examensarbetet har utförts på uppdrag av Yara AB i Köping och tekniska kontoret i Köping.Handledare har varit Lars-Håkan Karlsson på Yara. Ämnesgranskare för examensarbetet har varit Roger Herbert, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala Universitet.

Jag vill tacka min handledare Lars-Håkan för det intressanta arbete jag har fått utföra och den hjälp jag fått under arbetets gång samt att jag även fått ta del av andra sidor hos Yara. Tack mina biträdande handledare Henrik Säfvestad på tekniska kontoret och Anna-Lena Olsson på miljökontoret i Köping för ert stöd, idéer och förslag för att få arbetet att gå framåt i rätt riktning. Jag vill också tacka min ämnesgranskare Roger för hjälp med modelleringen och hjälp med arbetet i övrigt. Tack även till Jens Termén på WSP som ställt upp och svarat på mina frågor.

Sist men inte minst vill jag tack min familj och mina vänner som har stöttat och hjälpt mig under arbetets gång och att få mitt arbete till vad det är idag.

Uppsala, maj 2005

Anna Nivfors

Copyright © Anna Nivfors och Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära,
Uppsala Universitet

UPTEC W05 025, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, Uppsala 2005

Innehållsförteckning

1.	INLEDNING	1
2.	BAKGRUND	2
2.1	YARAS HISTORIA	2
2.1.1	<i>Yaras tillverkningsprocesser</i>	3
2.2	GRÄSÖTIPPENS DEONIHISTORIA	4
2.3	PLATSBESKRIVNING AV GRÄSÖTIPPEN	4
2.4	MIFO	6
2.4.1	<i>Fas 1 – orienterande studier</i>	8
2.4.2	<i>Fas 2 – översiktliga undersökningar</i>	8
2.5	TIDIGARE STUDIER	9
2.6	RIKTVÄRDEN OCH JÄMFÖRVÄRDEN	10
2.7	AVFALLSDEPONIER	11
2.7.1	<i>Lakvatten</i>	11
2.7.2	<i>Deponins processer</i>	11
2.7.3	<i>Deponins nedbrytningsfaser</i>	13
2.7.4	<i>Geokemisk zonbildning</i>	14
2.7.5	<i>Efterbehandling av befintlig deponi</i>	14
2.8	GRUNDVATTENFLÖDE	15
2.9	ÄMNESBESKRIVNINGAR	16
2.9.1	<i>Organiska föreningar</i>	16
2.9.2	<i>Metaller</i>	17
2.9.3	<i>Närsalter</i>	18
3.	METOD OCH UTFÖRANDE	18
3.1	INTERVJUER	18
3.2	FÄLTARBETE OCH PROVTAGNING	19
3.2.1	<i>Provtagningsplan</i>	19
3.2.2	<i>Utförande</i>	21
3.2.3	<i>Grundvattennivåer och grundvattenhastighet</i>	23
3.3	MODELLERING I VS2DI	24
4.	RESULTAT OCH OBSERVATIONER	24
4.1	INTERVJUER	24
4.2	VATTEN- OCH JORDANALYSER	26
4.2.1	<i>Fältanalyser</i>	26
4.2.2	<i>Grundvattennivåer</i>	26
4.2.3	<i>Grundvattenflöde</i>	27
4.2.4	<i>Vattenanalyser</i>	27
4.2.5	<i>Jordanalyser</i>	30
4.3	MODELLERINGSRESULTAT	32
5.	RISKBEDÖMNING ENLIGT MIFO	36
5.1	FÖRORENINGARNAS FARLIGHET	36
5.2	FÖRORENINGSNIVÅ	36
5.3	SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	36
5.4	KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE	36
5.5	RISKKLASSNING	37

6. DISKUSSION.....	37
6.1 FÖRORENINGARNAS FÖREKOMST	37
6.1.1 Förekomst av vanadin och krom.....	37
6.1.2 Vattenanalyser.....	37
6.1.3 Barium	38
6.1.4 Jordanalyser.....	39
6.2 FÖRORENINGARNAS SPRIDNING	39
6.2.1 Spridning utifrån föroreningarnas förekomst.....	39
6.2.2 Spridning utifrån grundvattennivåer	40
6.2.3 Andra spridningsvägar.....	40
6.2.4 Osäkerheter	41
6.2.5 Spridning utifrån modelleringen.....	41
6.2.6 Nedbrytningsfas och geokemisk zon	42
6.3 RISKKLASSNING	42
6.4 FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER	43
7. SLUTSATSER	43
REFERENSER	44
LABORATORIUM.....	47
ORDLISTA	48
BILAGA 1 - INTERVJUFRÅGOR	49
BILAGA 2 – FÄLTDATA FRÅN INMÄTNING OCH AVVÄGNING SAMT FRÅN XRF OCH PID. 50	
BILAGA 3 - FÄLTDATA FRÅN GRUNDVATTENPROVTAGNINGEN	53
BILAGA 4 – SAMTLIGA PROVRESULTAT FRÅN EUROFINS	54
BILAGA 5 – NATURVÅRDSVERKETS JÄMFÖRVÄRDEN FÖR FÖRORENAT GRUNDVATTEN OCH FÖRORENAD MARK.....	57
BILAGA 6 - VÄRDEN FRÅN LAKVATTEN OCH LAKVATTENSEDIMENT FRÅN ANDRA DEPONIER.....	58
BILAGA 7 – MIFO BLANKETTER (A-E)	59

1. Inledning

I Sverige finns det uppskattningsvis 22 000 lokalt förorenade områden. Det beror på att den industriella verksamheten i landet under hundratals år har förorenat mark och vatten med sina utsläpp och avfall. Det är först på senare år som dessa förorenade områden har börjat beaktas i miljöskyddsarbetet. Ett förorenat område definieras som ett område, en deponi, mark, grundvatten eller sediment där halterna av de förorenande ämnena överstiger de lokala/regionala bakgrundshalterna för dessa ämnen. Många av dessa områden är inte undersökta och risken är därmed att farliga ämnen, som metaller och organiska föreningar, kan läcka ut och ge oacceptabla miljöeffekter samt allvarligt hota framtida hälsa och miljö. För att kunna riskklassa dessa förorenade områden och prioritera vilka som först bör efterbehandlas har Naturvårdsverket utarbetat en Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO). Metodiken består av två faser och var klar att användas 1999 (Naturvårdsverket, 1999).

Gräsötippen utanför Köping är ett av alla de förorenade områden som finns i Sverige. Deponin har använts av både Yara AB (Yara AB är en kemisk fabrik med tillverkning av växtnäring och kemikalier) och Köpings kommun mellan åren 1945-1975 och fungerat som deponi för både industri- och hushållsavfall.

Enligt en branschkartläggning, som utfördes mellan 1992 och 1994 för att riskklassa verksamheter och industribranscher utifrån deras efterbehandlingsbehov och som MIFO är en fortsättning på, har Gräsötippen klassats till riskklass 2, stor risk (Lindholm, personligt meddelande). Det har tidigare utförts två examensarbeten vid Mälardalens högskola om Gräsötippen, då undersöktes enbart kommunens del av deponin enligt MIFO fas 1 och fas 2. I den första rapporten, av Lagerquist (2002), var Gräsötippen efter fas 1 inordnad i riskklass 2, stor risk. I den andra rapporten, av Mattson-Ulfstedt och Ljungberg (2002), var Gräsötippen efter en fas 2-studie tilldelad riskklass 2, stor risk.

Yara har däremot inte tidigare inventerat sin del av Gräsötippen och ansåg att det därför behövde utföras en kartläggning och beskrivning av deponeringsverksamheten på Gräsötippen för att undersöka dess miljöpåverkan på området. För bedömning och riskklassning av området ska MIFO fas 1 och fas 2 användas. De frågor som det behövs svar på är om det finns farliga ämnen i deponin och vilket ursprung de har, om ämnena läcker ut, hur förorenat området är och hur grundvattnet rör sig under deponin. Kartläggning av Gräsötippen görs utifrån antagandet om att det skulle kunna finnas höga halter av framförallt vanadin och krom från Yaras tillverkning i deras del av deponin. Om dessa ämnen skulle upptäckas kan deponin vara kraftigt förorenad vilket motsvarar den värsta farhågan om deponin.

För att få en bild över vad som har deponerats på Gräsötippen har anställda och före detta anställda vid Yara, som har haft anknytning till Gräsötippen eller varit ansvariga för någon av produktionerna, intervjuats. Grundvattenrör har placerats i och runt deponin för att kunna tolka hur grundvattnet rör sig under deponin och för att kunna ta prover på grundvattnet och jorden. Vatten- och jordproverna som togs analyserades med avseende på metaller, organiska föreningar och närsalter. Dessutom gjordes en modellering i VS2DI,

VS2DI är ett program för modellering av flöde och transport i varierade porösa medier. Modelleringen i VS2DI utfördes således för att få en bättre bild över grundvattnets flödesriktning och hastighet under deponin.

Miljökontoret i Köping kommer att ställa krav på verksamhetsutövare för pågående verksamheter att deras industrimark ska inventeras. De ansåg att en mer grundlig undersökning på kommunens del av deponin behövde utföras för att få en bra bild över hela Gräsötippen. Av den anledningen ingår hela Gräsötippen i denna undersökning.

Syftet med denna rapport var att kartlägga vilka föroreningar som finns i mark och vatten i Gräsötippen och tolka föroreningarnas spridning. Utifrån den informationen riskklassades sedan deponin enligt MIFO. Målet var att rapporten ska kunna fungera som underlag för framtida åtgärdsplaner för Gräsötippen.

2. Bakgrund

2.1 Yaras historia

1942 beslutade KFs (Kooperativa Förbundet) styrelse att det skulle byggas en ny kvävegödselsfabrik i Köping. Köping valdes av främst tre skäl. Det första var det strategiska läget i den så kallade säkra delen av Sverige (ej nära kusten), det andra var de goda transportförhållandena med en egen hamn och för det tredje var det att Köping ligger mitt i ett stort jordbruksdistrikt. Efter lite problem med leveransen av konstruktioner och apparatur från Skodaverken i Tjeckoslovakien, på grund av rådande krig, startade produktionen av Köpingsalpeter den 31 maj 1946 (Hydro Agri AB, 1996).

Vid starten 1946 hette företaget Svenska Salpeterverken och ägdes av KF (Hydro Agri AB, 1996). Företaget har sedan dess många gånger bytt namn och ägare. Den tillverkning som startades 1946 var en ammoniak- och en kalkammonsalpeterfabrik (KAS). Åtta år senare 1954 köpte Sveriges Lantbruksförbund hälften av aktierna. 1956 startades två nya fabriker där det tillverkades salpetersyra och NPK (kväve-fosfor-kalium fullgödsel). En ny ammoniakfabrik byggdes 1965 och två nya fabriker för tillverkning av urea och NP/KS (kväve-fosfor/kalksalpeter). Ägarförhållandena ändrades 1970 då de tre största gödselmedeltillverkarna i Sverige (Förenade Superfosfatfabriker, Svenska Salpeterverken och Kväveverket, KemaNord) gick samman till det nya företaget Supra. Ägarna i Supra var Boliden, SLR och KemaNord. Koncessionsförhandlingar om fabriken utsläpp till luft och vatten gjordes 1976. En svavelsyrafabrik byggdes 1978 och 1982 byggdes en ny salpetersyrafabrik och en ammoniumnitratfabrik. Boliden sålde 1981 sina aktier till Norsk Hydro. Vid den här tiden började det att gå trögt för företaget, de lade ner urea- och ammoniakfabrikerna 1987 och NP/KS och kalkammonsalpeterfabrikerna 1988. Norsk Hydro började efter hand att öka sitt aktieinnehav och hade 1989 hela 95 % av aktierna, året efter bytte företaget namn till Hydro Supra. 1991 byggdes en ny fabrik för tillverkning av tekniskt ammoniumnitrat. 1995 blev Norsk Hydro ensam ägare och företaget bytte då åter namn, denna gång till Hydro Agri. Idag tillverkar fabriken i Köping salpetersyra,

ammoniumnitrat, tekniskt ammoniumnitrat, NPK-växtnäring och har även kemikalieberedning. Det senaste namnbytet gjordes våren 2004 till Yara, detta efter att Norsk Hydro fusionerat ut och börsintroducerat Agriverksamheten (Yara AB, 2004).

2.1.1 Yaras tillverkningsprocesser

De olika produkter som gjorts på Yara i Köping under Gräsötippens användningsperiod (1945-1975) är ammoniak, urea, salpetersyra, NPK, NP/KS och kalkkammonsalpeter (KAS).

Ammoniakframställningen bestod av: luftseparering, förgasning, sotborttagning, avsvavling, CO-skift, CO₂-borttagning, kvävetvätt, kompression och slutligen ammoniaksyntes (Yara AB, processbeskrivning). I luftsepareringsdelen produceras syre genom partiell oxidation av brännolja och även kväve produceras. I nästa del, förgasningen, omvandlas kolväten (som brännolja) genom reaktion av en begränsad mängd syra till väte och kolmonoxid, detta sker genom att separat förvärma brännolja och gasformigt syre, som sedan blandas tillsammans med ånga till rätt reaktionstemperatur. I sotborttagningsdelen tvättas sotpartiklarna i den råa syntesgasen bort av vatten som används för att kyla och rengöra den råa syntesgasen från förgasningsdelen. Vattnet renas från sot genom en ström av brännolja och återcirkuleras. Suspensionen av sot i brännolja skickas till pelletisering. I pelletsen fastnar metaller och fasta partiklar som kommit in med råvaran. Den bildade pelletsen används som ångpannebränsle. I avsvavlingsdelen avlägsnas svavel från syntesgasen genom att gasen kommer i kontakt med en sulfinollösning som absorberar svavelväte och karbonylsulfiden. I nästa steg som är CO-skift behandlas gasen genom uppvärmning, mättnings av ånga och skiftkatalysatorer så att den största delen av kolmonoxiden tas bort. I CO₂-borttagningen tas koldioxid bort genom att gasen får gå genom en sulfinolenhet samt tvättning med utspädd kaustiklösning. Gasen består nu till 94 volymprocent av råväte. Kvävetvätten som är nästa steg tar bort kolmonoxid genom absorption i flytande kväve. I kompressionsdelen höjs trycket på syntesgasen för att kunna matas in i ammoniaksynteskretsen, där konverteras det renade väte och kvävet till ammoniak genom att cirkulera genom en katalysatormassa.

Urea (NH₂CONH₂) bildas genom reaktionskedjan:



Vid sammanförande av ammoniak och kolsyra under tryck bildas ammoniumkarbamat spontant till nästan 100 %. Vid temperaturer över 130°C sker en omsättning av ammoniumkarbamat till urea genom dehydrering vilket ger en smälta med två tredjedelar urea. Urea utvinns ur smältan genom successiv sänkning av trycket. Urealösningen bearbetas sedan till fast form via indunstning eller kristallisering (Wennberg, 1965).

Salpetersyra (HNO₃) tillverkas genom att ammoniak förbränns över ett platinanät som katalysator vilket gör att i huvudsak kvävedioxid (NO₂) uppstår. Kvävedioxiderna absorberas sedan i vatten så att salpetersyra bildas (Karlsson, 2004).

NPK (kväve-fosfor-kalium fullgödsel) bildas genom att först indunsta ammoniumnitrat-smälta (AN-smälta) som sedan blandas med forforsyra och neutraliseras med gasformig

ammoniak. Koncentrationen höjs i NP-dunstaren, pH justeras och smältan blandas med dolomit. Smältan bräddar till en granulator och blandas med fasta råvaror till exempel kaliumklorid eller natriumklorid. Blandningen passerar genom granuleringstrumman och får en finslipning till runda granuler som sedan torkas och siktas till önskad kornstorlek för att slutligen kylas och efterbehandlas (Karlsson, 2004).

2.2 Gräsötippens deponihistoria

Det är väldigt osäkert vad Yara har deponerat på Gräsötippen under dess användningsperiod och därför ska intervjuer utföras med anställda och före detta anställda på Yara för att ta reda på vad som kan ha deponerats, se nedan.

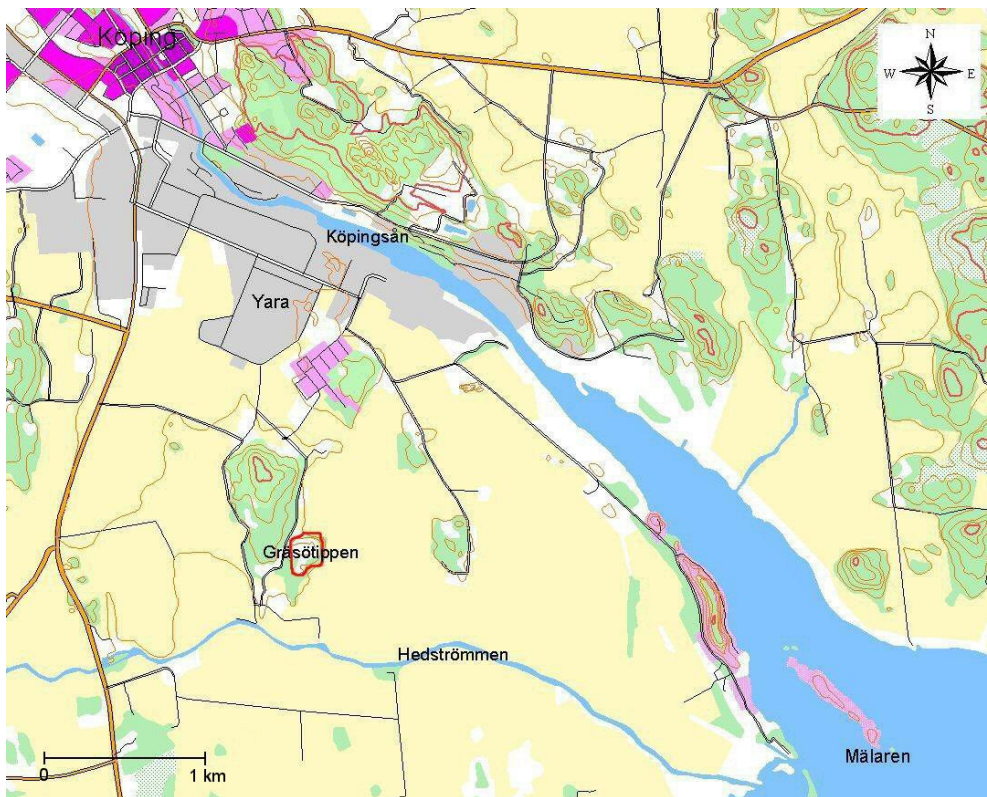
På kommunens del av Gräsötippen har både hushållsavfall och industriavfall deponerats under deponins användningsperiod mellan åren 1945 och 1975. Köping är en industristad som började sin industriexpansion år 1939 då Skånska Cement AB uppförde en fabrik i Köping, efter Skånska Cement AB kom många både stora och små industrier till staden (Björnånger, 1989). På en lista som länsstyrelsen i Västmanland har sammanställt, över identifierade industrier som verkar och har verkat i Köping, hittas till största del industrier som gjuterier, verkstadsindustrier och fabriker för ytbehandling av metaller (Lindholm, personligt meddelande). Alla dessa företag kan ha deponerat sitt avfall på Gräsötippen. Den typ av avfall som dessa industrier kan ha deponerat förutom brännbart avfall är bland gjutsand, slagg, oljerester, slam, färgrester och cyanidhaltiga vätskor. Under deponins användningsperiod var en oljecistern placerad vid den norra kanten av deponin. Olja brändes i gropar i den norra delen av deponin, en av dessa gropar syns tydligt idag och är placerad i den nordvästra delen av deponin (Olsson, personligt meddelande).

Gräsötippen finns idag upptagen som äldre avfallsupplag för hushålls- och industriavfall i översiktsplanen för Köpings kommun (Köpings kommun, 1990).

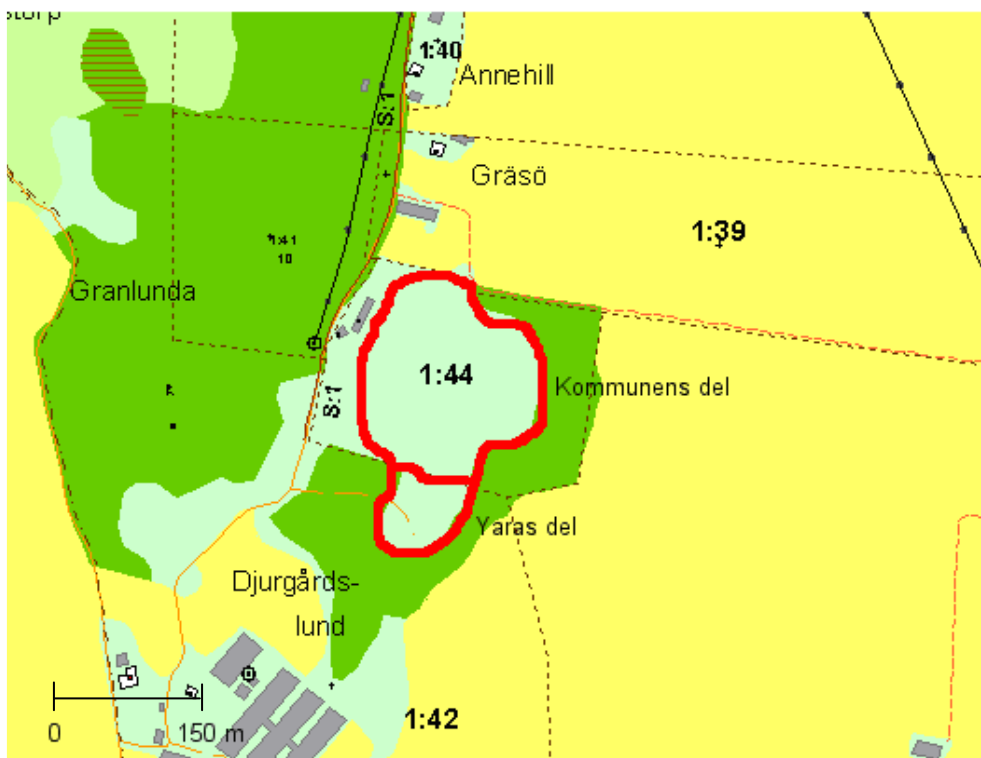
2.3 Platsbeskrivning av Gräsötippen

Gräsötippen började användas 1945 och togs ur bruk 1975. Deponin är belägen i Västmanlands län, närmare bestämt ca 3 km sydsydost om Köpings centrum. Det ligger ett jordbruksområde med åkermark öster om deponin och ett skogsbevuxet moränområde åt väster där det nu är hästhagar. Gräsötippen ligger i närheten av vattendragen Köpingsån, Hedströmmen och sjön Mälaren (Figur 1).

Det ligger två gårdar norr om Gräsötippen, Gräsö gård och Annehill gård och söder om deponin ligger Djurgårdslund gård med växthus för rosenodling. Deponin är ca 300 meter lång och ca 250 meter bred, med en höjd på ca 11 meter. Gräsötippen är i stort sett det ljusgröna området mitt i Figur 2, den mindre södra delen som sträcker sig in på fastigheten Sjtullen 1:42 har tillhört Yara medan övriga deponin, fastigheten Sjtullen 1:44, tillhör Köpings kommun.



Figur 1 Gräsötippen och dess omnejd (terräng- och fastighetskartan, Köping kommun).



Figur 2 Karta över Gräsötippen med fastighetsbeteckningar (fastighetskartan, Köping kommun). Svartprickade linjer motsvarar tomtgränser, röda smala linjer är vägar, gula fält är åkermark, gröna fält är barr- och blandskog samt ljusgröna områden är öppen mark.

Deponin är invallad från uppfartsvägen i söder, runt södra delen och längs med halva östra sidan. Vallen är ca 1,5 meter hög och har ett avstånd på mellan 2 till 10 meter från deponin. I området söder om deponin och innanför invallningen är marken ofta sank. Väster om sankmarken och upp mot moränområdet väster om deponin, ligger lite större stenblock här och var, detta område är också den nordligaste delen av en ko- och tjurhage. Längs med vägen väster om deponin går ett dike med dräneringsrör som svänger av in mot deponin i nordöstlig riktning före byggnaderna på Sjötullen 1:44. Det går även dräneringsrör längs med norra och östra sidan av deponin vilka går ihop i en dräneringsbrunn i nordöstra hörnet av deponin. Deponin är bevuxen med gräs och en del mindre buskar och träd, runt kanterna finns mer träd än på resten av deponin. Sjötullen 1:44 används idag som hästhage och den del av deponin som finns på Sjötullen 1:42 används idag endast till att kompostera trädgårdsavfall från rosenodlingen (Figur 3).



Figur 3 Vänstra fotot visar en vy över norra delen av deponin (Kommunens del) och högra fotot visar en vy över södra delen av deponin (Yaras del), båda fotona är tagna från norr mot söder.

Enligt jordartskartan (SGU, 1975) består jordbruksmarken till öster om deponin av postglacial finlera. Söder och nordväst om deponin är det områden med glacial lera samt väster och sydväst om deponin består marken av sandig-moig morän.

Det mer höglänta moränområdet med berg i dagen väster om deponin fungerar troligen som vattendelare. Vattnet i det låglänta området öster om vattendelaren kan strömma mot Köpingsån i nordost eller mot Hedströmmen i sydost. Efter platsbesök (041029) tros vattenflödet i Gräsötippen gå från nordväst mot sydöst, i riktning mot Hedströmmen. Vattenflödet i Hedströmmen regleras för att vatten inte ska svämma över åkermarken runt omkring vilket skedde före regleringen. Ett jordskred har skett på deponins östra sida ut på åkermarken, antagligen på grund av tryck från deponin.

2.4 MIFO

1990 började Naturvårdsverket planera för åtgärder för efterbehandling och sanering av förorenade områden. För att kunna riskbedöma och jämföra förorenade områden utarbetades en enhetlig Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO) av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 1999). Metodiken var färdig att användas 1999 och

består av två faser, den första fasan är *orienterande studier* och den andra fasan är *översiktliga undersökningar*. Mellan åren 1992 och 1994 utfördes en Branschkartläggning (BKL) där ett 60-tal verksamheter och industribranscher kartlades för att se om det finns något efterbehandlingsbehov av förorenade områden i Sverige. En riskklassning av de olika objekten gjordes utifrån effekter på hälsa och miljö. BKL måste anses osäker i många fall eftersom den bara bygger på befintliga data som inte alltid är tillförlitliga. BKL är i de flesta fall även otillräcklig som underlag för bedömning av vilka förorenade områden som behöver efterbehandlas och därför utvecklades MIFO som en utökning av BKL.

MIFO är en av sex rapporter om Bedömningsgrunder för miljö kvalitet som Naturvårdsverket ger ut. De risker som bedöms i MIFO omfattar mark, ytvatten, grundvatten, sediment samt förorenade byggnader och anläggningar, både idag och i framtida situationer. De olika aspekter som bedöms är uppdelade i fyra delar: föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar och känslighet/skyddsvärde (Naturvårdsverket, 1999).

Föroreningarnas farlighet bedöms genom att ta reda på vilka föroreningar som existerar i området och vilken risk föroreningarna har beroende på deras hälso- och miljöfarlighet. Här tas ingen hänsyn till föroreningarnas samverkans effekter men i den samlande bedömningen ges området en högre risk vid många föroreningar än vid få. Som hjälp vid bedömningen kan Kemikalieinspektionens föreskrifter och klassificeringar av ett stort antal kemikalier användas (Kemikalieinspektionens begränsningslista och OBS-lista). Föroreningen indelas sedan efter om den har låg, måttlig, hög eller mycket hög farlighet.

Föroreningsnivån bedöms beroende på hur förorenat området är med hänsyn till föroreningarnas halter, mängder och volymer av förorenade massor, vilket görs separat för varje förorening. Bedömningen av halter relateras till effekterna med hjälp av ett framtaget riktvärde, vilket ger bedömning av tillstånd, och relaterat till ett jämförvärde, vilket ger en bedömning av avvikelser. Bedömning av tillstånd indelas i mindre allvarligt, måttligt allvarligt, allvarligt eller mycket allvarligt tillstånd. Bedömning av avvikelser från jämförvärdet indelas i ingen eller liten påverkan, trolig påverkan, stor påverkan eller mycket stor påverkan av punktkälla. Bedömningen av mängd och volym görs så att riskerna relateras till om föroreningsmängden är stor eller liten. Det bedöms att större mängder förorenade volymer utgör större risk än små volymer. Föroreningsnivån blir sedan en sammanvägning av de olika bedömningarna av föroreningens halt, mängd och volym.

Spridningsförutsättningarna bedöms utifrån risken för hur snabbt föroreningar kan spridas i olika medier samt från ett medium till ett annat. Inga exakta beräkningar behövs av spridningshastigheten, utan en uppfattning om föroreningsspridning sker eller kan komma att ske är tillräcklig. När spridning sker ska en uppfattning ges om vilken storleksordning det är på spridningshastigheten. För att kunna bedöma detta behövs kunskap om främst grundvattenytans lutning, individuella marklagers egenskaper, täta och genomsläppliga lager samt sprickzoner i berg. Snabb spridning av föroreningen bedöms som en större risk än långsam spridning när föroreningen finns i halter som kan ge negativa effekter. Risken indelas i små, måttliga, stora och mycket stora spridningsförutsättningar beroende på vad bedömningen visat.

Känslighet/skyddsvärde bedöms utifrån hur allvarligt det betraktas att människor, djur och växter exponeras för föroreningen i området idag och i framtiden. Den kunskap som behövs är om föroreningen är lokaliserad vid ytan eller i djupare jordlager (vilket ger olika grad av exponering), vart föroreningen kan spridas som medför risk för negativa effekter och vilken markanvändning som är aktuell för området. Riskerna delas upp i en känslighetsbedömning för människan och en skyddsvärdesbedömning för miljön. Riskbedömningen för människan sker på individnivå och indelas i liten, måttlig, stor och mycket stor känslighet. För miljön indelas det i litet, måttligt, stort och mycket stort skyddsvärde för de arter och ekosystem som exponeras för föroreningarna i området.

De fyra ovannämnda aspekternas bedömningar vägs samman och resulterar i att området inordnas i en av fyra riskklasser:

Klass 1 – Mycket stor risk

Klass 2 – Stor risk

Klass 3 – Måttlig risk

Klass 4 – Liten risk

Med hjälp av den här bedömningen kan sedan olika förorenade områden jämföras och därmed prioriteras vilka som är i störst behov av åtgärder. Tillvägagångssättet för att komma fram till en av riskklasserna beskrivs nedan i MIFOs två faser.

2.4.1 Fas 1 – orienterande studier

De orienterande studier som görs i fas 1 består av följande sex steg:

- Objekts- och branschidentifiering utgår ifrån den befintliga informationen från den tidigare branschkartläggningen. Därefter genomförs en ny sökning av objekt och branscher. Hjälpmiddel för att hitta nya objekt kan vara lokala hembygdsföreningar, äldre fotografier, flygbilder, kartor, industrilitteratur, länsstyrelsen samt att intervjua personer med lokalkännedom.
- Insamling av tillgänglig information om området görs genom platsbesök, intervjuer samt kart- och arkivstudier. Den insamlade informationen sammanställs sedan på blankett A (administrativa uppgifter) och blankett B (verksamhets-, områdes- och omgivningsbeskrivning) se Bilaga 7.
- Sammanställning och bedömning av uppgifterna med avseende på föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar och känslighet/skyddsvärde. Detta görs med hjälp av blanketterna C (föroreningsnivå) och D (spridningsförutsättningar) se Bilaga 7.
- Riskklassning av området till en av de fyra riskklasserna med hjälp av blankett E (samlad riskbedömning) se Bilaga 7.
- Prioritering av vilka områden som bör gå vidare till fas 2. Kostnaderna för en undersökning enligt fas 2 är stora vilket gör att inte alla misstänkta förorenade objekt kan undersökas enligt fas 2 på en gång. De områden med akuta hälso- och/eller miljörisker eller områden med betydande halter och mängder av föroreningar är de som först bör undersökas vidare.
- Resultaten sammanställs i en rapport som sedan lagras i en databas.

2.4.2 Fas 2 – översiktliga undersökningar

De översiktliga undersökningar som görs i fas 2 består av följande åtta steg:

- Rekognosering av området för att få en bild över risken för föroreningsspridning i området, vilket sker med hjälp av tillgängligt kartmaterial. Ett platsbesök görs enbart om något behöver kompletteras till platsbesöket som gjordes i fas 1.
- Vid dåligt geologiskt kartunderlag upprättas en geokarta över området som visar de geologiska huvuddragen. Geokartan ska vara underlag för provtagningsplanen och användas för bedömning av spridningsriskerna.
- En plan för provtagning upprättas där det uppges vilka medier som ska provtas, var prover och borrhning ska utföras, hur proverna ska tas samt hur proverna ska beredas och vilka analyser som ska utföras på respektive prov. De medier som ska provtas samt var prover och borrhning ska utföras sammanställs på en områdeskarta. Provtagningspunkter och media tas enbart så många som behövs för att kunna beskriva föroreningssituationen så att föroreningen och dess spridning verifieras samt för att få ett mått på bakgrundsnivån.
- Provtagningen utförs i enlighet med provtagningsplanen.
- Proven analyseras. I MIFO-modellen har ett antal kemiska analyser och toxikologiska tester rekommenderats. Om det finns uppgifter om att specifika ämnen hanterats eller släppts ut på platsen, ska analyser göras för dessa ämnen.
- Sammanställning och vidare bedömning av det som framkom i fas 1 med den nya information som tillkommit, med avseende på föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar och känslighet/skyddsvärde. Detta görs med hjälp av blanketterna C (föroreningsnivå) och D (spridningsförutsättningar) se Bilaga 7.
- Riskklassning av området till en av de fyra riskklasserna med hjälp av blankett E (samlad riskbedömning) se Bilaga 7. Klassificeringen kan bli annorlunda än i fas 1 och är här mer säker eftersom den bygger på mer information.
- Resultaten sammanställs i en rapport som sedan lagras i en databas.

2.5 Tidigare studier

Enligt branschkartläggningen har Gräsötippen klassats till riskklass 2 (Lindholm, personligt meddelande). Som tidigare nämnts har det gjorts två examensarbeten vid Mälardalens högskola om Gräsötippen, då undersöktes enbart kommunens del av deponin, enligt MIFO fas 1 och fas 2.

I den första rapporten, av Lagerquist (2002), var Gräsötippen efter fas 1 inordnad i riskklass 2, stor risk. Det som ligger till grund för riskklassningen är studier av kartor över området, platsbesök och tagna lakvattenprover i en brunn och i en vattenansamling. Lagerquists slutsatser är att dokumentationen över den verksamhet som bedrivits vid Gräsötippen är mycket bristfällig. Risken för spridning av föroreningar från deponin är små beroende på att den underlagras av tätande lera men det finns stor risk för höga föroreningshalter i deponins närområde. Det är även av stor vikt att rutiner finns för kontroll av upplaget i framtiden.

I den andra rapporten, av Mattson-Ulfstedt och Ljungberg (2002), var Gräsötippen efter en fas 2-studie fortfarande tilldelad riskklass 2, stor risk. Vatten från dagvattenbrunnar och diken i närheten av deponin analyserades och det gjordes även en litteraturstudie och fallstudie. Analyserna visade att halten av aluminium, zink, koppar och nickel var högre än

medianvärdet från andra prover från deponier och att inga observerade halter av organiska ämnen låg över detektionsgränsen. Deras slutsatser är att det finns risker för vidare spridning av föroreningar från deponin till den omgivande miljön. Vid ett eventuellt kontrollprogram borde vissa nyckelparametrar för grund- och ytvatten analyseras med jämna mellanrum. De rekommenderar att mer grundliga studier utförs med till exempel provtagning via borrhål, för att fastställa hur spridningen från deponin sker och i vilka halter ämnena påträffas.

2.6 Riktvärden och jämförvärden

För att kunna tillståndsbedöma en uppmätt föroreningshalt jämförs föroreningshalten med ett riktvärde. Ett riktvärde är en nivå av en förorening som inte kan överskridas utan risk för hälso- och/eller miljöskador. Naturvårdsverket har tagit fram ett antal svenska riktvärden för förorenad mark och förorenat grundvatten vid bensinstationer (Naturvårdsverket, 2005). När de svenska framtagna riktvärdena inte räcker till används i andra hand motsvarande utländska riktvärden för mark. När svenska riktvärden saknas för grundvatten används i andra hand Livsmedelsverkets hälsogränsvärden.

De svenska riktvärdena har tagits fram genom att använda en modell som baseras på metoder och modeller använda i andra länder, speciellt Nederländerna, USA, Kanada och Danmark. Modellen använder fysikaliska och kemiska data, data om utspädning i grundvatten, ytvatten och inomhusluft, data för olika exponeringsvägar samt data om toxiciteten för människa och miljö (Naturvårdsverket, 1996). Riktvärdena är satta så att de är anpassade till de svenska förhållandena.

Vid avvikelsebedömning av en uppmätt föroreningshalt används ett jämförvärde. Jämförvärdet ska motsvara den halt av ämnet som ska finnas i området om det inte var påverkat av någon punktkälla, det vill säga den naturliga förekomsten av ämnet och eventuellt diffust antropogent tillskott. Jämförvärdena för grundvatten är framtagna i Naturvårdsverkets *Bedömningsgrunder för grundvatten* (Naturvårdsverket, 1999). Jämförvärdena för mark motsvaras av den 90:e percentilen av SGUs markgeokemiska kartering.

De riktvärden och jämförvärden som framtagits av Naturvårdsverket täcker bara ett litet antal av alla ämnen som kan hittas i förorenad mark och förorenat grundvatten. I denna undersökning har holländska riktvärden och åtgärdsgränser använts (Staatcourant, 2000) i andra hand vid bedömningen för mark och i tredje hand bakgrundshalter framtagna av SGU från deras geokemiska karta (Andersson, 2004). För grundvattnet har i andra hand Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten använts (SLVFS 2001:30) och i tredje hand holländska riktvärden och åtgärdsgränser för förorenat grundvatten (Staatcourant, 2000). För att få ett grepp om ifall Gräsötippens lakvatten och förorenade sediment är förorenade i låg eller hög grad, jämfört med andra förorenade områden, har Gräsötippens värden jämförts med värden som sammanställts från flera olika deponier. I rapporten *Handbok för lakvattenbedömning* skriven av Öman et al. (2000a) finns tabeller över resultat från tidigare karakteriseringar av lakvatten och förorenade sediment från ett antal deponier.

2.7 Avfallsdeponier

2.7.1 Lakvatten

En deponi kan tillföras vatten genom infiltration från nederbörd, ytvatten och grundvatten i omgivningen. Lakvatten är det vatten som lämnar deponin tillsammans med vattenlösliga ämnen och nedbrytningsprodukter från deponimaterialet (Naturvårdsverket, 1994). Deponier med hushålls- och industriavfall ger ett lakvatten med bland annat metaller och organiska föreningar, som kan vara giftiga för organismer och även på andra sätt miljöfarliga (Öman och Wennberg, 1997). De olika ämnena som hittas i lakvatten och deras koncentrationer varierar mycket beroende på typ av deponi, deras provtagningsplats i deponin, tidpunkt på året samt när i deponins livstid som provtagningen sker (Kulander, 1990). Lakvattnets sammansättning kan variera i olika delar av deponin eftersom avfallet inte alltid är homogent. Lakvattnets sammansättning beror också på en mängd olika processer (se kap. 2.7.2) och vilken nedbrytningsfas som det organiska avfallet befinner sig i (se kap. 2.7.3).

2.7.2 Deponins processer

I en deponi sker det biologiska, fysikaliska och kemiska processer som påverkar de olika föroreningarnas uppträdande i marken. Processerna bidrar till transporten, kvarhållningen, lösligheten och omvandlingen av de förorenande ämnena i deponin (Naturvårdsverket, 1995a).

Transport

Advektion är ofta den process som i störst utsträckning påverkar föroreningarnas transport. Advektion innebär att föroreningar som är lösta i vatten följer med det strömmande vattnet. Storleken på transporten via advektion beror på föroreningens koncentration i vattnet och vattenflödet. Vattenflödet styrs av olika faktorer beroende på om deponin är placerad över eller under grundvattenytan. När deponin är placerad över grundvattenytan styrs vattenflödet av deponins täta skikt, den hydrauliska konduktiviteten hos materialet, nederbörd och avdunstning. När deponin är placerad under grundvattenytan styrs vattenflödet av grundvattenytans lutning och den hydrauliska konduktiviteten hos materialet. Vattenströmningen i det omättade materialet är ofta långsam men kan vara betydligt snabbare i till exempel sprickor, zoner med grövre material och i rotkanaler.

Densiteten hos föroreningen kan styra dess transport. Höga koncentrationer kan ge en högre densitet än vattnets och då sjunker föroreningen genom den mättade jorden tills den möter mindre genomsläppligt material eller har späts ut så mycket att skillnaden i densitet försvunnit. Vid en lägre densitet kan föroreningen lägga sig som ett lager ovanför grundvattnet och bilda en separat fas och spridningen bestäms därmed till största del av grundvattenytans lutning.

Det finns många olika processer som blandar föroreningarna med det strömmande vattnet, dessa processer kallas med ett gemensamt namn för *dispersion*. Dispersion sker genom att vattnet hittar olika vägar genom materialet och dessa vägar tar olika lång tid.

Diffusion är ytterligare en transportprocess som beror av molekylernas värmerörelse. Ämnen rör sig från områden med hög koncentration till områden med låg koncentration, vilket leder till en spridning av ämnet. Diffusion har större betydelse i områden där vattenflödet är litet, som till exempel i lera.

För föroreningar med låg löslighet eller högt ångtryck (flyktiga organiska föroreningar och kvicksilver) är *förångning* en viktig process. Förångning är den process som gör att en förorening övergår från vätskefas till ångfas. Storleken av förångningen beror på fördelningen av föroreningen i porvattnet, porluften samt de fasta partiklarna i materialet. Transporten av ånga och gas sker genom luftflöden i materialet och genom diffusion i de luftfyllda porerna.

Det sker även en rad olika *biologiska transportprocesser* i en deponi genom att organismer förflyttar material och genom att växternas rotsystem suger upp vatten som innehåller föroreningar.

En kolloid är en mycket liten partikel som svävar fritt i vattnet och därmed transporteras lätt med strömmande vatten. *Kolloidtransport* är transport av de ämnen som fastläggs på kolloider. Föroreningar fastläggs lätt på kolloider, särskilt de föroreningar som har låg löslighet.

Kvarhållning

Sorption är ett samlingsnamn för den kvarhållande processen där lösta ämnen attraheras till fasta ytor och fastnar på dessa. Sorption leder till att koncentrationen av en förorening minskar i vattnet och dess transport blir långsammare så länge mättnad inte har uppkommit. Kvarhållande processer är fysisk adsorption, kemisk adsorption och fällning. Strikt sett är dock inte fällning en sorptionsprocess eftersom fällning även kan ske vid övermättnad av ett ämne i lösningen.

Löslighet

En förorenings halt i vattnet beror på faktorer som förorenings kemiska egenskaper, halt i avfallet och marken, sorptionseffekter och löslighetsjämvikter. *Lösligheten* för tungmetaller beror på bland annat på pH, redoxpotential och vilka andra ämnen som finns i materialet. Lösligheten hos organiska ämnen styrs av dess polaritet.

När en metallisk katjon reagerar med en organisk eller oorganisk komplexbildare sker en *komplexbildning*. Det finns många ämnen i ett lakvatten som kan bilda komplex med tungmetaller, till exempel humusämnen, vilket ger en minskad sorption och ökad rörlighet av tungmetaller i lakvatten. Tungmetallernas rörlighet minskar dock om humusen binds till mineralytor i jorden. Något som också påverkar rörligheten av metaller i vattnet är redoxförhållandena. Tillgänglighet av syre, nedbrytning av organiskt material och geokemiska och biokemiska reaktioner i marken inverkar på redoxpotentialen.

Omvandling

Vitringsprocesser är omvandlingsreaktioner som sker vanligtvis genom oxidation vid kontakt med luftens syre, eller en upplösningsreaktion med luftens koldioxid vilket ger en

sur reaktion. Vittring påverkar materialets kemiska och mekaniska egenskaper, och dess storlek beror på buffringskapaciteten som avfallet och deponins täcksiktmaterial ger.

Nedbrytning av organiska ämnen sker i marken genom biologiska processer eller abiotiska reaktioner. Detta kan ge de förorenade ämnena en annan rörlighet och toxicitet i materialet. Vanligt i organiskt avfall är mikrobiell nedbrytning, olika faser kan där urskiljas (se nedan).

2.7.3 Deponins nedbrytningsfaser

Beroende på vilka processer, främst biologiska, som sker i en deponi kan deponier med organiskt avfall delas in i fem olika faser. De fem faserna är initial fas, syre- och nitratreducerande fas, sur anaerob fas, metanbildande fas och sist en humusbildande fas (Öman, 1991). Allt avfall behöver inte vara i samma fas utan olika delar av avfallet kan befinna sig i olika faser beroende på innehåll och ålder på avfallet.

Den initiala fasen är den tid från det att avfall börjat deponeras tills det att den biologiska nedbrytningen accelererar. I denna fas sker en liten biologisk nedbrytning vilket inte ger någon produktion av gas. Det lakvatten som produceras är det vatten som ingick i avfallet och som pressas ut vid kompaktion.

Den biologiska nedbrytningen har accelererat i den *syre- och nitratreducerande fasen*, först sker en nedbrytning med syre som oxidationsmedel och sen med nitrat. I denna fas är det koldioxid, vatten och lite kvävgas som bildas. Vid reducerande förhållanden, som det är i denna fas, bildas även ammonium genom nedbrytning av det organiska materialet (Fetter, 1999). Stora mängder värme produceras eftersom den mikrobiella aktiviteten är hög. Denna fas är kort, syret förbrukas på bara några dagar och totalt är fasen ca 1 vecka lång (Öman, 1991). Men tidsangivelsen är väldigt osäker eftersom fasens längd beror på de fysikaliska, kemiska och biologiska förhållanden och kan variera kraftigt mellan olika deponier.

Den sura anaeroba fasen börjar när allt syre och nitrat har förbrukats och sulfatrespiration (sulfat reduceras till vätesulfid) och fermentation (både elektronacceptor och elektronodonator utförs av organiska föreningar) sker. Detta leder till att flyktiga fettsyror, ättiksyra, väte och koldioxid bildas samt att pH sjunker till ca 4-5 i lakvattnet vilket ger större löslighet hos metallerna. Vätgas produceras och kvävgasproduktionen sjunker. Fasen pågår i ca 10 år (Öman, 1991).

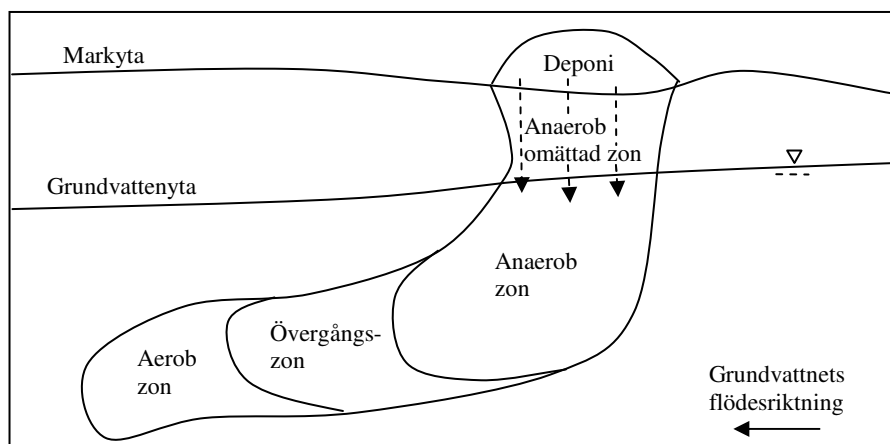
I den *metanbildande anaeroba fasen* bildas metan då metanproducerande bakterier omvandlar ättiksyra, väte och koldioxid. Reducering av flyktiga fettsyror leder till att pH ökar och därmed sjunker koncentrationen av lösta metaller och komplexbundna metaller till organiska fettsyror. Gasen som bildas består av till mer än hälften av metan och i övrigt främst av koldioxid. Efter denna fas återstår det till största delen bara kvar svårnedbrutet organiskt material. Den metanbildande fasen pågår i ca 100 år (Öman, 1991).

Den bakteriella aktiviteten avtar eftersom substratet nu är mer svårnedbrytbart och den *humusbildande fasen* inleds. Gasproduktionen avtar därmed och kvävehalten ökar i gasen, humusliknande ämnen komplexbinder med metaller och gör därigenom metallerna mer rörliga som kolloider i lakvattnet. Denna sista fas kan pågå mer än 1000 år (Öman, 1991).

2.7.4 Geokemisk zonbildning

De biologiska processerna och vattenströmningen leder till att olika zoner av lakvatten sprids från deponin i en föroreningsplym. Föroreningsplymen består av tre delar, anaerob zon, övergångszon och aerob zon (Figur 4). I den *anaeroba zonen* produceras till exempel metan och ammonium och i den här zonen sker även upplösning av järnoxider. I *övergångszonen* sker reduktion av nitrat och järn som fälls ut på grund av syretillgång. I den sista zonen, fronten av plymen, den *aeroba zonen* är det stor tillgång på syre och nitrat (Fetter, 1999).

Den aeroba zonen motsvaras av den initiala fasen och början av den syre- och nitratreducerande fasen. Övergångszonen motsvaras av resten av syre- och nitratreducerande fasen och början på den sura anaeroba fasen. Den sista zonen, den anaeroba zonen motsvaras av resten av den sura anaeroba fasen och av den metanbildande anaeroba fasen.



Figur 4 Lakvattenplym, från deponi med organiskt material, med olika geokemiska zoner.

2.7.5 Efterbehandling av befintlig deponi

För att minska spridningen av föroreningar från en befintlig deponi kan den till exempel sluttäckas, avfallet kan grävas upp, vertikala barriärer i jorden runt deponin kan installeras eller så kan det bildade lakvattnet samlas upp och tas omhand.

Sluttäckning är ofta det gynnsammaste alternativet för efterbehandling hos en äldre befintlig deponi. Sluttäckning innebär att avfallet täcks permanent med jord eller andra material för att minska lakvattenproduktionen. Sluttäckningen ska både vara beständig och tät, vilket ger att täckningen kan delas in i två huvuddelar ett tätskikt respektive ett skyddsskikt (Naturvårdsverket, 1995b). Tätskiktet fungerar som vattenbarriär och skyddsskiktet skyddar mot yttre nedbrytande krafter (erosion). En täckning kan bestå av flera olika delskikt med olika funktioner men varje delskikt hör till en av de två huvuddelarna. Till tätningsmaterial kan naturmaterial, syntetiska material eller restprodukter användas. Till naturmaterial hör lera som är en bra vattenbarriär, till syntetiska material hör bland annat geomembran och bentonit samt till restprodukter hör slamartade produkter som rötslam vilket har goda tätningssegenskaper.

Något som är mycket kostsamt är att gräva upp avfallet för att rena det, transportera det till annan deponi eller för att anlägga ett bottentätskikt och dränering i efterhand. Det kan vara en bra efterbehandlingsmetod om det till exempel rör sig om en mindre mängd miljöfarligt avfall (Naturvårdsverket, 1994).

Installation av vertikala barriärer i jorden runt upplaget kan användas för att separera lakvattnet från grundvattnet genom att få ett isolerat magasin av lakvatten under deponin (Naturvårdsverket, 1994). Lakvattnet i magasinet pumpas sedan upp och tas om hand. De vertikala barriärerna kan bestå av täta spontar, slitsmurar eller som injekterade tätskärmar.

Uppsamling av lakvatten genom pumpning i rörbrunnar som installeras i eller runt deponin är en metod som är ganska enkel att använda vid befintliga deponier (Naturvårdsverket, 1994). Grundvattenytan under deponin avsänks och allt lakvatten som bildas i deponin och perkolerar vidare till grundvattnet pumpas upp och tas om hand. Vattenmängderna blir dock ganska stora eftersom lakvattnet späds ut med icke förorenat grundvatten och reningen blir därmed mindre effektiv. För att minska tillrinningen av icke förorenat grundvatten kan vertikala barriärer installeras, djupa diken eller dränering runt om deponin anläggas. Pumpning och dikning eller dränering runt om deponin för uppsamling av lakvatten kan vara mycket effektivt när en mindre del av deponin utgör ett naturligt utströmningsområde där lakvattnet koncentreras.

2.8 Grundvattenflöde

För att kunna förstå förorenings-spridningen från en deponi måste de hydrogeologiska förhållandena klargöras. Kunskap behövs om jordlagerföljd, grundvattenstryck, hydraulisk konduktivitet, grundvattenströmning, avstånd till grundvattenyta, avstånd till ytvattendrag m.m. (Naturvårdsverket, 1994).

Grundvattenflödet kan beräknas med hjälp av Darcys lag (Ekvation 1). Flödet sker i riktning mot avtagande potential vilket ger minustecknet i ekvationen (Grip och Rodhe, 2000). För att beräkna flödet har den hydrauliska konduktiviteten stor betydelse, men den varierar kraftigt mellan olika jordar och även i samma jordart beroende på olika strukturer i jorden. Det gör att det är svårt att få fram säkra värden på den hydrauliska konduktiviteten för naturliga förhållanden. Grundvattnets *hastighet* ges av flödet per effektiv tvärsnittsarea (Ekvation 2). Den fås genom att dividera flödet med jordens porositet. Eftersom konduktiviteten är svår att bestämma blir grundvattnets beräknade hastighet också osäker, däremot är det lättare att bestämma riktningen. Grundvattenflödets strömning sker längs med grundvattenytans lutning. Det behövs åtminstone tre observationspunkter med grundvattenytans nivå för att kunna bestämma riktningen på grundvattnets flöde. Grundvattenytan i den öppna akvifären följer oftast markytans lutning vilket leder till att grundvattnets flödesriktning går vinkelrätt mot markytans höjdkurvor.

$$\frac{Q}{A} = -K \cdot \frac{dh}{dl} \quad (1)$$

$$v = -K \cdot \frac{dh}{dl} \cdot \frac{1}{n} \quad (2)$$

Q = flöde [m^3 /dygn]

A = tvärsnittsarea [m^2]

K = hydraulisk konduktivitet [m /dygn]

dh/dl = ändring i totalpotential per längdenhet [m/m]

v = grundvattenhastighet [m /dygn]

n = porositet

2.9 Ämnesbeskrivningar

Nedan beskrivs allmänt om organiska ämnen, metaller och närsalter. Vissa ämnen har valts ut och beskrivits närmare. De ämnen som valts ut bland de organiska ämnena är vanligt förekommande ämnen i en deponi och de två metaller, vanadin och krom, som beskrivs närmare har valts eftersom det finns risk att de förekommer i deponimaterialet ifrån Yara.

2.9.1 Organiska föreningar

De flesta organiska föreningar som kommer ifrån mänskliga aktiviteter och förekommer i miljön kan ses som en förorening. Många organiska föreningar kommer också från naturliga källor men brukar då inte finnas i detekterbara halter. I samhället används idag 50 000 – 100 000 olika ämnen och de flesta av dem är organiska föreningar. Detta gör att höga halter av organiska föreningar kan förväntas finnas i lakvatten från deponier. Riskerna med organiska föreningar varierar från ingen risk till mycket akut risk. Risknivån beror på graden av exponering (ju längre tid ämnet finns i miljön, desto större risk att det ger en effekt), toxicitet, bioackumulerbarhet och biomagnifierbarhet. Samverkans effekter höjer också risken gentemot enskilda föreningar, vilket bör beaktas när de enskilda föreningarna beskrivs nedan. (Öman et al., 2000b)

Alifater har låg löslighet i vatten och deras densitet är lägre än vattnets densitet vilket gör att alifater hittas i jorden i den zon som grundvattnet varierar i under året. Alifater som till största delen har mellan fyra och tio kolatomer (C4-C10) har sitt ursprung i bensin medan alifater som har till största delen mellan tretton och tjugo kolatomer (C13-C20) har sitt ursprung i diesel (Larsson & Lind, 2001).

Aromater härstammar bland annat från råolja och stenkolkstjära. Grundstommen i alla aromater är bensen. Bensen, etylbensen, toluen och xylener har ofta samlingsnamnet *BTEX* och är monoaromatiska kolväten (MAH). Bensen kommer främst från bensin och är direkt hälsofarligt att inandas, är cancerogent för människor och mycket toxiskt för vissa akvatiska organismer (Öman et al., 2000b). Inom industrin används bensen och toluen som lösningsmedel. BTEX har hög löslighet i vatten (Larsson & Lind, 2001).

PAH står för polyaromatiska kolväten. PAHer har låg löslighet i vatten och de är lipofila (fettlösliga) vilket gör att de kan lagras i organismer. PAH bildas vid förbränning av industriavfall, vid koks- och träkolstillverkning och vid vissa elektrolytiska processer. Vissa PAHer är cancerogena (Öman et al., 2000b).

Fenol kan förekomma som färgämne i vissa blommor och i ligninstrukturer i trä. Fenol används främst som desinfektionsmedel och vid tillverkning av fenolderivat. Fenol består av en aromatisk ring och när en eller flera kloratomer tillkommer bildas klorfenoler, ju fler kloratomer som sätts fast på den aromatiska ringen desto mindre vattenlöslig blir föreningen. Det är främst vid färg- och läkemedelsframställning samt vid tillverkning av bekämpnings-, konserverings- och träskyddsmedel som klorfenoler används. Både pentaklorfenol och övriga polyklorerade fenoler är cellgifter (Öman et al., 2000b).

PCB (polyklorerade bifenyler) är ett samlingsnamn för de flesta klorerade föreningar som har bifenyl som grundbyggsten. Föreningen blir mer beständig ju fler kloratomer som binder till bifenylen (Öman et al., 2000b). PCB är en svårnedbrytbar organisk förening och den bioackumuleras och biomagnifieras när den sprids i miljön (sanera PCB, 2005). PCB har använts i elektrisk utrustning som transformatorer och kondensatorer och som mjukgörare i plast och fogmassa. Användning av PCB förbjöds 1972 efter att dess miljöpåverkan insetts.

2.9.2 Metaller

De flesta metaller och halvmetaller används idag i samhället inom områden som elektronik, legeringar, byggmaterial, glas, plast och medicin. Metaller förekommer bland annat i sötvatten i naturligt låga halter. Halten av metallen i fast fas eller i vattenfas bestäms till största delen av processer som komplexbindning, sorption och utfällning (Öman et al., 2000b). Metallkoncentrationen i vatten ökar vid komplexbildning och minskar vid sorption och utfällning. Risken är större att metallen orsakar miljöproblem om den är löst i vattnet än om den är bunden till partiklar. Metallernas löslighet i vatten beror på pH, redoxpotential och koncentration av komplexbindande substanser, både organiska och oorganiska. Bly, kadmium, koppar, zink och mangan har större löslighet vid lågt pH medan krom och järn inte påverkas av pH i lika hög grad.

En metalls biotillgänglighet och toxicitet beror bland annat av dess förekomstform (Öman et al., 2000b). Vilken förekomstform metaller har i lakvatten är ofta svårt att förutse men de former de kan anta är metallassociering med kolloider, fria joner, oorganiska komplex och mindre organiska komplex. Det finns både organiska och oorganiska kolloider i lakvatten och eftersom kolloiderna har en stor yta kan de binda stora mängder av metaller. Koppar, bly och aluminium bildar stabila humuskomplex, vilket minskar deras biotillgänglighet i humusrika vatten. Humus kan även öka rörligheten hos metaller som järn, aluminium, bly, arsenik och kvicksilver då humusen fungerar som bärare av metallen. Biotillgängligheten hos vissa metaller kan även påverkas av en del svavelorganiska föreningar till följd av bindning till icke polära och lipofila komplex.

Vanadin finns ofta i eldningsolja och omfattande utsläpp sker vid förbränning av dem. Vanadin hämmar enzymaktiviteten hos organismer som medverkar i nedbrytnings-

processerna i marken, bland annat minskas fosfataktiviteten. Växter kan anrika vanadin i sina rötter och ge risk för ett ökat upptag i till exempel vissa foderväxter som kan leda till allvarliga skador hos idisslande tamboskap. Vanadin kan ersätta järn i jorden vilket leder till att det ofta finns en hög negativ korrelation mellan deras halter i marken (Naturvårdsverket, 1997).

Krom används bland annat inom olika former av ytbehandling tack vare sitt goda korrosionsskydd och som legeringsämne i rostfritt stål. Krom är en redoxkänslig tungmetall som förekommer vanligast som krom(III) eller krom(VI) i mark och vatten. Krom(III) förekommer mest som krom(III)hydroxid som har en mycket låg löslighet vid $\text{pH} > 6$ och vid närvaro av järn(III) minskar lösligheten ännu mer. Krom(VI) har högre löslighet än krom(III) i hela pH-området. Oxidation av krom(III) till krom(VI) sker ofta mycket långsamt genom reaktion med syre. Hög syrehalt gynnar uppkomsten av krom(VI) som är mer lösligt än krom(III). Reduktion av krom(VI) till krom(III) sker vid låg redoxpotential vid närvaro av till exempel organiskt material. Reaktionen sker långsamt vid höga och neutrala pH-värden men snabbt vid låga. I en deponi med organiskt material kan oftast reducerande förhållanden hållas så länge nedbrytning av organiskt material sker (Naturvårdsverket, 1995a). Krom är bedömt som bioackumulerbart, toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur och krom(VI) är även cancerframkallande (Öman et al., 2000b). Beroende på vilken form kromet förekommer i är det toxiskt vid olika koncentrationer, krom(VI) är toxiskt på lägre nivåer än krom(III).

2.9.3 Närsalter

Kväve, fosfor, magnesium och kalcium är exempel på närsalter som växter och djur behöver för sin tillväxt. Men dock inte i för höga halter eftersom höga halter av fosfor och kväve i ekosystem leder till eutrofiering och ammoniak är toxiskt för akvatiskt liv (Öman et al., 2000b). Dessa närsalters rörlighet minskar vid lägre pH, det är vid pH mellan 5,5 och 7,0 som närsalterna har störst löslighet (Brady & Weil, 1999).

3. Metod och utförande

I den här undersökningen av hela Gräsötippen med riskklassning enligt MIFO, har både fas 1 och fas 2 utförts. Enligt MIFO ska, som tidigare nämnts, först en fas 1-studie utföras och sedan en fas 2-undersökning när det anses nödvändigt. I detta fall har däremot fas 1 och fas 2 utförts samtidigt och därmed har endast en rapport och riskklassning utförts. Det har skett genom att samtliga aspekter som framkommit under de båda faserna vägts in till en gemensam bedömning.

3.1 Intervjuer

Enligt Lars-Håkan Karlsson (hälsa-, miljö och säkerhet- samt kvalitetssäkringsansvarig på Yara), har sannolikt sotpellets, rester från sandfiltren, aska och sot från oljeförgasning samt aska från eldning av sotpellets deponerats på Gräsötippen. Annat som också kan ha deponerats är isoleringsmaterial (mineral- och glasull), trävirke, kartonger, rivningsavfall (betong, tegel) och andra blandsopor. Det kan även ha eldats spillolja på Gräsötippen. Sotet

kan ha innehållit tungmetaller från oljan som t.ex. vanadin. Från ureafabriken skulle eventuellt koppar och krom (blandning av krom(V) och krom(VI)) från passiveringen kunnat ha deponerats på Gräsötippen. Att sotet skulle kunna innehålla vanadin samt att passiveringsvätska innehållande krom skulle kunna ha deponerats på Gräsötippen, är antagandet om deponins värsta tillstånd (Karlsson, personligt meddelande).

För att undersöka vad som stämmer med Karlssons antaganden och för att få information om vad som har deponerats på Gräsötippen under åren 1945 till 1975 har ett antal personer intervjuats som på ett eller annat sätt har haft kontakt med Gräsötippen någon gång under dess användningsperiod. Avsikten med intervjuerna var också att se om de kan överensstämja med de ämnen som hittas i jord- och vattenanalyserna. De frågor som ställdes (Bilaga 1) var till att börja med översiktliga, det vill säga vilken anknytningen de hade till Gräsötippen och under vilka år. Sen ställdes mer exakta frågor rörande vad för avfall som deponerades, vilka mängder det rörde sig om, var det placerades på deponin och hur arbetsgången var. Frågorna i Bilaga 1 var ett stöd vid intervjun och för att få samma inriktning på de olika intervjuerna.

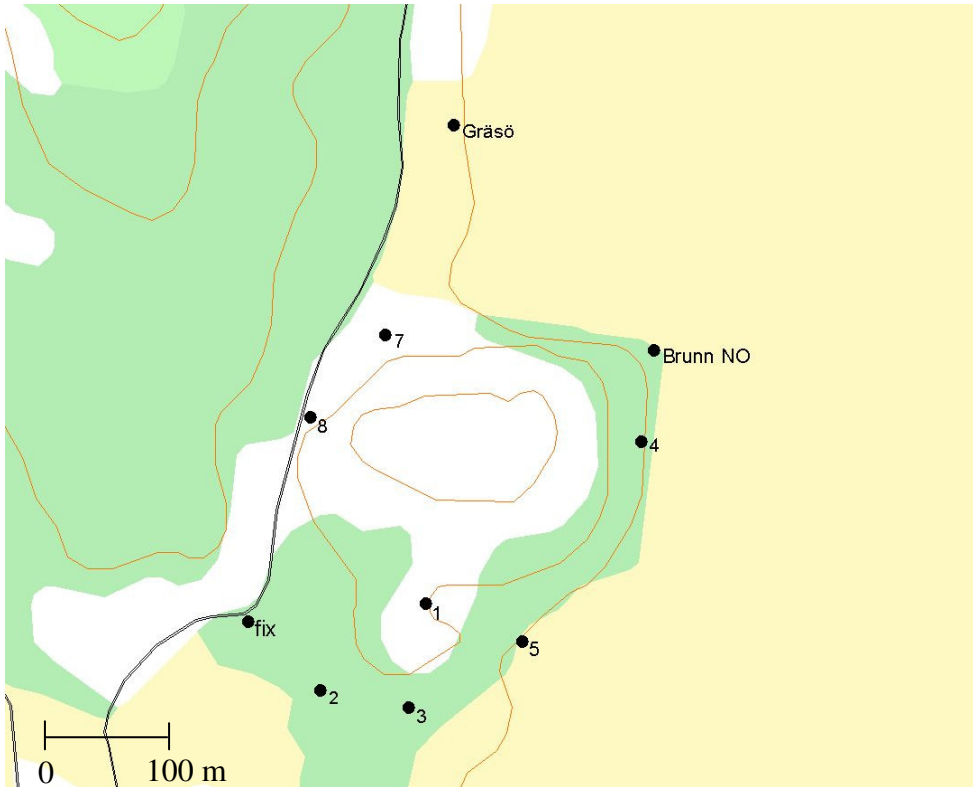
Vid val av vilka personer som skulle intervjuas från Yara har Lars-Håkan Karlsson hjälpt till med förslag på lämpliga personer. Personer har valts från alla nivåer inom företaget, både chefer och arbetare, och från de olika processerna. Från kommuns sida har den person intervjuats som sist hade det övergripande ansvaret för Gräsötippen samt den som var ansvarig för täckningen av kommunens del av deponin efter nedläggningen. Ett hinder vid val av personer att intervjuas var att eftersom deponins verksamhetsår är långt tillbaka har mycket av kunskapen redan gått ur tiden. Intervjuerna har mestadels utförts per telefon utom i några fall då personerna fortfarande jobbar på Yara.

3.2 Fältarbete och provtagning

Berörda på Yara, miljökontoret i Köping och undertecknad bestämde i samråd att grundvattenrör skulle installeras runt om och i Gräsötippen för att kunna ta vattenprov, jordprov, avläsa grundvattenytans läge och tolka grundvattenflödet. Konsultfirman WSP Environmental anlätades för att utföra installationen av grundvattenrör samt vatten- och jordprovtagning. Tekniska kontoret i Köping bestämde sedan att även de ville vara med i undersökningen, vilket gör att undersökningen gäller hela Gräsötippen.

3.2.1 Provtagningsplan

Efter ett platsbesök, med alla berörda parter närvarande, den 29 oktober 2004 bestämdes en provtagningsplan, som skall utföras enligt MIFO. Det bestämdes att sju stycken borrhål med installation av grundvattenrör skulle göras enligt Figur 5.



Figur 5 Områdeskarta med provtagningsplan för borrhålen (1-8) samt med Gräsö gårds brunn, brunn NO och fixpunkten utmärkta. Svart linje är väg och brun linje är höjdkurvor, 5 meter ekvidistans. Gula fält är åkermark, gröna fält är barr- och blandskog samt vita områden är öppen mark.

I varje borrhpunkt skulle jordprov insamlas för varje halvmeter och grundvattenrör installeras när så var möjligt. Borrningen utförs med skruvborr med en borrhbandvagn (GeoTech 604) och de grundvattenrör som installeras är tillverkade av polyetylenplast (PEH/HDPE), 63 mm i diameter, med filter nederst som släpper igenom vattnet (Figur 6). Ett tiotal ytliga jordprov skulle också insamlas på och runt deponin. Varje borrhpunkt ska bli invägd och samtliga provpunkter ska bli inmätta med en handhållen GPS. Tanken med de olika provpunkternas läge är att fånga upp lakvatten från deponin och få representativa prov från både Yaras och kommunens del av deponin men även referensprover. Att både jord- och grundvattenprover skulle tas är för att kunna undersöka vilka föroreningar som finns i marken och vilka som har löst sig i vattnet. De ytliga jordproverna tas för att se om några föroreningar finns i det översta jordlagret som kan ge direkt exponering för människor i området. Jordproverna som tas ska undersökas i fält med röntgenfluorescensdetektorer (XRF) för detektering av metaller och om tekniskt möjligt med fotojonisationsdetektor (PID) för detektering av flyktiga kolväten samt en preliminär geoteknisk bedömning ska utföras. Samtliga prover, både jord och vatten, som tas ska sedan skickas till laboratoriet Eurofins för analys med screeningspaketet TerrAttest 3 (metaller och organiska föreningar) och kompletterade analyser för organiska föreningar enligt SPIM-FABs standard.

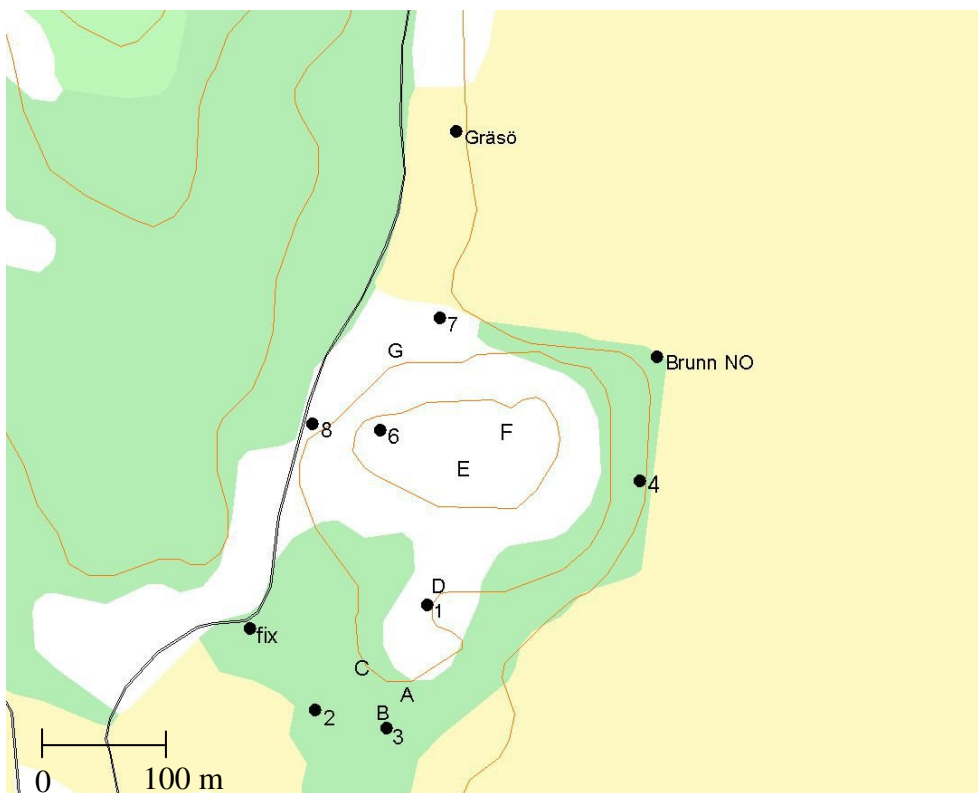


Figur 6 Fotot till vänster visar borrhandsvagnen vid borrning av provpunkt 3. Fotot till höger visar grundvattenrör 7 och vattentömning av det med en bailer.

3.2.2 Utförande

Vid utförandet av borrningen som skedde 2-3 november 2004 ändrades vissa av borrhårens placering från provtagningsplanen (Figur 7). De som inte omplacerades var borrhåren 1, 2, 3, 4 och 8. Att den provpunkt som var tänkt enligt provtagningsplanen att placeras längst söderut av de två vid den östra åkerkanten (provpunkt 5), inte blev borrade, beror på att det i provpunkt 4 (den nordligaste provpunkten vid åkerkanten) var 12 meter lera. Vid den tjockleken av lera är grundvattenrör omöjliga att installera med skruvborr och därmed ansåg fältteknikerna det onödigt att försöka med den sydliga provpunkten. Istället borrades en provpunkt 6, som är en förmodad oljegrop där olja ska ha samlats och eldats upp (Olsson, personligt meddelande). Provpunkt 7 flyttades till den plats där Olsson tror sig komma ihåg att en oljecistern varit placerad och olja kan ha droppat ner på marken.

I provpunkt 1 togs jordprover 5,2 meter ner men tyvärr hittades inget vatten, inget grundvattenrör installerades. I provpunkt 2 och 3 installerades grundvattenrör som förhoppningsvis ska fånga upp det vatten som runnit igenom deponin, om det verkliga grundvattenflödet stämmer med antagandet från fältbesöken, antagandet undersöks vidare med hjälp av bland annat grundvattennivåerna i grundvattenrören. I provpunkt 6 och 7 installerades grundvattenrör men inflödet till provpunkt 6 var mycket dåligt. I provpunkt 8 installerades grundvattenrör, det ska fånga upp om några ämnen rör sig från deponin mot moränbacken. Jordprov insamlades från ungefär varje halvmeter i borrhålen och placerades i plastpåsar. Jordproven märktes med provplatsnummer och sedan nummer för vilken ungefärlig halvmeter provet var taget ifrån, med stigande nummer med djupet. Sju stycken jordtyprov insamlades, märkta A-G (Figur 7). Samtliga borrhåren och ytprovpunkterna invägdes med handburen GPS (Bilaga 2).



Figur 7 Slutgiltig placering av borrhovpunkter (1-8) och tagna jordtyprover (A-G). Svart linje är väg och brun linje är höjdkurvor, 5 meter ekvidistans. Gula fält är åkermark, gröna fält är barr- och blandskog samt vita områden är öppen mark.

Både jordproverna från varje ungefärlig halvmeter i samtliga gjorda borrhål och ytproven A-G analyserades i fält med röntgenfluorescensdetektorer (XRF) och fotojonisationsdetektorer (PID). Resultaten från dessa (Bilaga 2) låg sedan till grund för vilka jord- och vattenprover som skickades till laboratoriet Eurofins. Det skickades iväg sju stycken jordprover och sju stycken vattenprover (Tabell 1).

Tabell 1 Prover för jord- och vattenanalys hos Eurofins. Andra siffran i jordprovets provpunktsangivelse anger vilken ungefärlig halvmeter provet är taget ifrån, vilket också exakt anges inom parentes. Vattenprov 2, 3, 7 och 8 är ur grundvattenrör och vattenprov NO-N och NO-O är ur dräneringsbrunn samt Gräsö är ur dricksvattenbrunn.

Jordprov provpunkt	Vattenprov provpunkt
1:1 (0-0,6 m)	2
1:7 (3,0-3,5 m)	3
4:1 (0,1-0,5 m)	7
6:16 (6,5-7,0 m)	8
7:3 (1,0-1,5 m)	NO-N
A (ytprov)	NO-O
E (ytprov)	Gräsö

Att två jordprover togs för att skickas till analys vid provpunkt 1 vid olika nivåer, var för att se om materialet i Yaras del av deponin är homogent och se om det finns risk för direkt exponering och spridning till grundvattnet. Jord från provpunkt 4 togs för att ha som referens, på grund av den tjocka leran på provplatsen antogs platsen inte vara förorenad av deponin. Vid provplats 6, 7 och E skickades jordprov till analys eftersom höga föroreningshalter hade påträffats i fältanalyserna från provplatsen. Jord från provplats A togs för att se om lakvatten från deponin läckt ut där och förorenat jorden.

Vattenprover togs till analys i alla grundvattenrör som innehöll vatten. I grundvattenrör 6 hittades enbart lite lerigt vatten, ej tillräckligt för analys. Två vattenprov togs i den dräneringsbrunn som är placerad i nordöstra hörnet av deponin (brunn NO). Till denna brunn kommer en dräneringsledning i nordlig-sydlig riktning och en i västlig-östlig riktning, som borde fånga upp lakvatten från deponin. Vattenprov brunn NO-N är taget från ledningen i nordlig-sydlig riktning medan vattenprov brunn NO-O är ett samlingsprov från de båda ledningarna. Ett vattenprov togs även från Gräsö gårds grävda brunn, vilket var tänkt att utnyttjas som referensprov.

Vattenproverna togs den 15 november 2004. Innan vattenprover från grundvattenrören kunde tas, omsattes vattnet i rören den 12 november. Att omsätta rören innebär att de töms på helst 3 vattenvolymer, så att nytt vatten kan rinna in i röret till provtagningen. Rören omsattes med hjälp av bailers (bailer är en slags vattenhämtare (Figur 6)) och vid omsättningen mättes vattennivån i rören (Bilaga 3). Vid provtagning av vatten från grundvattenrören togs även pH, syrgashalt, temperatur samt konduktivitet i fält (Bilaga 3). Tyvärr gick flaskorna från grundvattenrör 3 och 7 sönder i transporten till laboratoriet, så dessa rör omsattes på nytt den 22 november och nya vattenprover togs den 23 november 2004.

Provresultaten från Eurofins (Bilaga 4) visade hög konduktivitet hos prov från brunn NO-N och grundvattenrör 7 men inte så höga halter av de analyserade ämnena. För att utröna vad den höga konduktiviteten beror på, togs nya vattenprover från de fyra grundvattenrören med vatten i (rör 2, 3, 7 och 8) samt de båda proven från brunn NO. Grundvattenrören omsattes den 31 januari och vattenproverna togs den 1 februari 2005. Proverna analyserades med hänseende på närsalter och järn (som ej hade ingått i Eurofins analyser) vid Yaras laboratorium i Köping, som är ackrediterat för miljövattenanalyser. De närsalter som analyserades var ammoniumkväve, nitratkväve, fosfatfosfor, kalcium och magnesium samt järn, konduktiviteten och pH undersöktes.

3.2.3 Grundvattennivåer och grundvattenhastighet

Innan grundvattenrören omsattes pejlades grundvattennivå in med hjälp av ett lod. Grundvattnets hastighet beräknades med Darcys lag (Ekvation 2). Vattnets hastighetskomponent beräknades mellan grundvattenrör 2 och 3 samt mellan grundvattenrör 7 och 8. Att hastighetskomponenten beräknades mellan grundvattenrör 2 och 3 samt mellan grundvattenrör 7 och 8, beror på att de troligtvis sitter i samma lager och har hydraulisk kontakt med varandra. Men beräkningarna av grundvattnets riktning och hastighet begränsas av antalet provpunkter. För att beräkna grundvattenflödets riktning ska helst 3 grundvattenrör sitta i samma lager och ha hydraulisk kontakt med varandra.

3.3 Modellering i VS2DI

Syftet med att göra en modellering i VS2DI är att få en bättre bild av grundvattnets flödesriktning och hastighet under deponin. Grundvattnets flödesriktning och hastighet kan med modellen bara undersökas i nord-sydlig riktning eftersom det inte finns tillräckligt många fungerande grundvattenrör i väst-östlig riktning. VS2DI är ett geografiskt mjukvarupaket för modellering av flöde och transport i varierade mättade porösa medier som distribueras gratis på Internet av USGS (U.S Geological survey). VS2DI består av tre olika delar, VS2DTI för simulering av vätskeflöden och ämnestransport, VS2DHI för simulering av vätskeflöden och energitransport samt VS2POST som är en egen postprocessor (kör simuleringen och visar resultatet för varje tidssteg) för att titta på sparade resultat från tidigare körda simuleringar. VS2DTI och VS2DHI kopplar samman ett grafiskt användargränssnitt med en numerisk modell och ger därmed en windowsbaserad modelleringsmiljö (Hsieh et al., 2000). Numeriskt är VS2DT en finit differensmodell som löser Richards ekvation för vätskeflöden och advektion-dispersionsekvationen för ämnestransport. Beroende på om kartesiska eller radiella koordinater används kan modellen analysera problem i en eller två dimensioner. Sambanden mellan tryckpotential, fuktighetsgrad och relativ hydraulisk konduktivitet kan uttryckas enligt van Genuchten modell, Brooks-Coreys modell, Haverkamps modell eller med datapunkter. De hydrauliska begynnelsevillkoren kan bestämmas till statisk jämvikt, specifikt tryckpotential eller specifik fuktighetsgrad. Randvillkoren innefattar specificerad tryck- eller totalpotential, specifikt flöde, infiltration med pölbildning, evaporation, transpiration och läckage. Ämnestransporten beskrivs av advektion, dispersion, första graden av nedbrytning, adsorption och jonbyten.

4. Resultat och observationer

4.1 Intervjuer

Åtta olika personer intervjuades totalt, nedan beskrivs vad var och en kom ihåg om Gräsötippen. Se referenslistan för de intervjuades anställningstid och tjänstebefattning.

Sven-Erik Eriksson

I tillverkningen av ammoniak hos Yara skedde en process som partiellt förgasade olja, syre sattes till processen men om för lite syre tillsattes bildades sot. För att förhindra att sot kom till avloppet fanns filterdammar med sand/grusfilter. Det använda filtermaterialet kan ha deponerats på Gräsötippen och bestå av sot. Sotet användes även till att tillverka sotpellets för förbränning i panna. En del av sotet togs bort från vattnet med hjälp av naftalen för att sedan återinföra sotet till oljan som sedan förbrändes. 200 m³ olja användes per dygn. Annat som kan ha deponerats från ammoniakprocessen är järnoxidavfall, järnoxid användes som katalysator i processen där kolmonoxid tas bort.

Per Harstad

Enligt Harstad skulle mycket små mängder av avfall ha deponerats på Gräsötippen från ammoniak- och ureafabrikerna. Det som skulle kunna ha lagts där är damm som sopats upp

som då skulle kunna innehålla gödselmedel från NPK- och KAS- produktionen, men dessa ämnen är mycket lösliga. Inget gödsel har slängts. Vid förfrågan om sot och olja kan ha slängts från sandfiltren svarar Harstad att lite sot och olja kan ha deponerats. Av sotet fastnade 0,1 % i filtersanden/gruset medan 99,9 % av sotet togs tillbaka till processen. Filtermaterialet rengjordes en gång per år och ofta återanvändes det men lite kan ha deponerats på Gräsötippen. Av oljan finns troligtvis inget kvar idag, eftersom bakterier ätit upp oljan och endast kolet återstår. Från ureaprocessen kan inget ha deponerats eftersom allt i processen var värdefullt och återvanns i processen. Detta gäller i alla fall från 60-talet och framåt, då det fanns krav på vad som fick slängas, hur det var innan är osäkert.

Bertil Hansson

Från gödselmedelstillverkningen deponerades mycket små mängder avfall till Gräsötippen. Inga gödselrester, som är vattenlösliga, lades på deponin. Om det var något avfall som deponerades var det i så fall metallrester och trä.

Lennart Westergren

I ureafabriken fick kromlösningen recirkulera och om något slängdes tog SAKAB hand om det.

Lars-Eric Arenskog

Från ureafabriken kom det inget avfall till Gräsötippen enligt Arenskog. Det enda som möjligtvis har deponerats från ureafabriken är tomsäckar som gått sönder och kanske kan ha innehållit lite rester från produkten, trasiga lastpallar och virke som slängdes i en container som troligtvis tömdes på Gräsötippen.

Karl-Gustav Douhan

Även Douhan anger att ureafabriken inte har producerat något avfall. Vid diskussion om den krom- och kopparsulfatlösning som användes till passivisering av reaktorn (passivisering innebar att ureareaktorn tömdes och fick reagera med en krom- och kopparsulfatlösning för att bilda ett skyddande skikt inne i reaktorn (Karlsson, personligt meddelande)) så berättade Douhan att passivisering av reaktorn bara skedde 5 gånger under ureafabrikens verksamhet 1965-87. Samma passiviseringsvätska användes, den fylldes bara på med nytt krom och kopparsulfat. Den passiviseringsvätska som sedan slängdes, skickades troligen till SAKAB (Företaget bildades hösten 1969 för att ta hand om miljöfarligt avfall (SAKAB, 2005)). Det enda avfall som enligt Douhan kan ha deponerats på Gräsötippen från Yara är rester från filterdammarna från ammoniakstillverkning.

Kurt Johansson

På kommunens del av Gräsötippen har det mesta deponerats under åren, allt ifrån hushållsavfall till de flesta av Köpings industriers avfall, mycket virke ingick också i avfallet. De industrier som inte deponerade sitt avfall där är de som hade egna deponier som Cementa, Invarit och Träullit. Två man jobbade dagligen på tippen (ingen av dem lever idag) och eldade allt som gick att bränna. Det eldades dagligen och med så kraftigt rökutveckling att boende i området klagade. Även gropar för spillolja fanns på Gräsötippen, när de var fulla tändes de på tills nivån i dem sjunkit en bit. Det förekom också ofta okontrollerade soptippsbränder. Det skedde ingen sortering av avfallet men en viss kontroll

fanns av vad som fick deponeras på tippen, det mest miljöfarliga avfallet undveks. Tippen täcktes av täckmassor av jord när det behövdes.

Mats Persson

Efter Gräsötippens användningsperiod, under vilken allt hade deponerats där, täcktes kommunens del av deponin av schaktmassor och på vinter av rötslam från reningsverket. På våren när rötslammet fått ligga till sig såddes det gräs och popplar planterades.

4.2 Vatten- och jordanalyser

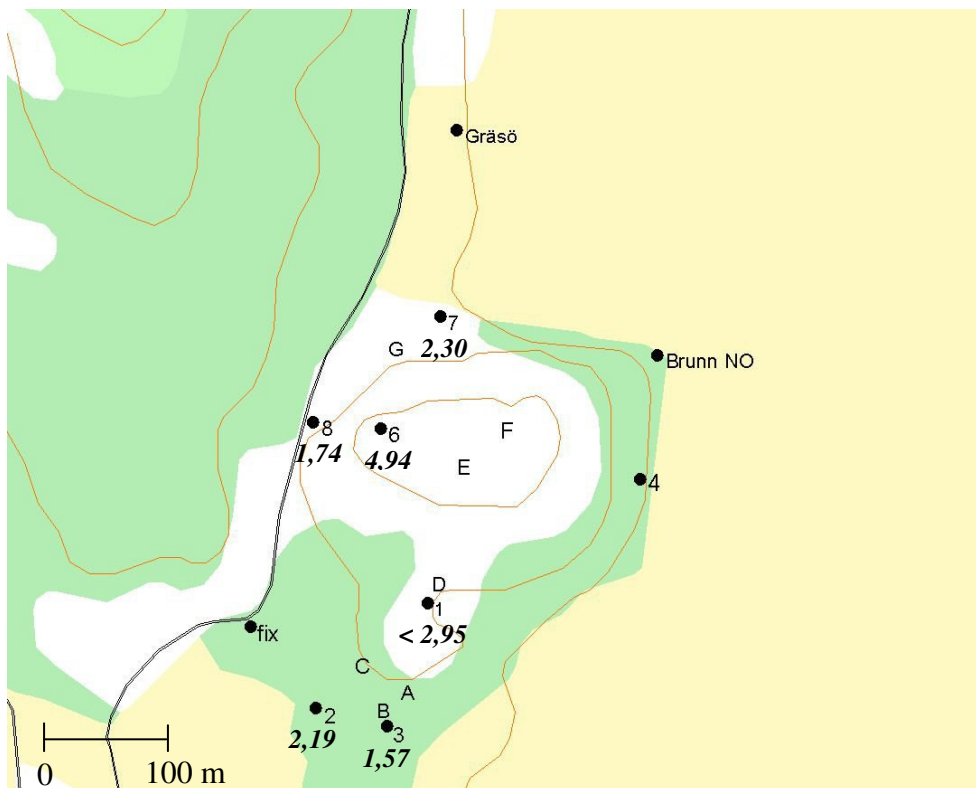
Vid provtagningen iaktogs att jorden på Yaras del av deponin är mörk, fet, klibbig, olje- och pelletsaktig samt har en lukt av petroleum. Här är ytan inte alls täckt men kanterna runt om är täckta med grus och schaktmassor. Vattenproverna från grundvattenrör 6 och 7 hade en svag lukt av petroleum. Hela kommunens del av deponin är övertäckt och bevuxen med gräs och buskar men på vissa ställen utefter kanten sticker föremål ut, deponin har inte blivit fullständigt täckt. Nedan redovisas resultaten från fältanalyserna och analyserna utförda på Eurofins och Yaras laboratorium.

4.2.1 Fältanalyser

De beteckningar som används nedan på provpunkterna är angivna som i Tabell 1 och deras läge visas i Figur 7. Vid fältanalysen med XRF (Bilaga 2) detekterades höga halter, över Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad mark, av zink och koppar i jorden i provpunkt 6. I provpunkt 7 upptäcktes höga halter av bly, arsenik, zink och koppar. Ytprov E har höga halter av bly, arsenik, zink och koppar. Ytprov F har höga halter av bly, zink och koppar. Samtliga jordprover hade förhöjda halter av kvicksilver. Resultatet från PID (Bilaga 2) visar att höga halter av flyktiga kolväten detekterades djupt ner i grundvattenrör 6 men i övrigt var det låga halter som detekterades. Den preliminära geotekniska bedömningen av samtliga provpunkter redovisas i Bilaga 2. Den visar att avfallet i Yaras del av deponin består av aska och i kommunens del består det mest av tegel, trärester och organiska rester. De jordarter som hittades var i provpunkt 4 bara lera, i provpunkt 2, 3, 7 och 8 hittades först lera men djupare ner hittades lager av sand, grus, silt och morän samt blandningar av dessa jordarter. I Bilaga 2 redovisas också var filtren i grundvattenrören placerades. Filter placerades i den nedersta metern i grundvattenrör 3, 6, 7 och 8 samt i de tre nedersta meterna i grundvattenrör 2.

4.2.2 Grundvattennivåer

Grundvattennivån lästes av i de grundvattenrör där vatten hittades det vill säga i grundvattenrör 2, 3, 6, 7 och 8 (Bilaga 2). Nivåerna räknades om så att nivån anges i meter över havet, för nivåer mätta den 12 november 2004. De omräknade nivåerna redovisas i Figur 8. Nivåerna antyder att grundvattnet har ett flöde från grundvattenrör 6 mot de övriga grundvattenrören, från grundvattenrör 2 mot rör 3 med en potentialskillnad på 0,62 m och från grundvattenrör 7 mot rör 8 med en potentialskillnad på 0,56 m.



Figur 8 Grundvattennivån i grundvattenrör 1, 2, 3, 6, 7 och 8 angiven i meter över havet.

4.2.3 Grundvattenflöde

Grundvattnets hastighetskomponent beräknades med Darcys lag mellan grundvattenrör 2 och 3 samt mellan grundvattenrör 7 och 8. Att dessa rör valdes för att beräkna grundvattenhastigheten mellan beror på att dessa rör anses vara i hydraulisk kontakt och att de sitter i genomsläppliga material där den största spridningsrisken föreligger. Filtren i grundvattenrör 2 och 3 sitter i grusig sand, siltig morän och sandig silt med 57 m mellan varandra (Bilaga 2). Den hydrauliska konduktiviteten för morän 0,05 m/dygn (Tabell 8) användes för att beräkna hastighetskomponenten mellan dessa grundvattenrör. Grundvattenrör 7 och 8 sitter troligtvis också i samma lager, deras filter sitter båda i grusig sand med 122 m mellan rören (Bilaga 2) och i detta fall användes den hydrauliska konduktiviteten för sand 1 m/dygn (Domenico och Schwartz, 1997) för beräkning av hastighetskomponenten mellan dessa grundvattenrör, i båda fallen antogs porositeten vara 0,4. Hastighetskomponenten från grundvattenrör 2 till 3 beräknades till 0,5 m/år och från grundvattenrör 7 till 8 beräknades hastighetskomponenten till 4,2 m/år.

4.2.4 Vattenanalyser

Analyserna är utförda på de vattenprov som redovisas i Tabell 1 och grundvattenrörens och brunnarnas placering framgår i Figur 7. De fullständiga resultaten från Eurofins analyser redovisas i Bilaga 4. Nedan kommer resultaten från Eurofins redovisade gruppvis samt resultaten av närsalter, konduktivitet och pH som analyserade på Yaras laboratorium. Jämförvärden från Naturvårdsverket redovisas i Bilaga 5 och jämförvärden med lakvatten från andra deponier redovisas i Bilaga 6.

pH, konduktivitet och syrgashalt

I Tabell 2 visas uppmätta nivåer av pH, konduktivitet och syrehalt i vattenproven. Grundvattenrör 7 och brunn NO-N har den högsta konduktiviteten i analyserna, mellan 210 och 368 mS/m för grundvattenrör 7 samt mellan 410 och 420 mS/m för brunn NO-N. En liten höjning av konduktiviteten hos de resterade fem vattenproverna ses hos grundvattenrör 3 och brunn NO-O. pH taget i fält och analyserat hos Eurofins stämmer inte riktigt i brunn Gräsö och NO-N. De båda laboratoriernas analysvar av pH och konduktivitet stämmer däremot väl överens, att beakta är att Eurofins prover är tagna i november 2004 och Yaras i början av februari 2005. pH är drygt 7 i alla vattenprover förutom i grundvattenrör 2 och 3 där pH är runt 6,5. Syrgashalten är runt 3 mg/l i samtliga grundvattenrör, i brunn NO-N och Gräsö är den 4,2 respektive 4,8 mg/l och i brunn NO-O är den 8,0 mg/l.

Tabell 2 Uppmätta värden av pH, konduktivitet och syrgashalt i vattenproverna, analyserade av Eurofins och Yaras laboratorium samt i fält.

	Vattenprover						
	2	3	7	8	Gräsö	NO-O	NO-N
<i>Fält</i>							
pH	6,1	6,2	7,0	7,0	6,3	6,5	7,2
Kond mS/m	31	78	368	56	32	64	416
Syrgashalt mg/l	3,1	2,4	2,5	3,6	4,8	8,0	4,2
<i>Eurofins</i>							
pH	6,2	6,6	7,1	7,6	7,1	7,6	7,6
Kond. mS/m	31	80	350	54	31	61	410
<i>Yara</i>							
pH	6,5	6,5	7,2	7,4	-	7,5	7,5
Kond. mS/m	33	87	210	58	-	91	420

Organiska föreningar

De organiska föreningar som detekterades i screeningpaketet samt aktuella riktvärden redovisas i Tabell 3. De organiska föreningar som hittades är få och de förekom i låga halter. Fenoler och mineralolja detekterades i grundvattenrör 7, PAHer i brunn NO-O och klorerade fenoler i brunn NO-N.

Tabell 3 Detekterade organiska föreningar i screeningstestet från de olika provpunkterna. Befintliga riktvärden från Naturvårdsverket (SNV), Livsmedelsverkets (SLV) gränsvärden för dricksvatten och holländska riktvärden/åtgärdsgränser för förorenat grundvatten.

	Vattenprover [$\mu\text{g/l}$]							Riktvärden [$\mu\text{g/l}$]		
	2	3	7	8	Gräsö	NO-O	NO-N	SNV	SLV	Holland
<u>TerrAttest</u>										
<u>Fenoler</u>										
2,4-Dimetylfenol			0,03	0,03						
2,6-Dimetylfenol			0,12							
Thymol			0,02							
Tetraklorfenol (sum)							0,009			0,01/10
<u>PAHer</u>										
cancerogena (sum)						0,02		0,2	0,1	
<u>Mineralolja</u>										
TPH Sum			130							50/600

Metaller

De metaller som detekterades i screeningstestet och de olika riktvärden som användes för att kunna bedöma metallernas halter redovisas nedan i Tabell 4. Det var överlag låga halter av metaller i alla vattenproven. I grundvattenrör 2 och brunn NO-N detekterades flest metaller medan det i grundvattenrör 8 och brunn Gräsö var väldigt få. Det enda prov där Naturvårdsverkets riktvärde överskreds var i grundvattenrör 2 där halten av bly överskreds.

Tabell 4 Detekterade metaller i screeningstestet från de olika provpunkterna. Befintliga riktvärden från Naturvårdsverket (SNV), Livsmedelsverkets (SLV) dricksvatten hälsovärden och holländska åtgärdsgränser för förorenat grundvatten. Fetstil innebär att värdet överstiger Naturvårdsverkets riktvärde.

	Vattenprover [$\mu\text{g/l}$]							Riktvärden [$\mu\text{g/l}$]		
	2	3	7	8	Gräsö	NO-O	NO-N	SNV	SLV	Holland
Barium (Ba)	85	52	340	33	27	36	46			625
Bly (Pb)	24							10	10	75
Kobolt (Co)	4	3	3				3			100
Koppar (Cu)	43	7	5		6	9	93	2000	2000	75
Krom (Cr)	5							50	50	30
Molybden (Mo)							16			300
Nickel (Ni)	22	16	7			4	37	50	20	75
Vanadin (V)	11						5			70

Närsalter och järn

De närsalter och järn som analyserades på Yara samt aktuella riktvärden redovisas i Tabell 5. Höga halter av ammoniumkväve detekterades i grundvattenrör 7 och i brunn NO-N. I brunn NO-N hittades även höga halter av nitratkväve och magnesium samt i grundvattenrör 7 höga halter av kalcium och magnesium. Höga halter av järn detekterades i grundvattenrör 2 och 7.

Tabell 5 Detekterade närsalter och järn, Yaras laboratorium, från de olika provpunkterna. Befintliga riktvärden från Naturvårdsverket (SNV), Livsmedelsverkets (SLV) dricksvatten hälsovärden och holländska åtgärdsgränser för förorenat grundvatten. Ammoniumkväve (NH_4-N), nitratkväve (NO_3-N), fosfatfosfor (PO_4-P), kalcium (Ca), magnesium (Mg) och järn (Fe). * angivet i mg/l NO_3-N omräknat från NO_3 , **angivet i mg/l Mg för tjänligt med anmärkning, ***angivet i utgående dricksvatten/dricksvatten för användaren i mg/l Fe.

	Vattenprover [mg/l]							Riktvärden [mg/l]		
	2	3	7	8	Gräsö	NO-O	NO-N	SNV	SLV	Holland
NH_4-N	0,24	0,09	64,9	0,31	-	4,8	37,9			
NO_3-N	1,3	2,4	<0,05	<0,05	-	8,6	53,6		11,3*	
PO_4-P	1,3	<0,02	0,20	<0,02	-	0,17	0,10			
Ca	18	61	178	73	-	51	70			
Mg	17	33	52	16	-	30	76		30**	
Fe	18	<5	32	<5	-	<5	<5		0,1/0,2***	

4.2.5 Jordanalyser

Analyserna är utförda på de jordprov som redovisas i Tabell 1 och deras placering framgår i Figur 7. De fullständiga resultaten från Eurofins analyser redovisas i Bilaga 4. Nedan kommer resultaten från Eurofins redovisade gruppvis. Jämförvärden från Naturvårdsverket redovisas i Bilaga 5 och jämförvärden för förorenade sediment från andra deponier redovisas i Bilaga 6.

Organiska föreningar

Jordproven analyserades med två olika metoder, screeningpaket TerrAttest och kompletterade analyser för organiska föreningar enligt SPIM-FABs standard. Båda metoderna analyserar bland annat PAH och andra aromater. Metoderna har dock detekterat olika halter av föroreningarna. Nedan i Tabell 6 redovisas de detekterade föreningarna för båda metoderna samt aktuella riktvärden. Båda metodernas resultat redovisas för att värsta möjliga fall ska kunna analyseras, vilket gör att PAH redovisas två gånger. I TerrAttest-analysen överskred de cancerogena PAHerna Naturvårdsverkets riktvärde i provpunkt 6:16 och 7:3 medan det i SPIM-FAB-analysen även överskred kraftigt i provpunkt 1:1. Övriga PAHer detekterades i provpunkt 1:7, 6:16, 7:3 och E men ingen summa var över Naturvårdsverkets riktvärde. Det hittades klorbensener i provpunkt 6:16 samt E och det hittades klorfenoler i provpunkt 6:16. PCBer detekterades i provpunkt 6:16, 7:3 samt i provpunkt E och de har alla en summa av PCB över Naturvårdsverkets riktvärde. Mineralolja detekterades i provpunkt 1:1, 1:7, 6:16, 7:3 samt E, med höga halter i 1:7 och mycket höga halter i 1:1 om man jämför med det holländska riktvärdet och åtgärdsgränsen. Halten av alifater överskred Naturvårdsverkets riktvärde i provpunkt 1:1 och 1:7 och för aromater i provpunkt 1:1. Dessutom detekterades flyktiga aromatiska kolväten, fenoler och klorerade pesticider i provpunkt 6:16. Detta stämmer väl överens med fältanalysen med PID, där det detekterades de högsta halterna av flyktiga kolväten i grundvattenrör 6.

Tabell 6 Detekterade organiska föreningar i screeningstestet TerrAttest och SPIM-FAB från de olika provpunkterna. Befintliga riktvärden från Naturvårdsverket (SNV) samt holländska riktvärden (S) och åtgärdsgränser (I) för förorenat grundvatten. Fetstil innebär att värdet överstiger Naturvårdsverkets riktvärde. *Summa klorfenoler utom pentaklorfenol **summa mono- och diklorbensener *** summa tri-, tetra- och pentaklorbensener.

	Jordprover [mg/kg TS]							Riktvärden [mg/kg TS]		
	1:1	1:7	4:1	6:16	7:3	A	E	SNV	Holland (S)	Holland (I)
<u>TerrAttest</u>										
<u>PAHer (sum)</u>										
Cancerogena				0,83	1,88		0,14	0,3		
Övriga		0,29		3,88	1,51		0,2	20		
<u>Klorbensener</u>										
(Sum)								**15/		
klorbensener				0,04			0,003	***1		
<u>Klorfenoler</u>										
Sum klorfenol*				0,944				2		
pentaklorfenol				0,020				0,1		
<u>PCBer</u>										
PCB total				0,048	0,060		0,021	0,02		
<u>Mineralolja</u>										
TPH (sum)	14000	1700		590	150		220		50	5000
<u>Spimfab</u>										
<u>Alifater</u>										
Sum >C5-C16	806	35	<25	26	<25	<25	<25	100		
>C16-C35	6590	571	85	16	36	<10	23	100		
<u>Aromater</u>										
Bensen	<0,008	<0,008	<0,008	0,035	<0,008	<0,008	<0,008	0,06		
Sum TEX	<0,3	<0,3	<0,3	0,90	<0,3	<0,3	<0,3	10		
>C8-C10	16	2	2	20	<1	<1	<1	40		
>C10-C35	116	10	10	3	<2	<2	<2	20		
<u>PAHer (sum)</u>										
Cancerogena	3,2	0,1	<0,03	0,42	3,7	<0,03	0,17	0,3		
Övriga	11	0,8	<0,05	1,9	3,2	<0,05	0,16	20		

Metaller

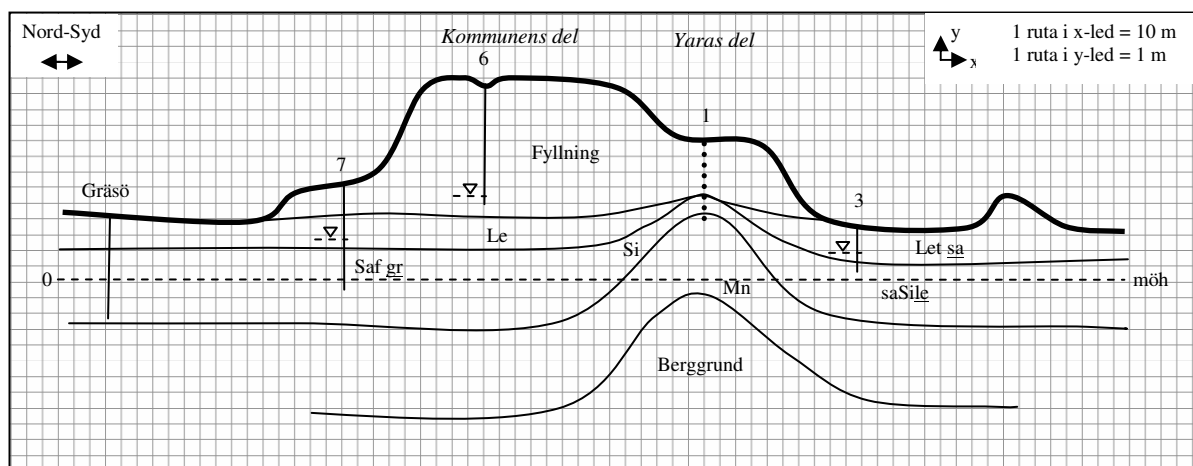
De metaller som detekterades i jordproven samt aktuella riktvärden redovisas i Tabell 7. Analyssvaren visar att det är jordproven från provpunkt 7:3 och 6:16 som är mest påverkade av metaller och det är endast dessa två provpunkter som har metallhalter över Naturvårdsverkets riktvärden. De metaller som är över riktvärdet för provpunkt 7:3 är bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink. För provpunkt 6:16 är det arsenik, bly, kadmium, koppar och zink. I de övriga fem proverna har runt 10 olika metaller detekterats men värden är alla under Naturvårdsverkets riktvärden. Fältanalyserna med XRF av jordproverna stämmer inte särskilt väl överens med svaren från Eurofins, kvicksilver som det detekterades höga halter av i samtliga fältanalyser detekterades bara över Naturvårdsverkets riktvärde i provpunkt 7:3 i Eurofins analys. Det som överensstämmer är att fältanalyserna visade att grundvattenrör 6 och 7 var de som var mest förorenade.

Tabell 7 Detekterade metaller i screeningstestet från de olika provpunkterna. Befintliga riktvärden från Naturvårdsverket (SNV) samt holländska riktvärden (S) och åtgärdsgränser (I) för förorenat grundvatten. Fetstil innebär att värdet överstiger Naturvårdsverkets riktvärde. *gäller endast om krom(VI) inte förekommer, för endast krom(VI) gäller det andra riktvärdet (5 mg/kg TS)

	Jordprover [mg/kg TS]							Riktvärden [mg/kg TS]		
	1:1	1:7	4:1	6:16	7:3	A	E	SNV	Holland (S)	Holland (I)
Arsenik (As)	5	4	13	51	8	5	4	15	29	55
Antimon (Sb)				13	15				3	15
Barium (Ba)	42	71	200	380	520	57	78		160	625
Beryllium (Be)			2						1,1	30
Bly (Pb)	12	14	21	210	690	7	9	80	85	530
Kadmium (Cd)				1,0	1,3			0,4	0,8	12
Kobolt (Co)	5	8	15	8	10	6	6	30	9	240
Koppar (Cu)	18	11	38	400	290	9	11	100	36	190
Krom (Cr)	18	20	62	37	42	98	40	*120/5	100	380
Kvicksilver (Hg)	0,91			0,53	2,6			1	0,3	10
Molybden (Mo)			4	7					3	200
Nickel (Ni)	32	13	27	34	32	12	9	35	35	210
Tenn (Sn)				210	38				-	900
Vanadin (V)	85	76	95	25	28	40	31	120	42	250
Zink (Zn)	46	51	170	750	900	34	35	350	140	720

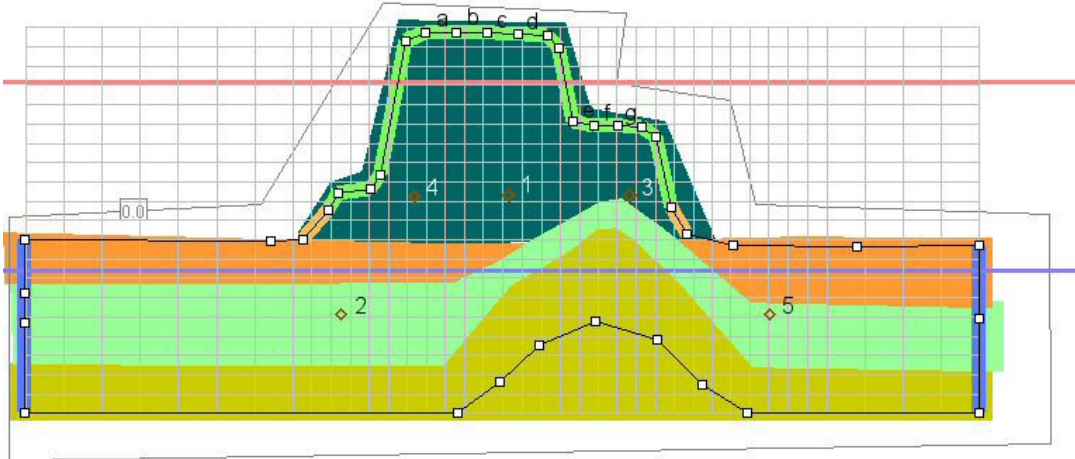
4.3 Modelleringsresultat

Först ritades en profil av Gräsötippen från norr till söder enligt den information som fåtts från fältarbetet med borrhål, jordarter, grundvattenyta och höjder (Figur 9). En uppskattning av verkligheten gjordes av hur de olika jordarterna var placerade mellan borrhunkterna och hur berggrunden var i området. Moränen ligger mer ytlig under borrhål 1 och eftersom moränen vanligtvis följer berggrunden antogs även berggrunden ligga ytligare under borrhål 1 i profilen.



Figur 9 Ritad profil över Gräsötippen. Provpplatsernas exakta höjd över havet redovisas i Bilaga 2. Prickad linje innebär att det borrhålades vid provpunkten men att inget grundvattenrör installerades. Saf gr står för fin sand med gruslager, Si är silt, Let sa är torr lera med sandlager, Mn är morän och saSile är sandig silt med lerlager.

Med hjälp av Figur 9 ritades sedan en förenklad profil av Gräsötippen in på ritytan i VS2DTIs preprocessor. I profilen adderades de olika materialen, fem stycken observationspunkter samt deponins topp delades in i sju stycken delsträckor (Figur 10). Materialen i profilen är uppifrån och ner, fyllningsmaterial, lera, silt och morän.



Figur 10 Förenklad profil av Gräsötippen från norr till söder, i preprocessorn i VS2DTI. Materialen är uppifrån och ner fyllningsmaterial, lera, silt och morän. Punkterna 1-5 är observationspunkterna och delsträckorna a-g är olika platser på deponins topp där förorening kan tillsättas.

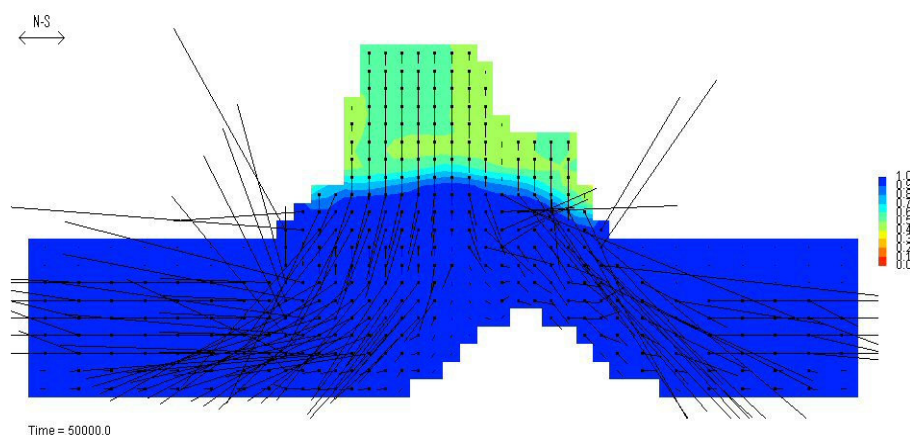
Den modell som användes för att uttrycka sambanden mellan tryckpotential, fuktighetsgrad och relativ hydraulisk konduktivitet var van Genuchten's modell. De olika parametrar som används till de olika materialen är tagna från programmets värden för silt och lera (Tabell 8). Däremot kommer värdena för morän från Herbert (1992) och deponimaterialets parametrar kommer från Johnson et al. (2000), (Tabell 8). För att få modellen så bra som möjligt kalibrerades de olika parametrarna så att modellen blev så lik verkligheten som möjligt med tanke på vattennivån i profilen i Figur 9. De begynnelsevillkor som användes var att profilen är i statisk jämvikt med grundvattenytan 2 m över havet samt att föroreningskoncentrationen var noll. Randvillkoren var att grundvattenytans nivå till vänster i profilen var 2,5 m och 1,5 m till höger eftersom flödet antogs gå åt söder, att inget flöde skedde i botten av profilen, infiltration av regn över deponin samt att det finns möjlighet till läckage på deponins kanter/sidor.

Tabell 8 Använda parametrar för de olika materialen i profilen. K_{zz}/K_{hh} är förhållandet hos den mättrade hydrauliska konduktiviteten mellan vertikalt och horisontellt led, Mättrad K_{hh} är den mättrade hydrauliska konduktiviteten i horisontellt led, S_s är lagringskapacitet, RMC är fuktighetsgrad samt α och β är parametrar i van Genuchten's modell.

	K_{zz}/K_{hh}	Mättrad K_{hh} [m/dygn]	S_s [1/m]	Porositet	RMC	α [1/m]	β
Fyllning	1	0,45	0	0,41	0,068	8,5	1,65
Lera	1	0,005	0	0,38	0,068	0,8	1,37
Silt	1	0,8	0	0,46	0,034	1,6	1,09
Morän	1	0,05	0	0,40	0,040	0,981	1,55

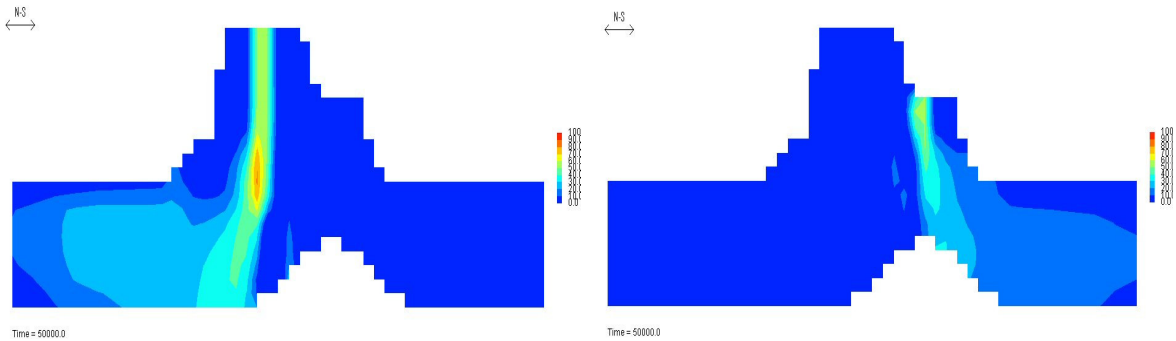
Den totala simuleringstiden är på 50000 dygn. De första 5000 dygnen av simuleringen är till för att uppnå jämvikt i modellen, låta den ställa in sig, det vill säga att flödet är stabilt i modellen och grundvattenytans läge samt tryckpotentialen inte förändras. Under nästa 8000 simuleringdygn kommer profilen i jämvikt med en grundvattenbildning adderad endast över själva deponin på 0,00055 m/dygn. Grundvattenbildning adderades bara över själva deponin eftersom när grundvattenbildning tillsattes över hela ytan gick simuleringen extremt långsamt. Grundvattenbildningen motsvarar en årsnederbörd på 731 mm/år (Alcontrol Laboratories, 2003) subtraherat med den potentiella avdunstningen i området på 525 mm/år (Eriksson, 1981) vilket ger en grundvattenbildning på 206 mm/år eller ca 0,00055 m/dygn. Det är efter inställningsperioden med grundvattenbildning som själva försöket börjar, en förorening tillsätts på en av delsträckorna (a-g) på deponins topp under 100 år, detta för att kunna undersöka olika transportvägar i deponin (Figur 10). Föroreningen som tillsattes motsvarar vilken förorening som helst, utan sorption och nedbrytning, med en koncentration satt till 100. För att kunna undersöka hur lång tid det tar för en förorening att förflyttas från en punkt i profilen till en annan punkt, det vill säga vattnets flödes hastighet mellan punkterna, så har fem stycken observationspunkter (1-5) lagts till i profilen (Figur 10). Observationspunkterna lagrar koncentrationen av föroreningen i punkten i varje tidssteg under simuleringen.

Graden av vattenmättnad i profilen efter 50000 dygn visas i Figur 11. Där syns det att grundvattenytan stigit upp under deponin och att flödet är vertikalt ner igenom deponin och att det sen både flödar norrut och söderut. Det sker även ett utflöde på deponins sidor/kanter vilket det enligt fältbesöket ser ut att göra söder om deponin eftersom det där är ett sankt område men inte norr om deponin.



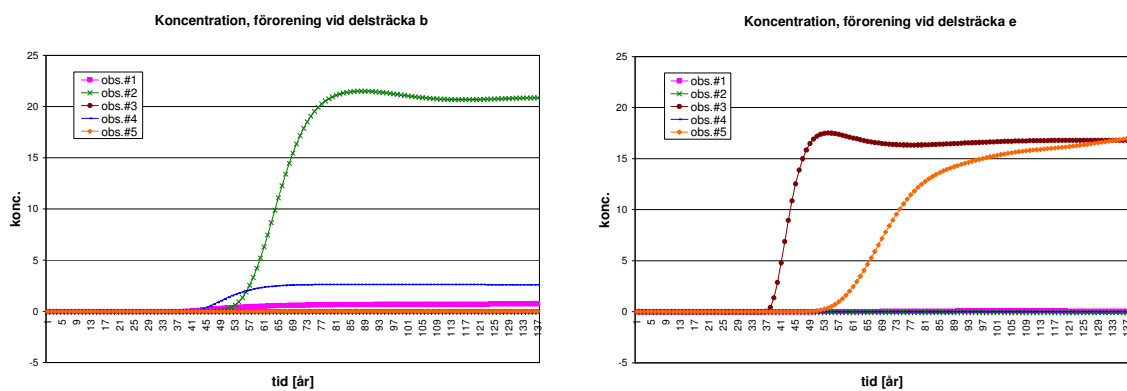
Figur 11 Visar vattenmättnaden och flödesriktningen i profilen efter 50000 dygn.

Föroreningarna följer vattenflödet i deponin och nedan i Figur 12 visas åt vilket håll föroreningen dragit sig när en förorening har tillsatts på olika delsträckor på deponins topp. När en förorening tillsatts på norra delen av deponin (delsträcka b) följer föroreningen vattenflödet norrut och när den tillsatts på södra delen (delsträcka e) följer den till största delen vattenflödet åt söder men det syns fält av föroreningen som även drar sig norrut från delsträcka e.



Figur 12 Visar hur föroreningen spritt sig efter ca 100 år, när en förorening tillsats vid delsträcka b (vänstra bilden) respektive delsträcka e (högra bilden). Färgskalan visar föroreningens grad av koncentration.

Figur 13 visar hur lång tid det tar för en förorening att förflytta sig mellan de olika observationspunkterna i profilen. Genom att jämföra tidpunkten då en observationspunkt först visar en halt av förorening tills när nästa punkt i vattenflödets riktning också uppvisar en halt av föroreningen, kan tiden det tog för föroreningplymets front att förflytta sig mellan dessa två punkter fås fram. Det tog ca 7 år för en förorening att förflytta sig från observationspunkt 4 till observationspunkt 2 (se vänstra bilden i Figur 13), vilket kan jämföras med en förflyttning från nedre lagren i deponins norra del till grundvattenrör 7. För en förorening att förflytta sig från observationspunkt 3 till observationspunkt 5 tog det ca 13 år (se högra bilden i Figur 13), vilket kan jämföras med en förflyttning från nedre lagren i deponins södra del till grundvattenrör 3. Med hjälp av dessa tider räknades vattnets flödes hastighet ut mellan observationspunkterna. Mellan observationspunkt 2 och 4 är det ca 62 meter vilket ger en flödes hastighet på 8,9 m/år och mellan observationspunkt 3 och 5 är det ca 119 meter vilket ger en flödes hastighet på 9,2 m/år.



Figur 13 Visar koncentrationen av föroreningen vid de olika observationspunkterna (1-5) när en förorening tillsats vid delsträcka b respektive delsträcka e.

5. Riskbedömning enligt MIFO

Med hjälp av informationen som samlats in under projektets gång har de fem blanketterna A-E för riskbedömning av Gräsötippen enligt MIFO fyllts i (Bilaga 7). Nedan kommer en kort sammanfattning av innehållet i blanketterna.

5.1 Föroreningarnas farlighet

De föroreningar som har detekterats från Gräsötippen i jord och grundvatten och som har halter över riktvärdena tas med i blankett E under föroreningarnas farlighet (Bilaga 7). De närsalter samt järn som analyserades har klassats till *låg farlighet*, även om det är ganska höga värden så är de ändå inte farliga föroreningar. *Måttlig farlighet* har zink och alifater. *Hög farlighet* har fenol, mineralolja, aromater och koppar klassats till. De flesta föroreningar är klassade till *mycket hög farlighet* och det är klorfenoler, bly, PAHer, PCB, arsenik, kvicksilver och kadmium.

5.2 Föroreningsnivå

De föroreningar som togs upp under föroreningarnas farlighet har klassats efter föroreningsnivå i blankett C efter tillstånd och avvikelser från jämförvärdet och sedan sammanställts i blankett E (Bilaga 7). I marken har klorfenoler och PAHer (övriga) klassats till *liten föroreningsnivå*. PCB, zink och kvicksilver till *måttlig föroreningsnivå* och arsenik, koppar, kadmium, aromater och PAH (cancerogena) har klassats till *stor föroreningsnivå*. Till *mycket stor föroreningsnivå* i mark har bly, alifater och mineralolja klassats. I grundvattnet har föroreningar bara klassats till de två lägsta klasserna, till *liten föroreningsnivå* har klorfenoler och fenol klassats och till *måttlig föroreningsnivå* har bly, närsalter och mineralolja klassats.

5.3 Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningarna beskrivs i blankett D och sammanställs i blankett E (Bilaga 7). Grundvattnets hastighetskomponent beräknades med Darcys lag mellan grundvattenrör 2 och 3 samt mellan grundvattenrör 7 och 8, där det är genomsläppliga material och störst spridningsrisk föreligger, hastigheten beräknades till 0,5 m/år respektive 4,2 m/år. Detta ger en klassning till *stora spridningsförutsättningar*.

5.4 Känslighet och skyddsvärde

Känslighet och skyddsvärde klassas i blankett E (Bilaga 7). Känsligheten i området har klassats som *stor känslighet* på grund av att det runtomkring deponin är åkermark och djurhållning. Skyddsvärdet däremot har klassats till *litet skyddsvärde*, eftersom hela området är en nedlagd deponi.

5.5 Riskklassning

Den samlade riskklassningen redovisas i blankett E, där de fyra olika aspekterna vägs samman (Bilaga 7). Gräsötippen är bra placerad i ett område med tjock lera som förhindrar snabb spridning och med en liten andel genomsläppliga material, vilket drar ner spridningsförutsättningarna. Idag lakas inga höga halter av föroreningar ut, få föroreningar detekterades i vattenproven, bara höga halter av närsalter. Spridningen av föroreningar är liten, istället ligger de flesta föroreningarna fast i marken och sprids därmed inte till omgivningen, vilket gör att riskklassen dras ner från som det ser ut i grafen (Bilaga 7) från riskklass 2 till riskklass 3, måttlig risk.

6. Diskussion

6.1 Föroreningarnas förekomst

6.1.1 Förekomst av vanadin och krom

Syftet med denna rapport var att kartlägga vilka föroreningar som förekommer i Gräsötippen och tolka deras spridning och sedan riskklassa deponin enligt MIFO. Den värsta farhågan var att höga halter av vanadin och krom skulle hittas på Yaras del av deponin. Den farhågan kan i stort sett avskrivas, det detekterades inga höga halter av vare sig vanadin eller krom i grundvattnet och marken. För vanadin i grundvatten finns idag inget riktvärde från Naturvårdsverket men de halter som detekterades är långt under den holländska åtgärdsgränsen för vanadin och alla markproverna har låga halter av vanadin, under Naturvårdsverkets riktvärde, vilket tyder på att vanadinhaltiga rester inte har deponerats i några större mängder på Gräsötippen. Med kromet är det däremot lite osäkrare, kromhalten i marken understiger riktvärdet om det inte innehåller något krom(VI), men är de detekterade halterna däremot bara krom(VI) är de långt över Naturvårdsverkets riktvärde och en stor risk för miljön. Deponerades passiviseringsvätskan från ureatillverkningen med en blandning av krom(V) och krom(VI) på Gräsötippen så skulle det kunna vara sexvärt krom som detekterats men enligt intervjuerna är det ingen som tror att den dyrbara passiviseringsvätskan skulle ha deponerats vilket talar för att kromet måste härstamma någon annanstans ifrån. Det som även talar för detta är att låga kromhalter har detekterats i jorden på Yaras del av deponin. Däremot har ytprov A som är direkt söder om Yaras del av deponin detekterat ett högt värde på krom, vilket gör att det ändå är av intresse att undersöka lite närmare om vilket krom det är som detekterats innan risken helt kan avskrivas.

6.1.2 Vattenanalyser

Analyssvaren på vattenanalyserna visade få och låga halter av föroreningar. Det enda som överskred något av Naturvårdsverkets riktvärden är bly i grundvattenrör 2. Att bly endast har detekterats i grundvattenrör 2 skulle kunna vara kopplat till att det i grundvattenrör 2 är lägre pH än i de övriga vattenproven och vid lägre pH ökar metallers löslighet i vatten. Det lägre pH-värdet i grundvattenrör 2 kan då också förklara varför det har detekterats flest

metaller där av alla de undersökta vattenproven. Det som talar emot är att det även i grundvattenrör 3 är ett lågt pH-värde men väldigt få detekterade metaller. Det skulle kunna bero på att föroreningar från deponin snarare rör sig mot grundvattenrör 2 och inte mot grundvattenrör 3 som antogs vid platsbesöket och att föroreningarna har hunnit spädas ut innan de når grundvattenrör 3. Det skulle också kunna bero på att de båda grundvattenrören tar in sitt vatten i olika vattenledande skikt i marken. Grundvattenrör 2 tar in vatten från 3 meter och därmed från flera olika skikt, medan grundvattenrör 3 endast tar in vatten från 1 meter och i samma skikt (Bilaga 2) och i detta skikt transporteras det kanske inte föroreningar i lika hög grad som i de som grundvattenrör 2 får vatten ifrån. Att det är lägre pH i grundvattenrör 2 och 3 jämfört med övriga grundvattenrör kan bero på att de får vatten som kommer ifrån skogsbacken väster om deponin och i skogsmark har generellt vattnet ett lägre pH-värde.

Eftersom hög konduktivitet har uppmätts i grundvattenrör 7 och brunn NO-N, vid de tillfällena då konduktiviteten mättes, men inga höga halter av föroreningar detekterats togs nya vattenprov för att mäta halten av närsalter och järn. Misstanken besannades att det är höga halter av närsalter och järn i dessa två vattenprover som har bidragit till den höga konduktiviteten. Det finns inget riktvärde för ammoniumkväve i vatten, men när nivåerna jämförs med lakvatten från andra deponier (Bilaga 6) visar det sig att de detekterade halterna är lägre än från de andra deponierna. Likartade material behöver inte ha deponerats på Gräsötippen och på de andra deponierna, vilket gör att de kan skilja sig åt. För nitratkvävet detekterades en mycket hög halt i brunn NO-N som är över hälsovärde för dricksvatten enligt Livsmedelverket och det är högre än maxvärdet från andra deponiers lakvatten (Bilaga 6), detta kan bero på att nitratkvävet här inte har börjat reduceras än och att provet är taget från den geokemiska aeroba zonen. En tanke var att kvävet har läckt ut från åkermarken intill deponin och att de höga kvävehalterna skulle härstamma därifrån. Men normalt lakas det bara ut 2-14 mg N/l från åkermark (Johansson och Mårtensson, 2002), vilket leder till att de höga kvävehalterna måste härstamma från deponimaterialet. Halterna är ändå låga, förutom nitrathalten i brunn NO-N, i jämförelse med andra deponiers kvävehalt i lakvattnet. Kvävet skulle bland annat kunna härstamma från röttslammet som kommunens del av Gräsötippen är täckt med och från nedbrytningen av organiskt material eftersom det bara är från vattenprovet ifrån kommunens del som höga halter har detekterats och i brunn NO-N dit lakvattnet från kommunens del av deponin kan ha spritt sig. Halterna av de andra närsalterna, kalcium, magnesium och järn, ligger normalt för att vara lakvatten från en deponi men över Livsmedelverkets hälsovärden för dricksvatten. Halten av närsalter bör därför analyseras i dricksvattenbrunnarna i närheten av deponin.

6.1.3 Barium

Barium detekterades i samtliga vatten- och jordprov, vilket inget annat ämne gjorde och eftersom Naturvårdsverket inte har angett något riktvärde för barium undersöktes bariums bakgrundsvärde för att se om de detekterade värdena var höga. Bakgrundsvärdet för barium i området är på 520-580 mg/kg TS (Andersson, 2004), vilket visar att bariumhalterna (42-520 mg/kg TS) inte är några ovanliga halter för området utan är fullt normala. Dessutom är de holländska åtgärdsgränserna i båda vatten och mark långt över de detekterade bariumhalterna. Barium måste helt enkelt ha haft en låg detektionsgräns i analysen jämfört med dess normala förekomstnivå.

6.1.4 Jordanalyser

I jordproverna detekterades flera föroreningar med nivåer över Naturvårdsverkets riktvärden. Detta resultat tyder på att de flesta lösliga ämnen i deponin troligtvis redan har lakat ut för länge sen och syns således inte ens i vattenproverna medan de mer hårt bundna föroreningarna fortfarande sitter kvar i marken. De ämnen som bör läggas märke till är höga halter av cancerogena PAHer, aromater, alifater, bly, kadmium, arsenik, koppar, kvicksilver och zink. Det är framförallt i jordproverna från provpunkt 6:16 och 7:3 som många föroreningar detekterats och däribland cancerogena PAHer och bly. Detta stämmer väl överens med att det på dessa två ställen skulle ha droppat olja från en cistern respektive varit en oljegrop för eldning av oljan eftersom PAHer bildas vid förbränning och att bly ofta fanns med i petroleumprodukter. Även de höga halterna av alifater och även aromater i provpunkt 1:1 och 1:7 skulle kunna stämma överens med att det skulle ha deponerats olje- och sotpellets där eftersom alifater och aromater finns i diesel och råolja. De höga halterna av PAHer och alifater i marken stämmer även väl med att de har låg löslighet i vatten och därmed fastnar i marken. I fältanalysen av jordproverna med XRF, detekterades halter av kvicksilver över Naturvårdsverkets riktvärde i samtliga provplatser men vid analysen hos Eurofins av de utvalda jordproverna är det bara i provpunkt 7:3 som halten av kvicksilver detekterades över riktvärdet. Det kan bero på att XRF är en osäkrare metod än de som utförs i laboratorium. Värdena från XRF ska ses som indikativa och inte som exakta värden.

6.2 Föroreningarnas spridning

6.2.1 Spridning utifrån föroreningarnas förekomst

Spridningen av föroreningarna verkar inte vara så stor idag eftersom de olika provsvaren på vatten och jord visar att de flesta föroreningarna av de som hittades är kvar i marken och att bara ett litet antal har detekterats i vattenproven. De ämnen som det hittas höga halter av i vattenproven är de lösliga närsalterna och det är mest i grundvattenrör 7 och brunn NO-N samt bly i grundvattenrör 2. Vattenproven från grundvattenrör 8 är i stort sett opåverkade, inga höga halter av föroreningar har detekterats vilket tyder på att inget flöde från deponin sker åt väster och moränbacken där. Vattenflödet verkar då snarare gå mot grundvattenrör 2 söder om deponin och dräneringsröret öster om deponin som leder till brunn NO-N eftersom det är i vattenproven från dessa två som flest föroreningar har detekteras utanför deponin. Eftersom många föroreningar detekterades i brunn NO-N men dräneringsrörets läge inte är känt och därmed exakt vart vattnet i brunn NO-N kommer ifrån, skulle det vara av intresse att undersöka dess exakta läge.

I grundvattenrör 7 har det också detekterats några föroreningar och grundvattnet har en hög konduktivitet men dessa resultat säger inte så mycket om spridningen eftersom grundvattenröret sitter i deponin. Eftersom få föroreningar har detekterats i brunn NO-O, som är prov från dräneringsröret norr om deponin och då i närheten av grundvattenrör 7, verkar föroreningarna ifrån grundvattenrör 7 snarare rör sig åt öster än norrut. Utifrån vad som detekterats i de olika vattenproven verkar flödet ifrån deponin gå öster- och söderut. Det som sprids österut kommer att spridas långsamt eftersom det öster om deponin bara är tjocka lager av postglacial finlera. Däremot söder om deponin finns det lager av morän som

lätt kan leda bort och sprida de föroreningar som söker sig dit. Moränen sträcker sig ner mot Djurgårdslunds gård, söder om deponin, som då skulle kunna få de föroreningar som hittas i grundvattenrör 2 i sin brunn. Om föroreningar sprider sig bort mot Djurgårdslund skulle de också kunna härstamma från området kring grundvattenrör 7 och 8 som båda har sina filter för vattenintag i sandig grus, om det är så att det lager med sandig grus som ligger över moränen i grundvattenrör 2 hänger ihop med det i grundvattenrör 7 och 8. Det sandiga gruslagret ligger då troligen över moränen hela vägen. Men det troliga är att vattenflödet drar mer mot öster och att Djurgårdslunds gård klarar sig från de föroreningar som detekterats i grundvattenrör 2. För att vara på den säkra sidan bör grundvattnet vid Djurgårdslund gård regelbundet analyseras.

6.2.2 Spridning utifrån grundvattennivåer

Med hjälp av grundvattentytans läge i grundvattenrören 2, 3, 6, 7 och 8 bestämdes grundvattnets flödesriktning. Den höga grundvattennivån i grundvattenrör 6 tyder på att det flödar ut från de höga delarna av deponin, vilket kan bero på att det finns täta lager i deponin som skapar högre grundvattentyta där. Flödet verkar gå från grundvattenrör 2 mot 3 vilket också stämmer med de tidigare antagandena. När grundvattennivåerna undersöks mellan grundvattenrör 2, 3 och 8 verkar riktningen bli åt ostnordost men beroende på var grundvattentytan kan tänkas vara i grundvattenrör 1 kan flödet istället ha en riktning mer åt sydost. Den höga grundvattentytan i grundvattenrör 2 gentemot grundvattenrör 3 och 8 kan bero på att det i grundvattenrör 2 är lite lera i marklagren och istället mer sand, grus och moränlager högre upp i profilen som kan vara vattenledande. Att tänka på är att grundvattenrör 8 kanske inte sitter i samma lager som grundvattenrör 2 och 3. Detta gör att alla riktningar bara bestäms utifrån 2 grundvattenrör vilket gör resultatet osäkert eftersom helst 3 grundvattenrör ska sitta i samma lager och ha hydraulisk kontakt med varandra för att ge en säker tolkning av riktningen. Utifrån grundvattennivåerna i grundvattenrören blir i alla fall huvuddragen att flödet verkar dra sig från nordväst mot sydöst.

6.2.3 Andra spridningsvägar

Föroreningarna kan även spridas andra vägar än via vattnet. Föroreningarna kan spridas till djuren som går och betar på kommunens del av deponin. För i marken har höga halter av metaller detekterats och röttslam som deponin här är täckt med brukar också innehålla metaller. Dessa metaller kan tas upp av gräs och växter som växer på deponin och som djuren sedan får i sig vid betning. För att veta vilka halter av föroreningar det finns i gräset och växterna och om det kan vara skadligt för djuren som betar där bör prover tas på gräs och växter på deponin för att undersöka om risk föreligger för djuren. Från Yaras del av deponin som idag används till att kompostera trädgårdsavfall som körs dit med traktor, kan föroreningarna spridas bort från deponin. Jord innehållande föroreningar kan fastna i traktorns hjul, eftersom den här delen av deponin inte är täckt, och sedan lossa på andra ställen. Deponin bör därför här sluttäckas, eftersom jordproverna från ytan på den här delen av deponin innehåller höga halter av alifater, aromater och cancerogena PAHer.

6.2.4 Osäkerheter

I den här undersökningen finns en begränsad mängd information om geologin i området att bygga antagandena om förhållandena runt och i Gräsötippen och modellen i VS2DI på. Grundvatten hittades i bara 4 av 7 borrpunkter och dessa grundvattenrör sitter kanske inte ens i samma jordlager och har i så fall ingen hydraulisk kontakt med varandra. Detta leder till att det är svårt att avgöra vilket/vilka vattenledande lager det finns i marken och hur grundvattenytan ser ut runt och under deponin. Information om vilka jordlager det finns har fått från de sju olika borrpunkterna (Figur 7) och hur lagren ser ut emellan dessa provpunkter är antaget utifrån dessa resultat (Bilaga 2) och med hjälp av jordartskartan (SGU, 1975) över området. Detta leder till en viss osäkerhet över tolkningen av området och om fler grundvattenrör installerades skulle osäkerheten kanske kunna minska. Men de grundvattenrör som installerats representerar ändå ganska bra deponin eftersom de alla visar låga halter av föroreningar i vattnet och högre halter i marken, de ger alla samma bild av deponin. Riskbedömningen är säkrare än vid tidigare undersökningar av Gräsötippen eftersom i denna undersökning har grundvattnet och jorden testas vilket inte utförts tidigare. Med flera grundvattenrör i området skulle en säkrare bedömning av grundvattnets riktning kunna göras och hastighetens uppskattning bli mindre osäker.

6.2.5 Spridning utifrån modelleringen

Vid platsbesöket antogs att grundvattenflödet under deponin gick från nordväst mot sydost. Enligt resultatet från modelleringen i VS2DI stämmer inte det, i modelleringen fås ett flöde från deponin både norr- och söderut. Hur flödet går i väst-östlig riktning är inte studerat med modellen då den endast utfördes i nord-sydlig riktning. Några ytterligare osäkerheter med modellen förutom markprofilen är antagandet om bergknallen i profilen som hindrar flödet och därmed förändrar modelleringsresultatet och att regn bara kan tillsättas över deponin och inte över hela profilen vilket påverkar flödet i modellen. Enligt modelleringen i VS2DI sprids föroreningarna med en hastighet på 9 m/år och enligt Darcys lag beräknades hastighetskomponenten till 4,2 m/år mellan grundvattenrör 7 och 8. Dessa alternativ ger en tidsrymd på 16 respektive 33 år innan föroreningar skulle kunna vara framme i Gräsö gårds brunn som ligger norr om deponin. Om något av dessa scenarier skulle stämma med verkligheten har antagligen föroreningarna redan nått brunnen. Eftersom vattenprovet tagit i Gräsö gårds brunn inte visade något spår av föroreningar (som metaller och fenoler som kan transporteras med vattnet) så kan det antas att inget flöde sker i nordlig riktning eller att det kan dröja ytterligare en tid innan föroreningarna når brunnen eller att föroreningarna redan har varit där. Det troliga är ändå att inget flöde sker från Gräsötippen till Gräsö gård, för studeras höjdkurvorna i området (Figur 1) vilka flödet går vinkelrätt mot borde flödesriktningen ske från höjden i väst mot öster och troligare åt söder än norr. Med tanke på höjdkurvorna så sker även ett flöde ut från deponin åt alla håll eftersom deponin är en upphöjning i området, men sen följer flödet de större övergripande flödena i området. Det troliga är att vattenflödet som modellen ger inte stämmer och att Gräsö gårds brunn inte kommer att bli förorenad av föroreningar från Gräsötippen. Den riktning som flödet verkar ha är åt sydöst, som framkommit utifrån resultaten av vattenproven och grundvattennivåerna. Men ändå bör regelbundna prover tas på vattnet i Gräsö gårds brunn för att vara på den säkra sidan och upprätthålla kontroll.

6.2.6 Nedbrytningsfas och geokemisk zon

När Gräsötippen ska placeras in i en nedbrytningsfas och vilken geokemisk zon de olika vattenproven kan tänkas komma ifrån, så ska det finnas i åtanke att Gräsötippen inte är en typisk deponi med enbart organiskt hushållsavfall utan innehåller en blandning av hushålls- och industriavfall vilket gör att den inte beter sig exakt enligt de olika faserna och zonerna. Den fas som tidsmässigt passar bäst in på deponin nu är den metanbildande fasen, vilket bara stämmer överens med att pH inte är lågt och att få metaller är lösta i vattnet. För att bekräfta att deponin verkligen är i denna fas skulle mätningar av metangas kunna utföras. Om det antas att deponin är i den metanbildande fasen har den redan passerat den sura anaeroba fasen då många metaller löses ut. Deponin kommer nu i sådana fall att bete sig likartat som den gör idag ett bra tag framöver innan den går in i den slutliga humusbildande fasen och deponin har då redan haft sin värsta period med tanke på utlakning av föroreningar.

Grundvattenrör 2 och 7 passar in i den anaeroba zonen eftersom de båda har höga halter av järn. Grundvattenrör 7 har även höga halter av ammoniumkväve vilket tyder på anaeroba förhållanden. Grundvattenrör 3 och 8 passar in i övergångszonen. Detta visar att lakvattenplymens front har gått förbi grundvattenrör 3 och 8 och de befinner sig nu i övergångszonen. Grundvattenrör 2 och 7 är i anaeroba zonen vilket kan bero på att grundvattenrör 7 är placerad i deponin och grundvattenrör 2 precis vid basen på deponin. Att grundvattenrör 2 och 3 inte är i samma zon kan bero på att vattnet först rör sig mot grundvattenrör 2 från deponin och sen vidare mot grundvattenrör 3, att vattenflödets riktning är åt sydöst. Det kan också som nämnts tidigare bero på att grundvattenrör 3 tar in vatten från fler skikt än grundvattenrör 2 och därmed är dess vatten mer utspädd och har en annan sammansättning. Att det är en anaerob zon närmast intill deponin stämmer med att det är uppmätt lägre halter av syrgas under och i närheten av deponin samt högre halter av syrgas längre bort vilket gör att deponin kan ha kommit in i den metanbildande fasen. Att det bara är i grundvattenrör 2 och 7 som den anaeroba zonen återfinns tyder på att flödet från deponin går mot söder mot grundvattenrör 2 eftersom de två tidigare zonerna redan har gått förbi där. Till grundvattenrör 3 och 8 har flödet gått långsammare eftersom de är i övergångszonen, vilket stämmer med vattenflödets riktning utifrån de uppmätta grundvattennivåerna då flödet går från grundvattenrör 2 till 3 och från grundvattenrör 7 mot 8. Så utifrån de olika geokemiska zonerna går flödet mestadels söder ut samt mer åt väster än öster.

6.3 Riskklassning

Vid riskklassningen enligt MIFO har allt i denna rapport bidragit till den slutgiltiga bedömningen (Bilaga 7). Bedömningen blir lite osäker eftersom många ämnen saknar svenska riktvärden för att tillståndsbedöma föroreningarnas nivåer och att utländska riktvärden istället har använts vilka inte är avsedda för svenska förhållanden. Gräsötippen har riskklassats till riskklass 3, måttlig risk. I tidigare rapporter har Gräsötippen klassats till riskklass 2 och enligt grafen i den samlade bedömningen ser Gräsötippen ut att tillhöra riskklass 2 men den har nu bedömts att tillhöra riskklass 3 eftersom de flesta av de detekterade föroreningarna ligger fast i marken i själva deponin och inte sprids till grundvattnet. Dessutom är deponin placerad på ett område med tjock lera som förhindrar

snabb spridning av föroreningarna. Men en del föroreningar lakar ut och det finns grundvattenuttag i närheten och åkermark som brukas vilket gör att riskklassen ändå inte ska dras ner alltför mycket. Denna bedömning är individuell och skulle kunna tolkas annorlunda eftersom det i MIFO inte finns några riktigt tydliga riktlinjer hur alla aspekter ska vägas in i den slutliga riskklassningen.

6.4 Förslag till åtgärder

De åtgärder som i dagsläget behöver utföras på Gräsötippen är först och främst att täcka Yaras del av deponin så att föroreningar inte ligger ytligt och lätt kan spridas iväg, som de idag gör vid bland annat deponering av trädgårdsavfall. Gräs och växter som växer i hagen på kommunens del av deponin och i hagen söder om deponin bör analyseras på halter av metaller för att undersöka om det föreligger någon risk för djuren som betar där och om ytterligare täckning bör göras. Deponin bör ses över i stort och dess sluttäckning eftersom det sticker ut föremål på vissa ställen som skulle kunna skada djur som rör sig i området. För att helt kunna avskrika risken om det finns krom(VI) i Yaras del av deponin, bör ytterligare prov utföras på jorden där för att fastställa exakt vilket krom det är som detekterats. Den exakta placeringen av dräneringsrören som mynnar ut i brunn NO bör även undersökas närmare för att få bättre kunskap om varifrån det förorenade vattnet i brunn NO härstammar. I fortsättningen bör vattenprover tas kontinuerligt i de nu befintliga grundvattenrören, brunn NO, vid Gräsö gård och vid Djurgårdslunds gård och analyseras med några bestämda parametrar. Detta bör göras för att ha en fortsatt uppsikt över deponin och vad som lakas ut från den.

7. Slutsatser

Gräsötippen är bra placerad i ett område med tjock lera som förhindrar snabb spridning och idag lakas inga höga halter av föroreningar ut, få föroreningar detekterades i vattenproven, bara höga halter av närsalter och i ett grundvattenrör även bly. Spridningen av föroreningar är liten, istället ligger de flesta föroreningarna fast i marken och sprids därmed inte till omgivningen. De ämnen det har detekterats höga halter av i marken är mineralolja, aromater, alifater, PAHer, arsenik, bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink. Antagandet att det kunde finnas höga halter av vanadin och krom i deponin kan i stort sätt avskrivras eftersom de inte detekterades i några höga halter. Vattenflödets huvudriktning från deponin är söderut, men det sker även flöden åt både väster och öster. Det finns i dagens läge en del förslag på åtgärder som bör utföras på Gräsötippen för att minska risken för spridning och upprätthålla kontroll på det vatten som används i närområdet. Några av dessa åtgärder är att sluttäcka deponin, att analysera gräs och växter i hagen på deponin samt att kontinuerligt analysera vattnet i grundvattenrören och brunnarna på och runt Gräsötippen. Vid riskklassningen av Gräsötippen enligt MIFO, klassas den till riskklass 3, måttlig risk.

Referenser

Litteratur

Alcontrol Laboratories, 2003, *Hedströmmens vattenförbund 2003*

Andersson Madelen, 2004, *Geokemiska kartan, markgeokemi, metaller i morän och andra sediment, Västra Mälardalen med Västerås tätort*, SGU Gk4, Elanders Tofters, Östervåla

Brady N.C. och Weil R.R., 1999, *The Nature and Properties of Soils*, 12th ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River

Domenico P.A. och Schwartz F.W., 1997, *Physical and Chemical Hydrogeology*, second edition, John Wiley & Sons, New York

Eriksson B., 1981, *Den potentiella evapotranspirationen i Sverige*, SMHI, RMK nr 28, Norrköping

Grip H. och Rodhe A., 2000, *Vattnets väg från regn till bäck*, Hallgren och Fallgren Studieförlag AB, Uppsala

Fetter C.W., 1999, *Contaminant hydrogeology*, second edition, Prentice-Hall, Upper Saddle River

Herbert R., 1992, *Evaluating the Effectiveness of a Mine Tailing Cover*, Nordic Hydrology, 23, s193-208

Hsieh P.A., Wingle W. och Healy R.W., 2000, *VS2DI- A graphical software package for simulating fluid flow and solute ore energy transport in variably saturated porous media*, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 9, 9-4130, Lakewood

Hydro Agri AB, 1996, *Historien om en kemisk fabrik i Köping*, Hydro Agri Köping (en skrift utgiven i samband med fabriken 50-års jubileum maj 1996)

Johnson C.A., Schaap M.G. och Abbaspour K.C., 2000, *Model comparison of flow through a municipal solid waste incinerator ash landfill*, Journal of Hydrology 243 (2001) 55-72

Johansson H. och Mårtensson K., 2002, *Kväveläckage från svensk åkermark, beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999*, Naturvårdsverkets rapport 5248

Karlsson L-H., 2004, *Miljörapport Köping 2003*, Yara AB, Köping

Kulander K-E., 1990, *Lakvatten från avfallsdeponier, utvärdering av analysresultat från lakvattenkontroll 1975-1985*. Naturvårdsverkets rapport 3760

Köping kommun, 1990, *Översiktsplan för Köpings kommun*, Samrådshandling februari 1990

Lagerquist E, 2002, *Inventering av deponi vi Gräsö i Köping enligt MIFO fas 1*, examensarbete vid Mälardalens högskola, löpnummer 2002-037

Larsson L. och Lind B., 2001, *Biologiska metoder för in situ sanering av organiska markföroreningar, en kunskapssammanställning, "state of the art"*, SGI Varia 499

Mattson-Ulfstedt M. och Ljungberg V., 2002, *Inventering av Gräsö deponi i Köping enligt MIFO fas 2 – samt kemisk karakterisering av lakvatten*, examensarbete vid Mälardalens högskola, löpnummer 2002-066

Naturvårdsverket, 1994, *Lakvatten från avfallsupplag, uppsamling och minimering*, Rapport 4385

Naturvårdsverket, 1995a, *Föroreningar i deponier och mark, ämnens spridning och omvandling*, Rapport 4473

Naturvårdsverket, 1995b, *Sluttäckning av avfallsupplag - Krav, material, utförande och kontroll*, Rapport 4474

Naturvårdsverket, 1996, *Generella riktvärden för förorenad mark, beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning, efterbehandling och sanering*, Rapport 4638

Naturvårdsverket, 1997, *Molybden, vanadin, vismut – Förekommande halter och effekter på miljö och hälsa*, Rapport 4762

Naturvårdsverket, 1999, *Metodik för inventering av Förorenade områden*, Rapport 4918

SGU, 1975, *Jordartskarta Eskilstuna NV*, serie Ae, nr 18

SLVFS 2001:30, *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*

Staatcourant, 24-02-2000, *Streef- en interventiewaarden bodemsanering (standaard bodem)*, nr.39 (Holländska statliga värden)

Wennberg I., 1965, *Urea, tillverkning och egenskaper*, pärm ureateknologi, Yara AB, Köping

Yara AB, odaterat, *NH₃-tillverkning*, processbeskrivning hittad i pärm "NH₃-tillverkning" hos Yara, Köping

Öman C., 1991, *Omvandlingsfaser i ett kommunalt avfallsupplag*, B1017, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm

Öman C. och Wennberg L., 1997, *Utveckling av metoder för Karakterisering av Lakvatten från Avfallsupplag*, B1280, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm

Öman C., Malmberg M. och Wolf-Watz C., 2000a, *Handbok för Lakvattenbedömning*, B1354, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm

Öman C., Malmberg M. och Wolf-Watz C., 2000b, *Utvecklingen av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag, slutrapport*, B1353, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm

Internet

Exakt angivet datum anger tidpunkt som referensen lästes på webben.

Naturvårdsverket (2005)

<http://www.naturvardsverket.se>, sökväg: start >> lagar & rättesnören >> bedömningsgrunder >> förorenade områden >> Bedömning av föroreningsnivå
2005-02-14

SAKAB (2005)

<http://www.sakab.se/default.asp?doc=sakab/historik.html&id=2> 2005-02-01

Sanera PCB (2005)

http://www.sanerapcb.nu/frames/frm_om_pcb.html 2005-02-11

Yara AB (2004)

http://fert.yara.se/se/about_us/history/index.html 2004-11-16

Muntliga källor

Arenskog Lars-Eric, driftingenjör på ureafabriken (1961-2000), Yara AB (f.d. Svenska Salpeterverken, Supra, Hydro Supra och Hydro Agri), telefonintervju 2004-12-16

Douhan, Karl-Gustav, f.d fabriksarbetare på ureafabriken (1966-87), nu processoperatör, Yara AB (f.d. Svenska Salpeterverken, Supra, Hydro Supra och Hydro Agri) , intervju 2005-01-31

Eriksson Sven-Erik, f.d. verkmästare på ammoniakfabriken (1965-), nu dataingenjör, Yara AB (f.d. Svenska Salpeterverken, Supra, Hydro Supra och Hydro Agri), intervju 2004-12-14

Hansson Bertil, avdelningschef för gödseltillverkningen (1960-1990), Yara AB (f.d. Svenska Salpeterverken, Supra och Hydro Supra), telefonintervju 2004-12-15

Harstad Per, avdelningschef för ammoniak och urea fabriken (1966-1991), Yara AB (f.d. Svenska Salpeterverken, Supra och Hydro Supra), telefonintervju 2004-12-15

Johansson Kurt, arbetsledare för renhållningen i Köpings kommun (1966-2003), telefonintervju 2004-12-14

Karlsson Lars-Håkan, Hälsa-, Miljö och Säkerhet- samt Kvalitetssäkringsansvarig (1975-), Yara AB (f.d. Supra, Hydro Supra och Hydro Agri), personlig kontakt	2004-11-15 2004-12-15 2005-01-31 2005-02-01
Lindholm Camilla, länsstyrelsen i Västmanland, personlig kontakt	2004-11-26 2004-12-01
Olsson Per, lantbrukare, boende vid Gräsötippen, personlig kontakt	2004-11-02
Persson Mats, arbetsledare och parkchef på Köping kommun (1971-2002), telefonintervju	2005-03-09
Westergren Lennart, f.d. operatör på ureafabriken (1974-), nu skiftledare, Yara AB (f.d. Supra, Hydro Supra och Hydro Agri), telefonintervju	2004-12-15

Laboratorium

Eurofins Sverige AB, Box 81, 592 22 Vadstena, telefon 0143-137 95
De flesta metoderna i TerrAttest-paketet är ackrediterade enligt ISO/IEC 17025

Yara AB, Nya Hamnvägen 14, Box 908, 731 29 Köping, telefon 0221-27800
Laboratoriet är ackrediterat av SWEDAC för provtagning och analys av avloppsvatten med
ackrediteringsnummer 1227

Ordlista

Aerob – syreinhållande

Anaerob – syrefri

Bioackumulerbarhet – ämnen som förekommer i högre koncentrationer i biota än i omgivande medier

Biomagnifierbarhet – ämnen som förekommer i stigande koncentration med ökande trofivåer det vill säga längre upp i näringskedjan

Evaporation – avdunstning

Eutrofiering – övergödning

Finit differensmodell – är ett sätt att lösa den numeriska modellen genom att dela upp området i ett rutnät och lösa en partiell differentialekvation i varje korsning i rutnätet

Hydraulisk konduktivitet – mått på jordens förmåga att leda vatten

Indunstning – ett sätt att genom förångning av lösningsmedlet (t.ex. vatten) koncentrera en lösning eller en suspension.

Kalibrera – anpassa eller ställa in (något) efter i förväg fastställda mått

Kartesiska koordinater – kallas det koordinatsystem där man har två eller tre vinkelräta axlar (vanligen kallade x resp. y och z) som utgår från en gemensam punkt, origo

Konduktivitet – elektrisk ledningsförmåga, orsakad av laddade partiklar i vattnet

Percentil – Av ett latinskt ord som betyder hundra. Som symbol för percentil används bokstaven P; aktuell hundradel anges som ett index till P. En något förenklad definition av t.ex. P_{10} (p tio, den tionde percentilen) är att den är det variabelvärde som underskrids av 10 procent av observationerna.

Perkolera – vattenmängd sipprar ned mot grundvattenzonen

Radiella koordinater – kallas det koordinatsystem där man har två axlar, vars längd och läge bestäms av radien på en cirkel och vinkeln i cirkeln

Redoxpotential – ett mått på elektronaktiviteten (och syrehalt) och kan sägas vara ett mått på den drivkraft varmed ett ämne kan oxideras

Vattendelare – ofta en höjdrygg, naturlig avdelare av vattenflöde, nederbörd som faller på olika sidor om en vattendelare kommer till olika avrinningsområden

∇ – vattenyta

Bilaga 1 - Intervjufrågor

Intervjufrågor

1. Vad var dina arbetsuppgifter/anknytning till Gräsötippen?
2. Under vilka år arbetade du med Gräsötippen?
3. Vad var det för avfall som slängdes på Gräsötippen? Var kom det ifrån?
4. Vilka mängder var det?
5. Var placerades avfallet på Gräsötippen?
6. Hur var arbetsgången vid tippning av avfallet, planering mm.?
7. Hur ofta och hur fyllde ni på ytan, la till andra massor, jämna till?
8. (Vet du någon annan, som du tror är bra att prata med?)

Bilaga 2 – Fältdata från inmätning och avvägning samt från XRF och PID

Fältprotokoll

Uppdragsnummer:	10055519	ÖJ=Örjan Johansson
Uppdragsnamn:	Yara, Gräsötippen	Jtu = Jenny Tunler
Datum:	2004-11-12	

Rör	X	Y	Z markyta	Ök rör	Nivå (m u ök rör)	
					041104	041112
Provtagare	JTu	JTu	ÖJ	ÖJ	ÖJ	JTu
1	6595841	1511765	8,15	-	-	-
2	6595762	1511680	3,72	4,39	2,26	2,20
3	6595749	1511735	3,12	3,63	2,12	2,06
4	6595935	1511925	2,64	-	-	-
6	6595973	1511731	11,58	12,84	7,90	7,90
7	6596057	1511762	5,42	6,00	3,74	3,70
8	6595979	1511668	4,50	5,39	6,0	3,65
Brunn Gräsö gård	6596197	1511787	-	-	-	-
Brunn NV	6596054	1511703	-	-	-	-
Brunn NO	6596028	1511938	-	-	-	-
Fix	6595842	1511629	5,57	-	-	-
A	6595741	1511735	-	-	-	-
B	6595745	1511731	-	-	-	-
C	6595788	1511710	-	-	-	-
D	6595850	1511768	-	-	-	-
E	6595938	1511788	-	-	-	-
F	6595961	1511814	-	-	-	-
G	6596038	1511767	-	-	-	-

WSP Uppdrag 10055519
Yara AB
Gräsötippen
Sjötullen 1:42 & 1:44

Kommentarer;
1. Analys av flyktiga kolväten med PID Photovac 2020 på tekniskt möjliga jordprov.
Kalibrerad med isobutylen 100 ppm. Alla resultat i isobututulenekvivalenter.
2. Geoteknisk benämning enligt SGF:s regler.
3. Alla analysresultat i mg/kg TS. TS-halt i %.
4. Med laboratorieanalys menas jordprov som analyserats enligt Eurofins paket TerrAteST+split
- Ogiltig mätning resultat.



Prov	Nivå m u my	Prel. geotekn. bedömning ²	Anmärkning	Datum	Fältanalyser (XRF) ³					PID ¹	Laboratorie analyser ⁴	Placering av filter
					Pb	As	Hg	Zn	Cu			
			Riktvärde för KM		80	15	1	350	100			
			Riktvärde för MKM		300	40	7	700	200			
1;1	0,0-0,6	F/sagmy	Lukt (petroleum (svart)	2004-11-02	16	12	0	99	8	29	X	
1;2	0,6-1,0	F/aska?	Sv lukt svart	2004-11-02	11	9	4	79	9	51		
1;3	1,0-1,5	F/aska?	Sv lukt svart	2004-11-02	16	4	1	39	15	50		
1;4	1,5-2,0	F/sagraska?	Sv lukt svart	2004-11-02	12	7	2	100	-	64		
1;5	2,0-2,5	F/sagraska?	Sv lukt svart	2004-11-02	16	11	1	31	38	39		
1;6	2,5-3,0	F/aska?	Sv lukt svart	2004-11-02	10	6	1	15	35	32		
1;7	3,0-3,5	Si		2004-11-02	22	7	4	117	-	35	X	
1;8	3,5-4,0	Si		2004-11-02	29	6	2	130	-	25		
1;9	4,0-4,5	Mn		2004-11-02	16	-	3	67	-	29		
1;10	4,5-5,2	Mn		2004-11-02	17	4	4	59	6	21		
	5,2-		Vridstopp 5,2m fastnat									
2;1	0,0-0,5	Letsa		2004-11-02	19	13	3	123	-	17		
2;2	0,5-1,0	Letsa		2004-11-02	20	5	4	76	-	8		
2;3	1,0-1,5	grSa	Lera ovanifrån	2004-11-02	15	2	4	101	7	11		
2;4	1,5-2,0	grSa	Lera ovanifrån	2004-11-02	15	6	5	66	13	22		
2;5	2,0-2,5	grSa si		2004-11-02	20	4	5	86	-	17		
2;6	2,5-3,0	Mn si		2004-11-02	14	5	4	90	-	17		
2;7	3,0-3,5	siMn		2004-11-02	14	5	8	99	7	18		
2;8	3,5-4,0	siMn		2004-11-02	18	4	5	43	27	15		
3;1	0,0-0,1	My		2004-11-02	19	4	3	70	19	6		
3;2	0,1-0,5	Let		2004-11-02	28	10	5	116	-	0		
3;3	0,5-1,0	Let sa		2004-11-02	27	9	3	54	-	0		
3;4	1,0-1,6	Le		2004-11-02	24	1	3	89	21	0		
3;5	1,6-2,0	grSa		2004-11-02	24	7	5	28	14	2		
3;6	2,0-2,5	saSiLe		2004-11-02	19	7	3	106	-	6		
3;7	2,5-3,0	saSiLe		2004-11-02	21	2	3	83	3	1		
4	0,0-0,1	My		2004-11-03								
4;1	0,1-0,5	SiLet		2004-11-03	35	10	3	112	5	-	X	
4;2	0,5-1,1	SiLet		2004-11-03	23	7	1	67	19	5		
4;3	1,1-1,5	Le		2004-11-03	13	0	2	28	6	6		
4;4	1,5-2,0	Le		2004-11-03	20	1	2	54	20	13		
4;5	2,0-2,5	Le		2004-11-03	19	6	3	55	14	0		
4;6	2,5-3,0	Le		2004-11-03	21	9	2	55	13	8		
4;7	3,0-3,5	Le		2004-11-03	21	6	3	60	24	0		
4;8	3,5-4,0	Le		2004-11-03	21	4	2	61	24	0		
4;9	4,0-4,5	Le		2004-11-03	25	2	9	62	24	0		
4;10	4,5-5,0	Le		2004-11-03	24	9	1	59	16	0		



Prov	Nivå m u my	Prel. geotekn. bedömning ²	Anmärkning	Datum	Fältanalyser (XRF) ³					PID ¹	Laboratorie analyser ⁴	Placering av filter
					Pb	As	Hg	Zn	Cu			
			Riktvärde för KM		80	15	1	350	100			
			Riktvärde för MKM		300	40	7	700	200			
6;1	0,0-0,5	F/muLet		2004-11-02	37	0	4	67	-	0		
6;2	0,5-0,8	F/sagrLettegel F/sa gr	Blött	2004-11-02	79	15	3	336	85	6		
6;3	0,8-1,0	rötslam?tegel	Blött	2004-11-02	57	13	5	323	38	10		
6;4	1,0-1,5	F/sagrLettegel	Blött	2004-11-02	54	1	4	308	20	0		
6;5	1,5-2,0	F/sagrLettegel	Blött	2004-11-02	44	8	1	293	50	0		
6;6	2,0-2,5	F/grLet	Blött	2004-11-02	35	6	1	274	84	13		
6;7	2,5-3,0	F/gödsel	Blött	2004-11-02	43	12	2	355	117	138		
6;8	3,0-3,5	F/gödsel	Blött	2004-11-02	40	11	3	359	145	185		
6;9	3,5-4,0	F/gödsel	Blött	2004-11-02	57	3	4	365	168	308		
6;10	4,0-4,5	F/gödsel	Blött	2004-11-02	46	6	5	299	127	363		
6;11	4,5-4,9	F/gödsel	Blött	2004-11-02	47	10	2	315	160	308		
6;12	4,9-5,2	F/sa gr tegel F/sagrödsel	Blött	2004-11-02	37	13	2	268	143	-		
6;13	5,2-5,6	kalkskikt	Blött	2004-11-02	93	44	2	314	145	1200		
6;14	5,6-5,8	F/Let	Torrt?	2004-11-02	49	15	6	197	39	234		
6;15	5,8-6,5	F/saf let gr trärester	Torrt?	2004-11-02	20	5	7	117	26	126		
6;16	6,5-7,0	F/sagr trärester	Blött	2004-11-02	50	8	3	306	74	38	X	
7;1	0,0-0,5	F/letsagr		2004-11-03	53	19	1	265	62	9		
7;2	0,5-1,0	F/letsagr		2004-11-03	34	5	4	160	7	0		
7;3	1,0-1,5	F/tsa		2004-11-03	97	129	-	583	157	0	X	
7;4	1,5-2,1	F/tsa		2004-11-03	109	9	3	875	40	0		
7;5	2,1-2,5	gyLet		2004-11-03	43	6	6	206	-	0		
7;6	2,5-3,0	gyLet		2004-11-03	40	1	5	63	10	14		
7;7	3,0-3,5	sLet		2004-11-03	29	8	4	133	28	0		
7;8	3,5-4,0	Lesi		2004-11-03	22	4	2	42	12	0		
7;9	4,0-4,5	Saf gr le		2004-11-03	29	17	5	73	20	4		
7;10	4,5-5,0	Saf gr		2004-11-03	20	4	2	62	26	0		
7;11	5,0-5,5	Saf gr		2004-11-03	28	2	2	110	21	0		
	0,0-0,1	My		2004-11-03								
8;1	0,1-0,5	Letsi		2004-11-03	39	6	6	83	3	0		
8;2	0,5-1,0	Letsi		2004-11-03	26	15	8	67	8	0		
8;3	1,0-1,5	Le		2004-11-03	32	-	4	114	31	0		
8;4	1,5-2,0	Le		2004-11-03	24	4	3	69	20	0		
8;5	2,0-2,5	Le		2004-11-03	29	-	3	60	23	0		
8;6	2,5-3,0	Le		2004-11-03	23	6	3	46	17	0		
8;7	3,0-3,5	Le		2004-11-03	22	-	5	51	30	0		
8;8	3,5-4,0	Le		2004-11-03	24	5	1	53	21	0		
	4,0-4,4	Le	Prov rinner av	2004-11-03								
	4,4-5,1	grsa	Prov rinner av Stopp, berg eller block	2004-11-03								
	5,1-											
A	0,03- 0,10	Le Si		2004-11-03	20	5	3	32	-	0	X	
B	0,03- 0,10	Le Si		2004-11-03	27	13	2	87	13	2		
C	0,03- 0,10	Le Si		2004-11-03	20	5	1	44	14	15		
D	0,02- 0,06	F/Sa gr		2004-11-03	23	5	2	47	11	0		
E	0,01- 0,05	F/Sa gr		2004-11-03	310	29	2	1330	289	-	X	
F	0,02- 0,05	My		2004-11-03	186	13	5	759	324	14		
G	0,02- 0,05	Le		2004-11-03	38	7	4	103	17	16		
											Summa	
											7 st	

Bilaga 3 - Fältdata från grundvattenprovtagningen

Fältprotokoll grundvattenprovtagning

Uppdragsnummer:	10055519	
Uppdragsnamn:	Yara, Gräsötippen	
Datum:	2004-11-12 omsättning	2004-11-15 provtagning
Provtagare:	Jenny Tunler	Jens termén

Provtagning

Provtagningsmetod:

Rör	Nivå (m u ök rör)	Omsättning (liter)	Utseende (färg etc)	Lukt	Övrigt
2	2,20	6,0	genomskinligt	Nej	1 oms. sen torrt
3	2,06	4,5	genomskinligt	Nej	Se ovan
6	7,90	0,1	Grå lerigt	Nej	Se ovan
7	3,70	7,5	Genomskinligt först sen gråbrunt	Nej	Se ovan
8	3,65	7,5	genomskinligt	Nej	Se ovan
Övrigt:					

Samtliga rör kunde enbart omsättas 1 gång sedan torrt. Även vid försök 1,5h senare (pkt2 och 3) var torrt. Vid pkt 2 var bailer (stora) svår att få ner, stannade ca vid 2,3 m u ök r. Smala bailers funkade fint, omsatte 29st (0,2 l/st) sedan torrt. Använda bailer lämnades kvar i samtliga rör ovan gv-ytan.

Insitumätningar

Typ av fältinstrument:

Kalibrering / kontroll av instrument:

Rör	pH	Syrgashalt (mg/l)	Temperatur (°C)	Konduktivitet (mS/cm)	Kommentar
2	6,1	3,1	7,9	0,31	
3	6,2	2,4	7,3	0,78	
6	-	-	-	-	Torrt, lukt
7	7,0	2,5	10,1	3,68	
8	7,0	3,6	8,6	0,56	Mkt dålig funktion
Brunn NO-N ¹	7,2	4,2	6,2	4,16	Lakvatten
Brunn NO-O ²	6,5	8,0	7,1	0,64	Lakvatten
Brunn Gräsö gård	6,3	4,8	8,3	0,32	Dricksvatten

¹ Prov NO-N avser vatten i ledning med nord-sydlig riktning mot lakvattenbrunnen i deponiens NO hörn.

² Prov NO-O avser vatten från ledning med öst-västlig riktning mot lakvattenbrunnen i deponiens NO hörn.

Bilaga 4 – Samtliga provresultat från Eurofins

Vatten

Parameter	Prov:	2	3	7	8	Gräsö	NO-O	NO-N	SNV	Livsmedel-	Holland
Karakterisering									riktvärdet	verket	(l)
pH		6,2	6,6	7,1	7,6	7,1	7,6	7,6			
Temperatur vid pH-mätning	°C	21,8	21,8	21,7	21,7	21,8	21,7	21,6			
Konduktivitet	mS/m	31	80	350	54	31	61	410			
TerrAttest											
Metaller											
Barium (Ba)	µg/l	85	52	340	33	27	36	46			625
Bly (Pb)	µg/l	24							10	10	75
Kobolt (Co)	µg/l	4	3	3				3			100
Koppar (Cu)	µg/l	43	7	5		6	9	93	2000	2000	75
Krom (Cr)	µg/l	5							50	50	30
Molybden (Mo)	µg/l							16			300
Nickel (Ni)	µg/l	22	16	7			4	37	50	20	75
Vanadin (V)	µg/l	11						5			70
Zink (Zn)	µg/l	30	10	41		12		34			800
Fenoler											
2,4-Dimetylifenol	µg/l			0,03	0,03						
2,6-Dimetylifenol	µg/l			0,12							
Thymol	µg/l			0,02							
Klorerade fenoler											
Tetraklorfenol (sum)	µg/l							0,009			
2,3,4,6/2,3,5,6-Tetraklorfenol	µg/l							0,009			
PAHer											
Benso(a)antracen	µg/l						0,02				0,5
Summa cancerogena PAH	µg/l	0	0	0	0	0	0,02	0	0,2	0,1	
PAHer (summa 10 Dutch VROM)	µg/l						0,02				
PAHer (summa 16 US EPA)	µg/l						0,02				
Flyktiga aromatiska kolväten											
Trikloretan	µg/l	0,7									
Övriga organiska föroreningsämnen											
Bifenyl	µg/l						0,02				
Mineralolja											
TPH C10-C16	µg/l			38							
TPH C16-C22	µg/l			59							
TPH C22-C30	µg/l			29							
TPH C30-C40	µg/l			-							
TPH Sum	µg/l			130							600
Spimfab											
Alifater											
>C5-C8	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
>C8-C10	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
>C10-C12	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
>C12-C16	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
>C16-C35	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
>C5-C35	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
Summa alifater >C5-C35	mg/l	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.			
Aromater											
Bensen	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,001	0,03
Toluen	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,06		1
Etylbensen	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,02		0,15
Xylener	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,2		0,07
PAHer											
Summa cancerogena PAH	mg/l	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0002		
Summa övriga PAH	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,01		
Övriga											
MTBE	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,05		9,2

e.m är ej mätbar

Jord

Parameter	Prov:	1:1	1:7	4:1	6:16	7:3	A	E	SNV	Holland	Holland
TerrAttest									riktvärden	(S)	(I)
Metaller											
Arsenik (As)	mg/kg TS	5	4	13	51	8	5	4	15	29	55
Antimon (Sb)	mg/kg TS				13	15				3	15
Barium (Ba)	mg/kg TS	42	71	200	380	520	57	78		160	625
Beryllium (Be)	mg/kg TS			2						1,1	30
Bly (Pb)	mg/kg TS	12	14	21	210	690	7	9	80	85	530
Kadmium (Cd)	mg/kg TS				1,0	1,3			0,4	0,8	12
Kobolt (Co)	mg/kg TS	5	8	15	8	10	6	6	30	9	240
Koppar (Cu)	mg/kg TS	18	11	38	400	290	9	11	100	36	190
Krom (Cr)	mg/kg TS	18	20	62	37	42	98	40	*120	100	380
Kviksilver (Hg)	mg/kg TS	0,91			0,53	2,6			1	0,3	10
Molybden (Mo)	mg/kg TS			4	7					3	200
Nickel (Ni)	mg/kg TS	32	13	27	34	32	12	9	35	35	210
Tenn (Sn)	mg/kg TS				210	38				-	900
Vanadin (V)	mg/kg TS	85	76	95	25	28	40	31	120	42	250
Zink (Zn)	mg/kg TS	46	51	170	750	900	34	35	350	140	720
Flyktiga aromatiska kolväten											
Etylbensen	mg/kg TS				0,4				12	0,03	50
Toluen	mg/kg TS				5,7				10	0,01	130
o-Xylen	mg/kg TS				0,5						
m,p-Xylen	mg/kg TS				0,8						
Xylen (summa)	mg/kg TS				1,3				15	0,1	25
1,2,4-Trimetylbensen	mg/kg TS		0,08		2,6						
1,3,5-Trimetylbensen	mg/kg TS				0,79						
n-Propylbensen	mg/kg TS				0,29						
Isopropylbensen	mg/kg TS				0,12						
sec-Butylbensen	mg/kg TS				0,18						
p-Isopropyltoluen	mg/kg TS				0,35						
Fenoler											
Fenol	mg/kg TS				0,45				**4	0,05	40
o-Kresol	mg/kg TS				0,08						
m-Kresol	mg/kg TS				0,02						
p-Kresol	mg/kg TS				0,94			0,09			
Kresoler (summa)	mg/kg TS				1,0			0,09	**4	0,05	5
m-Etylfenol	mg/kg TS				0,02						
4-Etyl/2,3 & 3,5-dimetylfenol	mg/kg TS				0,05						
PAHer											
Naftalen	mg/kg TS		0,07		0,86	0,02		0,02			
Acenaflylen	mg/kg TS				0,02						
Acenaftalen	mg/kg TS		0,07		0,06						
Fluoren	mg/kg TS		0,15		0,17						
Fenantren	mg/kg TS				1,2	0,18		0,06			
Antracen	mg/kg TS				0,11	0,02					
Fluoranten	mg/kg TS				0,72	0,56		0,06			
Pyren	mg/kg TS				0,68	0,48		0,06			
Benso(ghi)perylen	mg/kg TS				0,06	0,25					
Summa övriga PAH	mg/kg TS	0	0,29	0	3,88	1,51	0	0,2	20		
Benso(a)antracen	mg/kg TS				0,16	0,24		0,03			
Chrysen	mg/kg TS				0,27	0,39		0,05			
Benso(b)floranten	mg/kg TS				0,19	0,54		0,04			
Benso(k)floranten	mg/kg TS				0,06	0,14					
Benso(a)pyren	mg/kg TS				0,1	0,27		0,02			
Dibenso(ah)antracen	mg/kg TS					0,05					
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS				0,05	0,25					
Summa cancerogena PAH	mg/kg TS	0	0	0	0,83	1,88	0	0,14	0,3		
PAHer (summa 10 Dutch VROM)	mg/kg TS		0,07		3,6	2,3		0,24		1	40
PAHer (summa 16 US EPA)	mg/kg TS		0,29		4,7	3,4		0,34			
Klorerade bensener											
1,2-Diklorbensen	mg/kg TS				0,02						
1,4-Diklorbensen	mg/kg TS				0,02						
Diklorbensener (summa)	mg/kg TS				0,04				***15		
Pentaklorbensen	mg/kg TS							0,003	****1		

Klorerade fenoler												
m-Klorfenol	mg/kg TS				0,04							
Parameter	Prov:	1:1	1:7	4:1	6:16	7:3	A	E	SNV	Holland	Holland	
TerrAttest										riktvärden	(S)	(I)
Monoklorfenoler (summa)	mg/kg TS				0,040							
3,4-Diklorfenol	mg/kg TS				0,080							
3,5-Diklorfenol	mg/kg TS				0,30							
Diklorfenoler (summa)	mg/kg TS				0,38							
2,3,5-Triklorfenol	mg/kg TS				0,008							
2,4,5-Triklorfenol	mg/kg TS				0,013							
3,4,5-Triklorfenol	mg/kg TS				0,023							
Triklorfenoler (summa)	mg/kg TS				0,044							
2,3,4,5-Tetraklorfenol	mg/kg TS				0,008							
Tetraklorfenoler (summa)	mg/kg TS				0,008							
Summa klorfenol utom pentaklorfenol	mg/kg TS	0	0	0	0,944	0	0	0	2	0,01	10	
Pentaklorfenol	mg/kg TS				0,020				0,1			
PCBer												
PCB 28	mg/kg TS				0,005							
PCB 52	mg/kg TS				0,008	0,004						
PCB 101	mg/kg TS				0,010	0,016						
PCB 118	mg/kg TS				0,007	0,006		0,003				
PCB 138	mg/kg TS				0,009	0,017		0,008				
PCB 153	mg/kg TS				0,007	0,014		0,007				
PCB 180	mg/kg TS				0,002	0,003		0,003				
PCB total	mg/kg TS	0	0	0	0,048	0,060	0	0,021	0,02			
PCB (summa 6)	mg/kg TS				0,041	0,054		0,018				
PCB (summa 7)	mg/kg TS				0,048	0,060		0,021				
Klorerade pesticider												
4,4-DDE	mg/kg TS				0,019							
2,4-DDE	mg/kg TS				0,004							
2,4-DDD	mg/kg TS				0,036							
DDT/DDE/DDD (summa)	mg/kg TS				0,059							
Övriga organiska föreningssämnen												
Bifenyl	mg/kg TS		0,026		0,16			0,008				
Dibensofuran	mg/kg TS				0,14							
Mineralolja												
TPH C10-C18	mg/kg TS	980	170		120			15				
TPH C16-C22	mg/kg TS	3100	390		110	19		16				
TPH C22-C30	mg/kg TS	5300	560		180	49		71				
TPH C30-C40	mg/kg TS	5200	570		180	85		120				
TPH (summa)	mg/kg TS	14000	1700		590	150		220		50	5000	
Spimfab												
Alifater												
>C5-C8	mg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10				
>C8-C10	mg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10				
>C10-C12	mg/kg TS	91	<10	<10	13	<10	<10	<10				
>C12-C16	mg/kg TS	715	35	<10	13	<10	<10	<10				
Summa >C5-C16	mg/kg TS	806	35	<25	26	<25	<25	<25	100			
>C16-C35	mg/kg TS	6590	571	85	16	36	<10	23	100			
Aromater												
Bensen	mg/kg TS	<0,008	<0,008	<0,008	0,035	<0,008	<0,008	<0,008	0,06			
Sum. TEX(Toluen,Etylbensen,Xylen)	mg/kg TS	<0,3	<0,3	<0,3	0,90	<0,3	<0,3	<0,3	10			
>C8-C10	mg/kg TS	16	2	2	20	<1	<1	<1	40			
>C10-C35	mg/kg TS	116	10	10	3	<2	<2	<2	20			
PAHer												
Summa cancerogena PAH	mg/kg TS	3,2	0,1	<0,03	0,42	3,7	<0,03	0,17	0,3			
Summa övriga PAH	mg/kg TS	11	0,8	<0,05	1,9	3,2	<0,05	0,16	20			
Övrigt												
MTBE	mg/kg TS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	6		100	

*gäller endast om CrVI inte förekommer

**fenol + kresol

***summa mono och diklorbenser

****summa tri-, tetra-, och pentaklorbensener

Bilaga 5 – Naturvårdsverkets jämförvärden för förorenat grundvatten och förorenad mark

Parameter	Enhet	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Trolig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
VATTEN					
pH					
Konduktivitet	mS/m				
<i>Fenoler</i>					
2,4-Dimetylfenol					
2,6-Dimetylfenol					
Thymol					
Tetraklorfenol (sum)					
<i>PAHer</i>					
cancerogena (sum)					
<i>Mineralolja</i>					
TPH Sum					
Barium (Ba)	µg/l				
Bly (Pb)	µg/l	<5	5-25	25-125	>125
Kobolt (Co)	µg/l				
Koppar (Cu)	µg/l	<4000	4000-20000	20000-100000	>100000
Krom (Cr)	µg/l				
Molybden (Mo)	µg/l				
Nickel (Ni)	µg/l				
Vanadin (V)	µg/l				
NH ₄ -N	mg/l				
NO ₃ -N (+NO ₂ -N)	mg/l				
PO ₄ -P	mg/l				
Ca ²⁺	mg/l				
Mg ²⁺	mg/l				
Fe	mg/l				
JORD					
<i>PAHer (sum)</i>					
Cancerogena		<2,5*	2,5-13*	13-65*	>65*
Övriga		<2,7*	2,7-13*	13-70*	>70*
<i>Klorbensener</i>					
(Sum) klorbensener	mg/kg TS				
<i>Klorfenoler</i>					
Sum klorfenol*	mg/kg TS				
pentaklorfenol					
<i>PCBer</i>					
PCB total	mg/kg TS				
<i>Mineralolja</i>					
TPH (sum)					
<i>Alifater</i>					
Sum >C5-C16					
>C16-C35					
<i>Aromater</i>					
Bensen	mg/kg TS				
Sum TEX					
>C8-C10					
>C10-C35					
Arsenik (As)	mg/kg TS	<10	10-45	45-230	>230
Antimon (Sb)	mg/kg TS				
Barium (Ba)	mg/kg TS				
Beryllium (Be)	mg/kg TS				
Bly (Pb)	mg/kg TS	<20	20-90	90-450	>450
Kadmium (Cd)	mg/kg TS				
Kobolt (Co)	mg/kg TS	<10	10-45	45-230	>230
Koppar (Cu)	mg/kg TS	<25	25-130	130-650	>650
Krom (Cr)	mg/kg TS				
Kvicksilver (Hg)	mg/kg TS				
Molybden (Mo)	mg/kg TS				
Nickel (Ni)	mg/kg TS	<20	20-110	110-550	>550
Tenn (Sn)	mg/kg TS				
Vanadin (V)	mg/kg TS				
Zink (Zn)	mg/kg TS	<60	60-300	300-1500	>1500

* Jämförvärden från Naturvårdsverkets tätortsprovtagning

Bilaga 6 - Värden från lakvatten och lakvattensediment från andra deponier

Parameter	Enhet	Min	Max	Median	Medel
VATTEN					
pH		6,4	8,5	7,5	7,5
Konduktivitet	mS/m	490	2730	913	1210
<i>Fenoler</i>					
2,4-Dimetylfenol					
2,6-Dimetylfenol					
Thymol					
Tetraklorfenol (sum)					
<i>PAHer</i>					
cancerogena (sum)					
<i>Mineralolja</i>					
TPH Sum					
Barium (Ba)	µg/l	50	1370	180	290
Bly (Pb)	µg/l	0,036	0,17	0,043	0,070
Kobolt (Co)	µg/l	1,7	21	7,3	73
Koppar (Cu)	µg/l	5,8	80	12	22
Krom (Cr)	µg/l	1,5	45	9,7	17
Molybden (Mo)	µg/l				
Nickel (Ni)	µg/l	9,8	91	22	30
Vanadin (V)	µg/l				
NH ₄ -N	mg/l	93	870	230	370
NO ₃ -N (+NO ₂ -N)	mg/l	-	35	2,0	6,7
PO ₄ -P	mg/l	0,07	3,5	0,57	1,1
Ca	mg/l	21	340	96	110
Mg	mg/l	14	83	37	42
Fe	mg/l	0,2	43	3,1	7,2
JORD					
<i>PAHer (sum)</i>					
Cancerogena					
Övriga					
<i>Klorbensener</i>					
(Sum) klorbensener	mg/kg TS	-	2,0	0,00	0,26
<i>Klorfenoler</i>					
Sum klorfenol*	mg/kg TS	-	0,07	0,00	0,02
pentaklorfenol					
<i>PCBer</i>					
PCB total	mg/kg TS	-	1,1	0,04	0,18
<i>Mineralolja</i>					
TPH (sum)					
<i>Allifater</i>					
Sum >C5-C16					
>C16-C35					
<i>Aromater</i>					
Bensen	mg/kg TS	-	0,51	0,00	0,10
Sum TEX					
>C8-C10					
>C10-C35					
Arsenik (As)	mg/kg TS	0,85	3,6	0,93	1,8
Antimon (Sb)	mg/kg TS	0,19	0,26	0,22	0,22
Barium (Ba)	mg/kg TS	331	2200	518	1010
Beryllium (Be)	mg/kg TS				
Bly (Pb)	mg/kg TS	21	82	26	43
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	0,12	1,4	0,60	0,71
Kobolt (Co)	mg/kg TS	-	10	2,1	4,1
Koppar (Cu)	mg/kg TS	1,9	110	45	52
Krom (Cr)	mg/kg TS	17	30	20	22
Kvicksilver (Hg)	mg/kg TS	-	0,17	0,12	0,096
Molybden (Mo)	mg/kg TS				
Nickel (Ni)	mg/kg TS	2,9	14	6,3	7,9
Tenn (Sn)	mg/kg TS				
Vanadin (V)	mg/kg TS				
Zink (Zn)	mg/kg TS	190	560	270	340

Värdena är tagna från rapporten *Handbok för Lakvattenbedömning* (Öman, Malmberg och Wolf-Watz, 2000a)

Bilaga 7 – MIFO blanketter (A-E)

Blankett A ADMINISTRATIVA UPPGIFTER

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Inventeringens namn: <i>Kartläggning av ämnestransporten från Gräsötippen</i>	Inventeringsfas (1 eller 2 enligt MIFO): <i>Fas 1 & 2 enligt MIFO</i>
Objekt: <i>Gräsötippen , Köping</i>	Upprättad (namn, datum): <i>Anna Nivfors, 050323</i>
Id nr:	Reviderad (namn, datum):
Preliminär riskklassning enligt BKL <i>2</i>	Reviderad (namn, datum):

Bransch	<i>Hushålls- och industriavfallsupplag</i>		
Branschkod enligt SNI Ifylles automatiskt vid datalagring			
Län (namn, kod)	<i>Västmanlandslän (U), 19</i>		
Kommun (namn, kod)	<i>Köping, 1983</i>		
Topografiska kartan Ifylles automatiskt vid datalagring	<i>10GNV</i>		
Ekonomiska- Gula kartan Ifylles automatiskt vid datalagring	<i>10G9C (har använt fasighetskartan över Köping kommun)</i>		
Fastighetens koordinater, objektets, tomtens, huvudbyggn centrumpunkt (rikets nät sex siffror)	<i>X= 6596057 nord -6595749 syd</i>	<i>Y= 1511925 ost -1511668 väst</i>	<i>Z= ca 13 möh höjd</i>
Fastighetsbeteckning (enl CFD)	<i>Sjötullen 1:42 och Sjötullen 1:44</i>		
Byggnader och anläggningar (nuvarande, tidigare översiktligt)	<i>Äldre avfallsupplag</i>		
Objektets adress	<i>Gräsö, Köping kommun</i>		
Anläggningsägare eller motsvarande med adress	<i>1:44 Köping kommun, 731 85 Köping 1:42 Yara AB, Nya Hamnvägen 14, 731 29 Köping</i>		
Nuvarande fastighetsägare om annan än anläggningsägare med adress	<i>1:42 Johan Åkervall, Djurgårdslunds gård, Köping</i>		
Kontaktpersoner med adress hos tillsynsmyndighet el dyl	<i>Köping kommun, Miljökontoret, 731 85 Köping</i>		
Fastighetens storlek (m ²)	<i>Deponins utbredning ca 75 000 m²</i>		

Befintliga undersökningar/gjorda utredningar:	<i>BKL, MIFO fas 1 och 2 på Sjtullen 1:42</i>
Andra källor (kartor, flygbilder, foton e t c) + uppgift om var de finns	<i>Jordartskartan, SGU, 1975, Eskilstuna NV Seria Ae, nr 18</i>
Fixpunkter (placering)	<i>X= 6595842 y=1511629 z= 5,57 möh</i>
Brunnar/Undersökningsrör inom industri- eller påverkansområdet, läge skick och typ (undersökningsrör i metall, plast, grävd brunn, borrad brunn, saknas)	<i>En grävd brunn vid Gräsö gård norr om deponin. Norr och öster om deponin går dräneringsrör/cementrör som mynnar ut i en brunn i deponins nordöstra hörn. Fem stycken grundvattenrör är placerade i och runt deponin.</i>

Blankett B VERKSAMHETS-, OMRÅDES- OCH OMGIVNINGSBESKRIVNING

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Objekt: (ifylles automatiskt från blankett A) <i>Gräsötippen , Köping</i>	Upprättad (namn, datum): <i>Anna Nivfors, 050323</i>
Id Nr: (ifylles automatiskt från blankett A)	Fältbesök(namn, datum) <i>041029</i> <i>Lars-Håkan Karlsson, Yara AB</i> <i>Henrik Säfvestad, TK, Köpings kommun</i> <i>Anna-Lena Olsson, miljökontoret, Köpings kommun</i> <i>Marie Arnér och Jens Termén, WSP</i> <i>Per Olsson, lantbrukare</i> <i>Martin Åkervall, fastighetsägare</i> <i>Anna Nivfors, examensarbetare</i>
	Fältbesök (namn, datum) <i>Anna Nivfors, 041102, 041103, 041115, 041122,</i> <i>041123, 050131, 050201</i>

Verksamhetsbeskrivning

Anläggningens status (i drift, nedlagd före 1969, nedlagd efter 1969, ingen tidigare känd verksamhet)	<i>Nedlagd efter 1969</i>
Anläggningsområdets tillgänglighet (inhägnat, öppet)	<i>Öppet</i>
Verksamhetstid: (ungefärligt antal år)	<i>30 år</i>
Driftstart och driftslut (år)	<i>1945-1975</i>
Antal miljöstörande verksamhetsår	<i>30 år</i>
Produktion (produkt och mängd, om möjligt årtal för produkterna)	<i>okänt</i>
Processbeskrivning, nuvarande översiktligt	<i>Kompostering av trädgårdsavfall och betesmark</i>
Processbeskrivning, tidigare, översiktligt	<i>Deponering av industri- och hushållsavfall</i>
Avloppsvatten från processerna, nuvarande hantering (sluten till eget reningsverk, till kommunalt reningsverk, orenat till namngiven recipient)	
Avloppsvatten från processvatten tidigare hantering (alternativ som ovan):	
I processerna hanterade kemikalier	<i>Troligtvis gjutsand, slagg, oljerester, slam, färgrester, cyanhaltiga vätskor, vanadin och krom</i>
Restprodukter från processerna, mellanlagring (förekomst och typ)	

Efterbehandlingsåtgärder, genomförda (typ av åtgärd t ex eventuell yttäckning, inneslutning):	1:42 är övertäckt med rötslam och sådd med gräs 1:44 ej övertäckt ovanpå men täckt med schaktmassor och grus på sidorna.
Efterbehandlingsåtgärder, planerade (alternativ som ovan):	
Konflikter (vattenförsörjning, omkringboende, jordbruk, skogsbruk, vattenbruk, friluftsliv, kulturminnen, förestående ägarbyte, annat ange vilket) Om flera konflikter är kända anges samtliga	Jordbruksmark i närheten av deponin. Vattenuttag ca 150 m norr om deponin.

Området och omgivningen

Markanvändning på objektet (industrimark, jordbruksmark, tätort/bebyggelse, skogsmark, parkmark, övrig):	(äldre avfallsupplag) Idag betesmark och kompostering av trädgårdsavfall
Markanvändning inom påverkansområdet (alternativ som ovan)	Jordbruksmark, betesmark, bebyggelse
Avstånd från objekt till bostadsbebyggelse (0-50 m, 50-200 m, 200-500 m, 500-1000 m, >1000 m):	50-200 m
Synliga vegetationsskador inom objektet (ja, nej)	Nej
Synliga vegetationsskador inom påverkansområdet (ja, nej)	Nej
Markförhållanden dominerande inom området (täta -, normaltäta -, genomsläppliga jordarter, fyllnadsmassor, berg, övrigt):	Täta, öster om deponin postglacial finlera, söder och nordväst glacial lera och väster sandig-moig morän. Fyllnadsmassor runt kanterna på deponin och över på kommunens del.
Topografi, lutning (%)	
Typ av närrecipient (grundvatten, dike, bäck, älv, sjö, hav)	Grundvatten, dike med dräneringsrör, å
Närrecipient, namn och avstånd från föroreningen (enligt topografiska, ekonomiska kartan):	Hedströmmen ca 500 m söder om deponin
Huvudavrinningsområde enligt SMHI	61 Norrström

Byggnader och anläggningar

Byggnader även rivna (ålder och skick):	
---	--

Förorenade markområden

Lokalisering av förorenad mark	Hela deponin är förorenad, större koncentration av föroreningar på vissa ställen i deponin.		
Volym förorenade massor (m ³)			
Utbredning av förorening, yta, (m ²)			
Koordinater på förorenade markområdet, rikets nät sex siffror	X= nord	Y= ost	Z= höjd
Föroreningar:			

Förorenat grundvatten

Lokalisering av förorenat grundvatten	<i>I grundvattenrör runt om och i deponin och i brunn nordost om deponin</i>		
Volym förorenat grundvatten (m ³)			
Utbredning av föroreningen, yta, (m ²)			
Koordinater på det förorenade grundvattenmagasinet (rikets nät sex siffror)	X= nord	Y= ost	Z= höjd
Föroreningar			

Förorenade sediment

Lokalisering av förorenat sediment			
Volym förorenade sediment (m ³)			
Utbredning av föroreningen, yta, (m ²)			
Koordinater på det förorenade sedimentet, rikets nät sex siffror	X= nord	Y= ost	Z= höjd
Föroreningar:			

Dagvatten och Deponier

Dagvattendränning (typ, slutet -, öppet system, okänt): (till grundvatten, dike, bäck eller älv, sjö eller hav, torvmark övrigt):			
Deponi (inom objektet, utanför objektet, saknas. övrigt)	<i>Deponin är huvudobjektet</i>		
Typ av deponi (aktiv, öppen, under uppbyggnad, nedlagd, använd som fyllning):	<i>Nedlagd</i>		
Innehåll i deponin,	<i>Hushålls- och industriavfall</i>		
Läckage från deponin (till recipient, grundvatten, inget):			
Deponins koordinater (rikets nät sex siffror):	X= nord	Y= ost	Z= höjd

Övrigt (t ex sättningar, innehåll i utfyllnader, täckta jordhögar, lastningsområden, tankar, områden där det har brunnit, igenfyllda vattensamlingar):

Blankett C: FÖRORENINGSNIVÅ

Objekt: <i>Gräsötippen, Köping</i>	Upprättad (namn, datum): <i>Anna Nivfors, 050323</i>
Id nr:	Reviderad (namn, datum):

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Mark

Skriv ämne eller ämnesgrupp i rutan tillsammans med siffran för använd referens inom parantes.

Antal prov:	<i>7 stycken</i>			
Jämförelserna görs med (kryssa): [] ___ :e percentilen, [] näst högsta värdet, [x] högsta värdet, [] syn el, luktintryck etc				
Tillstånd	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
	<i>Klorfenoler PAH (övriga)</i>	<i>Zink, kvicksilver, PCB</i>	<i>Bly, koppar, arsenik, kadmium, aromater</i>	<i>Alifater, mineralolja, PAH (cancerogen)</i>
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata:				
Avvikelse från jämförvärde	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Måttlig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
		<i>PAH (cancerogen) PAH (övriga)</i>	<i>Arsenik, koppar, zink, kvicksilver, kadmium</i>	<i>bly</i>
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata				
	<i>PCB, klorfenoler, alifater, aromater, mineralolja</i>			
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser: <i>Naturvårdsverkets rapport 4918, bilaga 4 tabell 1 och bilaga 5 tabell 1, 3 och 4. Holländska riktvärden och åtgärdsgränser</i>				

Grundvatten

Skriv ämne eller ämnesgrupp i rutan tillsammans med siffran för använd referens inom parantes.

Antal prov:	<i>7 stycken</i>			
Jämförelserna görs med (kryssa): [] ___ :e percentilen, [] näst högsta värdet, [x] högsta värdet, [] syn el, luktintryck etc				
Tillstånd	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
	<i>klorfenoler</i>	<i>Bly, mineralolja</i>		

Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata:		<i>Fenol, NH₄-N, NO₃-N, kalcium, magnesium, järn</i>		
Avvikelse från jämförvärde	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Måttlig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor åverkan av punktkälla
		<i>Bly</i>		
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata		<i>Fenol, NH₄-N, NO₃-N, kalcium, magnesium, järn, klorfenoler, mineralolja</i>		
Använda referenser: <i>Naturvårdsverkets rapport 4918, bilaga 4 tabell 2 och bilaga 5 tabell 6. Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten. Holländska riktvärden och åtgärdsgränser.</i>				

Ytvatten

Skriv ämne eller ämnesgrupp i rutan tillsammans med siffran för använd referens inom parantes.

Antal prov:				
Jämförelserna görs med (kryssa): [] ___ :e percentilen, [] näst högsta värdet, [] högsta värdet, [] syn el, luktintryck etc				
Tillstånd	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata:				
Avvikelse från jämförvärde	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Måttlig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata				
Använda referenser:				

Sediment

Skriv ämne eller ämnesgrupp i rutan tillsammans med siffran för använd referens inom parantes.

Antal prov:				
Jämförelserna görs med (kryssa): [] ___ :e percentilen, [] näst högsta värdet, [] högsta värdet, [] syn el, luktintryck etc				
Tillstånd	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata:				

Avvikelse från jämförvärde	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Måttlig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd				
Volym				
Använda referenser:				

Byggnader och anläggningar

Skriv ämne eller ämnesgrupp i rutan tillsammans med siffran för använd referens inom parantes.

Antal prov:				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				
Volym förorenade massor				
Använda referenser:				

Blankett D: SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

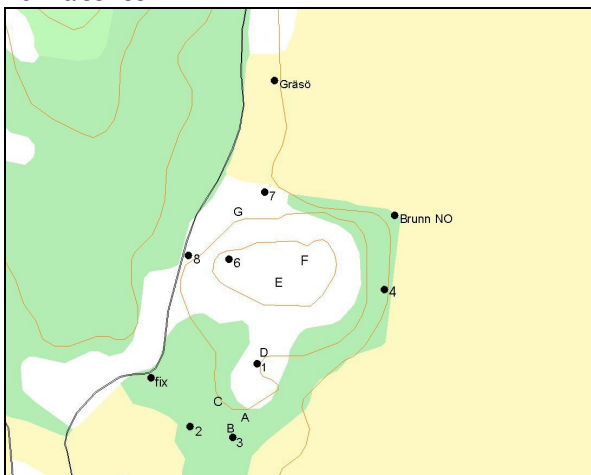
Objekt: <i>Gräsötippen, Köping</i>	Upprättad (namn, datum): <i>Anna Nivfors, 050323</i>
Id nr:	Reviderad (namn, datum):

Spridningsförutsättningarna bedöms för föroreningar i halter eller mängder som medför risk för negativa effekter.

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Borrhålsskiss och karta över påverkansområdet

Borrhålsskiss



Nummer 1-8 är borrhål och A-G är jordtyppsprovplatser.

Karta över påverkansområdet

Från byggnader och anläggningar

Föroreningar i byggnader och anläggningar:	
Spridningssätt (text):	
Konstaterad historisk spridning (text):	
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 gasinträngning i byggnader:	

Mark och grundvatten

Föroreningars lokalisering i marken i dag, markera även på kartan (text):	<i>Grundvattnet är ganska opåverkat. Marken är förorenad i deponin särskilt vid grundvattenrör nr 1, 6 och 7 där mycket oljerester hittades.</i>
---	--

Spridningshastighet för ämnen som transporteras med vatten i mark

Föroreningar som sprids med vatten:	<i>Aromater, fenoler, metaller och närsalter</i>
Markens genomsläpplighet i mest genomsläppliga lagret (m/s):	
Lutning på grundvattenytan (%):	
Grundvattenströmning (m/år) ca:	<i>0,5 m/år i morän och 4,2 m/år i sand, vid uträkning av hastighetskomponenten mellan olika grundvattenrör med Darcys lag.</i>
Nedbrytbara föroreningar:	<i>Organiska</i>
Nedbrytningshastighet (halveringstid):	
Föroreningar som binds i marken:	<i>Metaller</i>
Halt organiskt kol i marken (%):	
Andra förutsättningar för bindning i marken t ex lerinnehåll (text):	
Naturliga transportvägar t ex torrsprickor i lera (text):	<i>Morän-, sand- och siltskikt under lera</i>
Antropogena transportvägar t ex ledningsgravar (text):	
Konstaterad historisk spridning (m/år):	
Övrigt:	
Uppskattning av spridningshastighet i mark och grundvatten (m/år):	

Spridningshastighet för ämnen som transporteras via damning från mark

Föroreningar som sprids med damm:	
Markytans torrhet (normal, torrare än normalt, mycket torrare än normalt):	
Vegetationstäckning (% och typ):	
Exponering för vind (liten, stor, mycket stor):	
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 (trögflytande, lättflytande):	
Konstaterad historisk spridning (m/år):	

Övrigt:	
Uppskattning av spridningshastighet som separat fas i mark (m/år):	

Mark/grundvatten till ytvatten

Redan förorenade ytvatten, konstaterad historisk spridning (namn):	
Hotade ytvatten (namn):	<i>Hedströmmen</i>
Föroreningars hastighet i mark/grundvatten, (m/år):	
Avstånd från förorening till hotat ytvatten (m):	<i>Ca 500 m</i>
Ytavrinning på marken, diken, avlopp (ja/nej)	<i>Ja</i>
Varierande grundvattennivåer, översvämningar, högvatten (ja/nej):	<i>Nej, Hedströmmen är reglerad</i>
Övrigt:	
Uppskattad spridningstid till ytvatten (år):	

Ytvatten

Föroreningar som sprids i ytvatten:	
Ytvattnets transporthastighet:(km/år)/omsättningstid (år):	
Utspädning leder till oskadliga halter i ytvattnet (ja/nej):	
Ojämn spridning i ytvatten (ja/nej):	
Konstaterad historisk spridning (m/år):	
Övrigt:	
Uppskattas spridningshastighet i ytvatten (km/år):	

Sediment

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

Blankett E: SAMLAD RISKBEDÖMNING

Objekt: <i>Gräsötippen, Köping</i>	Upprättad (namn, datum): <i>Anna Nivfors, 050323</i>
Id nr:	Reviderad (namn, datum):
Verksamhet/bransch: <i>Nedlagd hushålls- och industrideponi</i>	

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Föroreningarnas farlighet (F)

Skriv ämne/ämnesgrupp i aktuell ruta.

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
<i>Järn, kalcium, magnesium, NO₃-N, NH₄-N</i>	<i>Zink, alifater</i>	<i>Fenol, mineralolja, aromater, koppar</i>	<i>Klorfenoler, bly, PAH, PCB, arsenik, kvicksilver, kadmium</i>

Föroreningsnivå (N)

Visar vilka medier som är förorenade i dag. Från underlagsblankett föroreningsnivå. Skriv ämne/ämnesgrupp i aktuell ruta.

Medium	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggn/anlägg				
Mark	<i>Klorfenoler, PAH (övriga)</i>	<i>PCB, zink, kvicksilver</i>	<i>Arsenik, koppar, kadmium, aromater PAH (cancerogen)</i>	<i>Bly, alifater, mineralolja</i>
Grundvatten	<i>Klorfenoler, fenol</i>	<i>Bly, mineralolja, Järn, kalcium, magnesium, NO₃-N, NH₄-N</i>		
Ytvatten				
Sediment				

Spridningsförutsättningar

Från underlagsblankett spridningsförutsättningar. Sätt X eller skriv ämne/ämnesgrupp i aktuell ruta.

Medium	Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Från byggn/ anlägg				
Till byggnader				
I mark o grundvatten			<i>X (?)</i>	
Till ytvatten				
I ytvatten				

I sediment				
------------	--	--	--	--

Känslighet/skyddsvärde (KoS)

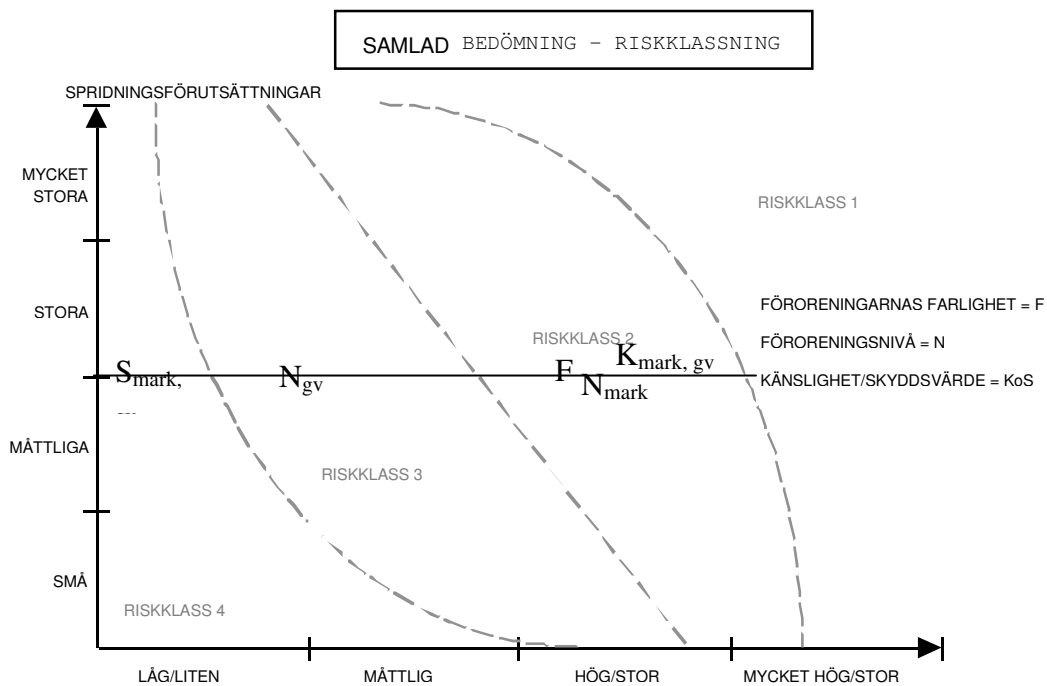
Markera K för känslighet och S för skyddsvärde i aktuell ruta.

	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggn/anlägg				
Mark o grundvatten	$S_{mark, gv}$		$K_{mark, gv}$	
Ytvatten o sediment				

Bedömningen av K/S baseras på markanvändningen: *Deponi*

vilken är (sätt kryss) [] pågående markanvändning, [] framtida markanvändning enligt detaljplan, [] framtida markanvändning enligt översiktsplan, [x] nedlagd.

Kort beskrivning av exponeringssituationerna: *Åkermark runtomkring, föroreningen kan transporteras med grundvattnet och förorena dricksvattenbrunnar, direktexponering där deponin ej är övertäckt.*



Inventerarens intryck: *Känns inte som om alla aspekter som framkommit i undersökningen fås med i den samlade bedömning.*

- Objektet förs till [] riskklass 1 "mycket stor risk"
(sätt kryss) [] riskklass 2 "stor risk"
[x] riskklass 3 "måttlig risk"
[] riskklass 4 "liten risk"

Motivering: *Gräsötippen är bra placerad i ett område med tjock lera som förhindrar snabb spridning, vid klassningen av spridningsförutsättningarna beräknades hastighetskomponenten i de mest genomsläppliga materialen där störst spridningsrisk föreligger och inte i leran. Idag lakas inga höga halter av föroreningar ut, få föroreningar detekterades i vattenproven, bara höga halter av närsalter. Spridningen av föroreningar är liten, istället ligger de flesta föroreningarna fast i marken och sprids därmed inte till omgivningen, vilket gör att riskklassen dras ner från som det ser ut i grafen från riskklass 2 till riskklass 3, så länge inte det krom som detekterades är sexvärt krom.*

Andra prioriteringsgrunder:

[x] exponering av föroreningar sker i dag, på följande sätt: *Traktorns däck vid tippning av trädgårdsavfall till kompostering på deponin kan dra med sig föroreningar därifrån. Beteshagar på deponin, djuren kan få i sig föroreningar som tagits upp av gräs och växter.*

Länkar

[] Det finns andra förorenade områden som hotar samma recipient. Det är

[] Det finns andra förorenade områden som har sitt ursprung i samma verksamhet. Det är