

Kartering av markföroreningar inom Skutskärs
Bruk samt utvärdering av spridningsrisker
enligt Naturvårdsverkets MIFO fas 2

Lisa Lundell

REFERAT

Kartering av markföroreningar inom Skutskärs Bruk samt utvärdering av spridningsrisker enligt Naturvårdsverkets MIFO fas 2

Lisa Lundell

Inför framtida ombyggnationer inom industrifastigheten vill Skutskärs Bruk, Stora Enso, kartlägga markföroreningar och utvärdera vilken spridningsrisk de utgör. En undersökning av mark- och grundvattenförhållanden har därför utförts på en ca 16 000 m² stor yta, belägen mellan dagens renseri och kokeri. Undersökningen har utförts enligt Naturvårdsverkets Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO) för att i framtiden kunna integreras i en fas 2- undersökning för hela fastigheten.

Arbetet har inneburit provtagning av mark- och grundvatten som analyserats med avseende på tungmetaller och organiska föroreningar. Föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna samt objektets känslighet och skyddsvärde har vägts samman för att bedöma områdets risk för människors hälsa och miljö.

Området utgörs av utfylld havsbotten. Massorna består främst av sand som blir siltigare under grundvattenytan på ca 2,3 m djup under markytan. Ovan grundvattenytan påträffades kisaska. Därefter hittades mesa, bark och träfiber på varierande djup. Fyllningen underlagras av morän.

Resultatet visade att huvuddelen av tungmetallerna i marken härstammade från kisaskan. Föroreningsnivån bedömdes som mycket stor för Zn, Pb, Cu, Cd och Hg. I grundvattnet bedömdes föroreningsnivån som stor för Al och måttlig för Pb och Cr. Halten organiska föroreningar var generellt sett låg. Tyngre oljor påträffades i ytliga marklager.

Kvikksilver har analyserats eftersom risk för spridning från en före detta kloralkalifabrik uppströms området förelåg. Ämnet påträffades både i ytnära marklager och på större djup. Endast tre av 56 markprover översteg Naturvårdsverkets gränsvärde för mindre känslig markanvändning på 7 mg/kg TS.

Undersökningen tyder på att metallerna fortfarande är bundna till kisaskan och att stora delar av den lakbara delen transporterades bort under de år som ytan var oasfalterad.

Huvuddelen av föroreningstransporten antas ske genom advektion. Grundvattnet flödar i riktning mot hamnbassängen och beräknas uppgå till ca 3 m³/dygn. Områdets gradient är ca 0,5 %. Vattenpartiklarnas hastighet beräknades till ca 5 m/år. Föroreningstransporten kan vara lägre på grund av adsorption och utfällning. Grundvattenprovtagningen tyder på att den årliga transporten till hamnbassängen skulle kunna uppgå till 100 g Zn, 10 g Cr, 8 g Pb och 0,02 g Hg.

Objektet bedömdes tillhöra riskklass 3, det vill säga måttlig risk för människa och miljö samt relativt låg angelägenhet för vidare undersökningar.

Nyckelord: Markföroreningar, spridning, MIFO, kisaska, kvikksilver, Skutskär

ABSTRACT

Mapping of soil contaminants within Skutskär Pulp Mill together with an evaluation of the risk for migration according to the Swedish Environmental Protection Agency's MIFO phase 2 method

Lisa Lundell

With the prospect of future construction on the Skutskär Pulp Mill property, Stora Enso Fine Paper has initiated an investigation of soil contaminants and a risk assessment of these contaminants. A soil and groundwater investigation has therefore been conducted on an open area of about 16 000 square meters, situated between the current wood room and digester house. To be able to integrate this study into an investigation for the whole industrial property, the study has been carried out as a phase 2 study according to the Swedish Environmental Protection Agency's Methods of Inventories of Contaminated sites (MIFO).

The site investigation has involved soil and groundwater sampling, together with the analysis of heavy metals and organic contaminants. The degree of hazard posed by the contaminants, the level of contamination, the potential for migration of the contaminants, as well as the degree to which protection of human health and the environment is required in the area, have been weighed together for an overall risk assessment of the area with regard to human health and the environment.

The investigated area was built up by filling in the coastal waters. The fill material consists mainly of sand that becomes finer below the groundwater surface at the depth of about 2.3 m. Above the groundwater surface pyrite cinders was encountered. Underneath the cinders, lime sludge, bark and wood fiber were found at different depths. The deepest layer encountered consists of moraine.

The results showed that most of the heavy metals in the soil originate from the pyrite cinders. The level of contamination was assessed as very high for Zn, Pb, Cu, Cd and Hg. In the groundwater, the level of contamination was assessed as high for Al and moderate for Pb and Cr. The level of organic contaminants was in general low. Heavy oils were encountered in shallow soil layers.

Mercury was analysed due to risk of migration from an earlier factory that produced chlorine alkali. The metal was encountered in both the shallow and the deeper layers of soil. Only three of 56 soil samples exceeded the Swedish Environmental Protection Agency's guideline value for less sensitive land use of 7 mg Hg/kg dry weight.

The investigation indicates that the metals still are bound to the pyrite cinders and that most of the leachable parts were mobilized during the years when the ground was not covered with asphalt.

Most of the contaminant migration is assumed to take place through groundwater advection. The groundwater flows in the direction of the dock and was calculated to about 3 m³ per day. The gradient in the area is about 0.5 %. The average linear groundwater velocity was computed to about 5 m per year. The transport of the pollutants might be slower due to adsorption and precipitation. Groundwater sampling indicates that the transport to the dock is up to 100 g Zn, 10 g Cr, 8 g Pb and 0.02 g Hg per year.

The site was assigned to risk class 3, i.e. moderate risk regarding human health and environment and relatively low urgency concerning additional investigations.

Keyword: Soil contaminants, migration, MIFO, pyrite cinders, mercury, Skutskär

Department of Earth Sciences, Uppsala Universitet, Villavägen 16, SE 752 36 Uppsala

ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts på uppdrag av Stora Enso Fine Paper, Skutskärs Bruk. Arbetet omfattar 20 poäng och är en del av civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik som ges vid Uppsala Universitet.

Ett stort tack vill jag rikta till min handledare Nils Ivarsson, miljöchef, Skutskärs Bruk, som möjliggjort undersökningen, samt min ämnesgranskare Roger B. Herbert, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala Universitet, för tips och råd under arbetets gång.

Jag vill även tacka Sara Jansson och Thomas Ittner, WSP Samhällsbyggnad, för engagemang, stöd och hjälp i alla lägen. Tack också till Bo Ledin och övriga på GVT som bistått med praktisk, såväl som teoretisk hjälp.

Vidare skulle jag också vilja tacka all personal på Skutskärs Bruk som jag har kommit i kontakt med och som har medverkat till att tiden i Skutskär blivit både trevlig och lärorik.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INTRODUKTION	1
1.1. FÖRETAGET	1
1.2. SYFTE	1
1.3. AVGRÄNSNINGAR	2
2. BAKGRUND	3
2.1. MIFO	3
2.1.1. Föroreningarnas farlighet	3
2.1.2. Föroreningsnivå	4
2.1.3. Spridningsförutsättningar	6
2.1.4. Känslighet och skyddsvärde	7
2.1.5. Riskklassning	7
2.2. PROVTAGNINGSMETODER	8
2.2.1. Jordprovtagning	8
2.2.2. Grundvattenprovtagning	9
2.2.3. Hydrauliskt test	9
2.3. FÖRORENINGARS EGENSKAPER OCH EFFEKTER	9
2.3.1. Tungmetaller	9
2.3.2. Organiska föreningar	11
3. METOD	13
3.1. HISTORISK BAKGRUND	13
3.2. OMRÅDESBESKRIVNING	13
3.3. PROVTAGNINGSPLAN	13
3.4. PROVTAGNING	14
3.4.1. Jordprovtagning	14
3.4.2. Grundvattenprovtagning	14
3.5. ANALYS AV PROVER	15
3.5.1. Analys av jordprover	15
3.5.2. Analys av grundvattenprover	15
4. BESKRIVNING AV UNDERSÖKNINGSOBJEKT	16
4.1. ALLMÄN HISTORISK BAKGRUND	16
4.1.1. Processer och hanterade ämnen i objektets närområde	16
4.1.2. Vanliga fyllnadsmassor och dess föroreningar	18
4.1.3. Tidigare undersökningar	18
4.2. OMRÅDESBESKRIVNING	21
4.2.1. Topografi och geologi	21
4.2.2. Grundvattenförhållanden	22
4.2.3. Historisk kartläggning av undersökningsobjektet	22
5. PROVTAGNINGSPLAN	26
5.1. FÖRVÄNTADE FÖRORENINGAR KRING SPECIFIKA PROV-TAGNINGSPUNKTER	27
5.2. PLAN FÖR JORDPROVTAGNING	27
5.3. PLAN FÖR ANALYS AV JORDPROV	28
5.4. PLAN FÖR GRUNDVATTENPROVTAGNING	29
5.5. PLAN FÖR ANALYS AV GRUNDVATTEN	29

6. RESULTAT.....	30
6.1. PROVTAGNING.....	30
6.1.1. Jordprovtagning	30
6.1.2. Val av jordprovsanalyser utifrån historik och iakttagelser i fält	31
6.1.3. Grundvattenprovtagning	32
6.2. ANALYSRESULTAT.....	33
6.2.1. Jordprover	33
6.2.2. Grundvatten.....	35
7. DISKUSSION	37
7.1. REDOXFÖRHÅLLANDE I MARK OCH GRUNDTVATTEN	37
7.2. METALLRÖRLIGHET.....	37
7.2.1. Koppar och bly	38
7.2.2. Kadmium och zink	39
7.2.3. Arsenik.....	41
7.2.4. Kvicksilver	42
7.2.5. Krom.....	45
7.3. OLJEINDEX	45
7.4. pH OCH TEMPERATUR	46
7.5. ELEKTRISK KONDUKTIVITET	47
7.6. FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE.....	47
8. UTVÄRDERING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN ENLIGT MIFO	48
8.1. FÖRORENINGARNAS FARLIGHET	48
8.2. FÖRORENINGSNIVÅ.....	48
8.2.1. Bedömning av tillstånd	48
8.2.2. Avvikelse från jämförvärde.....	49
8.2.3. Mängd och volym	49
8.2.4. Sammanvägning av föroreningsnivå	50
8.3. SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	50
8.3.1. Spridning i mark och grundvatten.....	50
8.3.2. Spridning från mark och grundvatten till ytvatten	54
8.4. KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE.....	55
8.5. RISKKLASSNING	56
9. SLUTSATSER	58
10. REFERENSER	59

BILAGOR

Bilaga 1	Markledningsritning över avloppsledningar från 1968.
Bilaga 2	Ritning med provtagningspunkter från tidigare undersökningar.
Bilaga 3	Lägeskoordinater och höjder för provtagningspunkter och grundvattenrör.
Bilaga 4	Jordlagerföljder och grundvattenyta från markprovtagning.
Bilaga 5	Resultat från analys av oorganiska ämnen i markprover.
Bilaga 6	Medianhalter i mark på respektive provtagningsnivå för analyserade oorganiska ämnen.
Bilaga 7	Resultat från analys av organiska ämnen i markprover.
Bilaga 8	Resultat från grundvattenanalyser.
Bilaga 9	Jämförelse av analysresultat i grundvatten.

Bilaga 10	Blankett A, Administrativa uppgifter.
Bilaga 11	Blankett B, Verksamhets- områdes- och omgivningsbeskrivning.
Bilaga 12	Blankett C, Föroreningsnivå.
Bilaga 13	Blankett D, Spridningsförutsättningar.
Bilaga 14	Blankett E, Samlad riskbedömning.

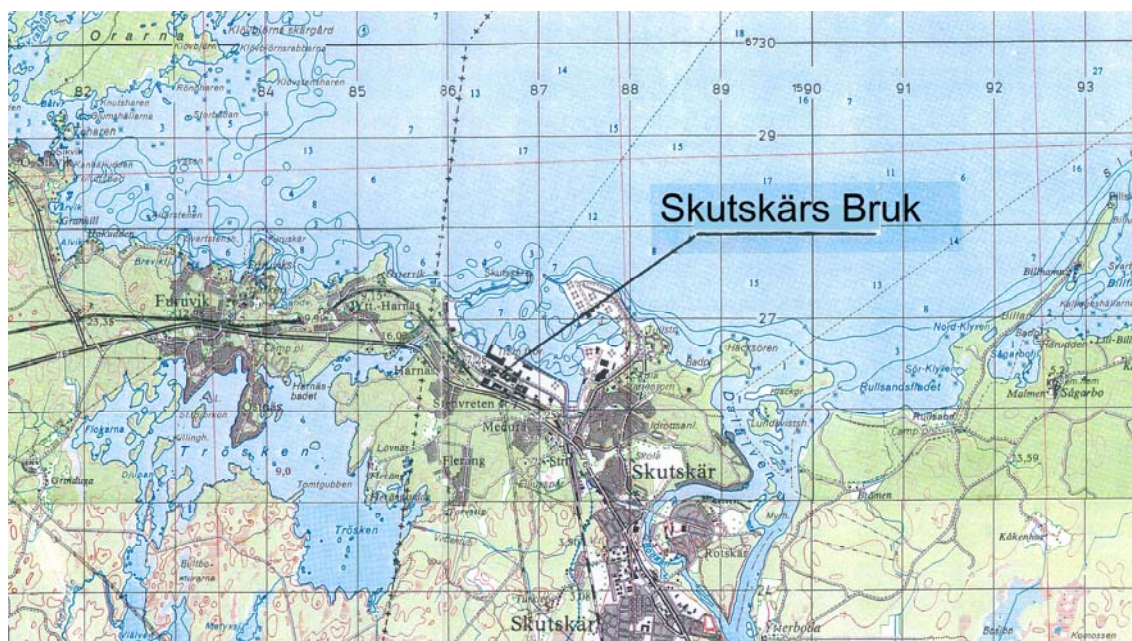
1. INTRODUKTION

1.1. FÖRETAGET

Stora Enso är en integrerad skogsindustrikoncern med tillverkning av journalpapper, tidningspapper, finpapper, förpackningskartong och träprodukter. Koncernen har idag cirka 45 000 anställda i mer än 40 länder (Stora Enso, 2004, internet).

Skutskärs Bruk tillhör koncernen Stora Enso och är en massafabrik med anor sedan långt tillbaka. 1895 invigdes sulfatfabriken som blev en naturlig del av bygdens industriella utveckling som börjat med järnbruk på 1600-talet. Idag har Skutskärs Bruk cirka 530 anställda och producerar drygt 550 000 ton pappers- och fluffmassa per år (Stora Enso, 2004, internet). Av pappersmassan tillverkar Skutskärs Bruks kunder t.ex. kopieringspapper och kartongförpackningar. Fluffmassan används som råvara till adsorberande produkter såsom blöjor och bindor.

Skutskär är beläget längs Östersjökusten cirka 12 km sydost om Gävle (figur 1). Samhället har knappt 6000 invånare (Älvkarleby kommun, 2004, internet) och tillhör Älvkarleby kommun, Uppsala län.



Figur 1. Placering av Skutskärs Bruk. Skala ~1:50 000. © Lantmäteriverket Gävle 2005. Medgivande I 2005/931.

1.2. SYFTE

Inför framtida större ombyggnationer inom industrifastigheten vill Skutskärs Bruk undersöka områden för att få en uppfattning om vilka föroreningar som förekommer, vilka halter de finns i samt vilken spridningsrisk de utgör. Syftet med detta examensarbete har därför varit att kartlägga markföroreningar samt att utvärdera spridningsrisker inom ett avgränsat område på Skutskärs Bruk, där en ny fiberlinjeplanering planeras.

Undersökningen skulle genomföras översiktligt i enlighet med Naturvårdsverkets MIFO fas 2 (Metodik för Inventering av Förorenade Områden) för att i framtiden kunna integreras i en mer omfattande fas 2-undersökning för hela fastigheten. I metodiken ingår en riskklassning som väger samman föroreningars farlighet, föroreningsnivå,

spridningsförutsättningar, samt känslighet och skyddsvärde för objektet i fråga (Naturvårdsverket, 1999b).

1.3. AVGRÄNSNINGAR

Den aktuella undersökningen har avgränsats till att omfatta mark- och grundvatten-provtagning på ett mindre område inom fastigheten. Platsen valdes av företaget. Spridningsanalyser från examensarbetets undersökningsområde baseras på kemiska och geologiska förhållanden. Tyngdpunkten har lagts på de ämnen som visat på förhöjda halter under arbetets gång, främst metallerna arsenik (As), koppar (Cu), kadmium (Cd), bly (Pb) och zink (Zn). Kvicksilver (Hg) har behandlats eftersom spridningen av Hg är viktig sett ur ett historiskt perspektiv och krom (Cr) på grund av osäkerheten i förekomstform.

Antalet analysparametrar och provtagningspunkter begränsades inom ramen för den översiktliga undersökningen, examensarbetets 20 arbetsveckor samt projektets budget. Då undersökningsområdet befarades vara mycket heterogent på grund av fyllnads-massor användes inga interpolerande datamodeller i spridningsanalyserna.

2. BAKGRUND

I detta avsnitt behandlas hur Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden används, lämpliga provtagningsmetoder för mark och grundvatten diskuteras, och aktuella föroreningars egenskaper nämns översiktligt.

2.1. MIFO

Ett förorenat område är ett område, en deponi, mark, grundvatten eller sediment som är så förorenat att halterna påtagligt överskrider lokal/regional bakgrundshalt (Naturvårdsverket, 1999b). På många platser i Sverige innebär sådana områden stora hot mot hälsa och miljö, både idag och i framtiden.

För att kunna göra en samlad bedömning av de risker ett förorenat område ger eller kan ge upphov till har Naturvårdsverket tillsammans med Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM) och Institutet för Miljömedicin (IMM) tagit fram en enhetlig metodik för inventeringsarbetet. Metodiken benämns MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden) och ska ligga till grund för prioriteringar och beslut om vidare undersökningar, saneringar, eller andra åtgärder (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Inventeringen av förorenade områden enligt MIFO-modellen är indelad i två faser. Den första fasen, MIFO fas 1, omfattar orienterande studier såsom kart- och arkivstudier, platsbesök och intervjuer, samt en samlad riskbedömning. Den andra fasen, MIFO fas 2, omfattar en översiktlig undersökning. Denna undersökning innebär bland annat rekognosering på plats, provtagningar och analyser, samt en ny samlad riskbedömning (Naturvårdsverket, 1999b).

Gemensamt för de båda faserna är den samlade riskbedömningen, även kallad riskklassning, som väger samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar, samt känsligheten och skyddsvärdet för objektet. Detta leder till att objektet i fråga kan tilldelas en riskklass från 1 till 4, där klass 1 innebär ”Mycket stor risk” och klass 4 ”Liten risk” för människors hälsa och miljö, idag och i framtiden.

2.1.1. Föroreningarnas farlighet

Föroreningarnas farlighet ger en bedömning av hälso- och miljöfarligheten hos föroreningarna som kan förekomma eller faktiskt finns på objektet. Om inga undersökningar har genomförts tidigare måste man i fas 1 basera utredningen på kunskaper om branschen, vilka kemikalier som hanterats, etc. I fas 2 bör man med hjälp av undersökningar och analysresultat kunna konstatera vilka föroreningar som faktiskt finns på platsen (Naturvårdsverket, 1999b).

En bedömning av föroreningarnas farlighet baseras enligt Naturvårdsverket (1999b) lämpligen på Kemikalieinspektionens föreskrifter och klassificeringar. Föroreningar som enligt Kemikalieinspektionens begränsningslista inte får hanteras yrkesmässigt eller vars användning ska avvecklas bedöms ha en hög farlighet. Ämnen som finns upptagna på Kemikalieinspektionens PRIO-lista bedöms också allvarligt.

Kemikalieinspektionen delar in ämnen i ett antal faroklasser utifrån hur hälso- och miljöfarliga dessa är. Naturvårdsverket har i sin tur delat in dessa faroklasser i fyra grupper som en definition av föroreningarnas farlighet; låg, måttlig, hög och mycket hög (Naturvårdsverket, 1999b).

Metaller bedöms som om de förelåg i den mest toxiska förekomstformen. Kan annan förekomstform motiveras görs dock undantag (Naturvårdsverket, 1999b).

2.1.2. Föroreningsnivå

Föroreningsnivån ger en bedömning av riskerna som beror på hur förorenat objektet är med avseende på halter, mängder och volymer förorenade massor. En sammanvägning görs av tillstånd, avvikelse från jämförvärde, mängd förorening och volym förorenade massor.

2.1.2.1. Bedömning av tillstånd

Då tillståndet bedöms relateras riskerna till hur allvarliga effekter som kan uppkomma på grund av de uppmätta halterna. För mark används svenska riktvärden för förorenad mark i första hand (Naturvårdsverket, 1997). Jämförelsen görs alltid med riktvärdet för den känsligaste markanvändningen. Även för grundvatten används i första hand riktvärden. Finns ej sådana används svenska gränsvärden för dricksvatten om dessa är hälsomässigt grundade. Om svenska gränsvärden saknas kan även gränsvärden från andra länder, EU eller WHO användas, om de är hälsomässigt grundade (Naturvårdsverket, 1999). I tabell 1 och 2 visas indelningen av tillstånd för förorenad mark och grundvatten för ämnen som prioriteras av Naturvårdsverket. Fyra kategorier används; Mindre allvarligt, Måttligt allvarligt, Allvarligt och Mycket allvarligt tillstånd.

Tabell 1. Indelning av tillstånd för förorenad mark baserat på riktvärden för förorenad mark. Enhet är mg/kg TS (Naturvårdsverket, 1999b).

Ämne	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Arsenik	<15	15-45	45-150	>150
Bly	<80	80-240	240-800	>800
Kadmium	<0,4	0,4-1,2	1,2-4	>4
Kobolt	<30	30-90	90-300	>300
Koppar	<100	100-300	300-1000	>1000
Krom totalt	<120	120-360	360-1200	>1200
Krom (VI)	<5	5-15	15-50	>50
Kviksilver	<1	1-3	3-10	>10
Nickel	<35	35-105	105-350	>350
PAH cancerogena	<0,3	0,3-0,9	0,9-3	>3
PAH övriga	<20	20-60	60-200	>200
Vanadin	<120	120-360	360-1200	>1200
Zink	<350	350-1050	1050-3500	>3500

Tabell 2. Indelning av tillstånd för förorenat grundvatten baserat på hälsobaserade gränsvärden för dricksvatten. Enhet är µg/l (Naturvårdsverket, 1999b).

Ämne	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Koppar	<2000	2000-6000	6000-20 000	>20 000
Arsenik	<50	50-150	150-500	>500
Bly	<10	10-30	30-100	>100
Kadmium	<5	5-15	15-50	>50
Krom	<50	50-150	150-500	>500
Kvikksilver	<1	1-3	3-10	>10
Nickel	<50	50-150	150-500	>500
Zink*	<1000	1000-3000	3000-30 000	>30 000

* Livsmedelsverkets gränsvärde baserat på teknisk användbarhet och estetik.

Hälsobetingat gränsvärde saknas (Naturvårdsverket, 1999a).

2.1.2.2. Avvikelse från jämförvärde

Med avvikelse från jämförvärde bedöms i vilken grad ett objekt är påverkat av punktkällor. Jämförvärdet som används ska motsvara halten som skulle finnas på objektet om detta inte var påverkat av en punktkälla. Nivåerna avspeglar situationen i miljön idag och är inte kopplade till önskvärda nivåer eller nivåer som inte ger negativa effekter. Om undersökningar i närområdet inte finns eller kan utföras används regionala eller nationella undersökningar för att erhålla jämförvärden (Naturvårdsverket, 1999b). I tabell 3 och 4 syns avvikelse från jämförvärde för ämnen som prioriteras av Naturvårdsverket.

Tabell 3. Indelning av avvikelse från jämförvärde för förorenad mark (tätortsprovtagning). Enhet mg/kg TS (Naturvårdsverket, 1999b).

Ämne	Ingen/liten påverkan av punktkälla	Trolig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
Arsenik	<10	10-50	50-250	>250
Bly	<25	20-120	120-600	>600
Kadmium	<0,3	0,3-1,6	1,6-8	>8
Kobolt	<10	10-45	45-230	>230
Koppar	<25	25-120	120-600	>600
Krom	<30	30-150	150-800	>800
Kvikksilver	<0,1	0,1-0,5	0,5-2,5	>2,5
Nickel	<25	25-130	130-650	>650
Vanadin	<40	40-200	200-1000	>1000
Zink	<70	70-350	350-1800	>1800
PAH cancerogena	<2,5	2,5-13	13-65	>65
PAH övriga	<2,7	2,7-13	13-70	>70
EOX	<0,2	0,2-1	1-5	>5

Tabell 4. Indelning av avvikelse från jämförvärde för förorenat grundvatten. Enhet µg/l (Naturvårdsverket, 1999b).

Ämne	Ingen/liten påverkan av punktkälla	Trolig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
Kadmium	<5	5-25	25-125	>125
Arsenik	<10	10-50	50-300	>300
Bly	<5	5-25	25-125	>125
Koppar	<4000	4000-20 000	20 000-100 000	>100 000
Zink	<700	700-3500	3500-17 500	>17 500
Aluminium	<300	300-1500	1500-7500	>7500

2.1.2.3. Mängd och volym

Bedömningar om uppskattade mängder relateras till föroreningarnas farlighet. Därför kan man inte generellt avgöra vad som är en liten eller stor mängd förorening. Förekommer föroreningar med mycket hög toxicitet, t.ex. dioxiner, anser Naturvårdsverket (1999b) att endast deras förekomst bör innebära att mängden förorening anses som mycket stor. Principer för indelning av mängd förorening och volym förorenade massor syns i tabell 5.

Tabell 5. Principer för indelning av mängd och volym förorenad massa (Naturvårdsverket, 1999b).

	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening med Mycket hög farlighet	-	-	några kg	tiotal kg
Mängd förorening med Hög farlighet	-	några kg	tiotal kg	hundratals kg
Mängd förorening med Måttlig farlighet	några kg	tiotal kg	hundratals kg	ton
Volym förorenade massor	<1000 m ³	>1000 och <10 000 m ³	>10 000 och <100 000 m ³	>100 000 m ³

2.1.2.4. Sammanvägning av föroreningsnivå

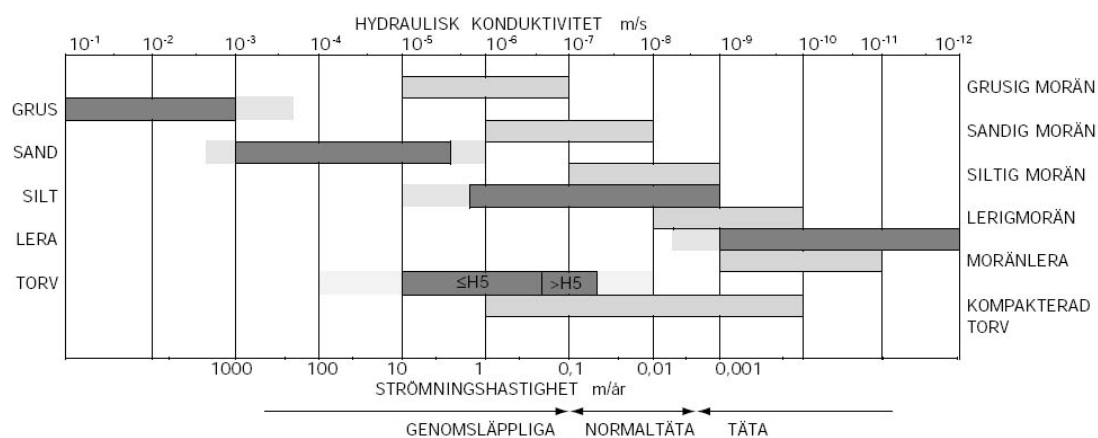
Sammanvägningen av föroreningsnivå görs genom att tillstånd, avvikelse från jämförvärde samt uppskattade mängder och volymer av föroreningarna jämförs. Huruvida föroreningsnivån är Liten, Måttlig, Stor eller Mycket stor avgörs.

2.1.3. Spridningsförutsättningar

Att känna till spridningsförutsättningarna för föroreningar, som på objektet förekommer i halter och mängder som kan medföra risk för negativa effekter, är viktigt. För att beräkna exakta spridningshastigheter krävs stora resurser och omfattande dataunderlag, varför Naturvårdsverket (1999b) istället anser att man med rimlig noggrannhet ska beskriva om föroreningsspridning pågår eller kan komma att ske. I sådana fall ska även storleksordningen på spridningshastigheten anges. Som underlag för denna beskrivning används allt material som inhämtats i fas 1 och 2 i MIFO-utredningen.

Beskrivningen görs för det område som idag är förorenat samt för påverkansområdet. Påverkansområdet är det område som genom föroreningsspridning kan komma att påverkas i framtiden i sådana halter att det finns risk för negativa effekter (Naturvårdsverket, 1999b). Påverkansområdet innefattar medierna mark, grundvatten, ytvatten, sediment, byggnader och anläggningar.

Vanligtvis antas att vattenlösliga föroreningar sprids med samma hastighet som grundvattnet. Med kännedom om områdets geologi och hydrologi kan en ungefärlig strömningshastighet uppskattas ur figur 2. Figuren avser 1 % lutning av grundvattenytan. Vid 5 % lutning blir hastigheterna fem gånger större.



Figur 2. Grundvattnets strömningshastighet och hydrauliska konduktivitet för olika jordar vid 1 % lutning av grundvattenytan (från Naturvårdsverket, 1999b).

På grund av nedbrytning, bindning till mark, tekniska installationer, etc. kan sedan den antagna spridningshastigheten behöva modifieras.

Spridningshastigheten för föroreningar i separat fas beror främst på markens permeabilitet samt viskositeten hos föroreningen (Naturvårdsverket, 1999b).

Naturvårdsverket (1999b) har utifrån spridningshastigheterna i och mellan olika medier delat in dessa i fyra grupper vilka anger hur stor risken för spridning är. Här redovisas bara spridning i mark och grundvatten eftersom undersökningen enbart innefattar dessa medier (tabell 6).

Tabell 6. Risk för spridning i mark och grundvatten (Naturvårdsverket, 1999b).

	Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Mark och grundvatten	ingen spridning	<0,1 m/år	0,1-10 m/år	>10 m/år

2.1.4. Känslighet och skyddsvärde

Känslighet och skyddsvärde anger hur allvarligt man ser på att människor, djur och växter exponeras för föroreningarna på objektet i dag och i framtiden. Bedömningen är uppdelad i en skyddsvärdesbedömning för miljön och en känslighetsbedömning för människan. Den sistnämnda sker på individnivå, det vill säga känsligheten bedöms oberoende av hur många som exponeras. När det gäller miljö bedöms skyddsvärdet hos de ekosystem eller arter som exponeras för föroreningar på objektet. Skyddsvärdet kan erhållas från naturvårdsplaner och naturinventeringar (Naturvårdsverket, 1999b). I detta steg tas hänsyn till markanvändningen på undersökningsobjektet.

2.1.5. Riskklassning

Genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna samt objektets känslighet och skyddsvärde erhålls en för objektet samlad riskbedömning. För att underlätta bedömningen används ett av Naturvårdsverket framtaget diagram i vilket uppgifter om ovan nämnda faktorer förs in. Bedömningen

avser de risker objektet medför nu och i framtiden för människa och miljö. Med hjälp av bedömningen tilldelas objektet en av fyra riskklasser (tabell 7).

Tabell 7. Riskklasser enligt Naturvårdsverket (1999b).

Klass 1	Mycket stor risk
Klass 2	Stor risk
Klass 3	Måttlig risk
Klass 4	Liten risk

Riskklassindelningen kan sedan ligga till grund för bedömning huruvida fortsatta undersökningar behövs samt om efterbehandlingsåtgärder krävs. Projekt som placerats i riskklass 1-3 kan komma att kräva efterbehandling (Naturvårdsverket, 1999b).

2.2. PROVTAGNINGSMETODER

I följande avsnitt beskrivs vanliga metoder för jord- och grundvattenprovtagning, samt tillvägagångssätt vid permeabilitetsbestämning.

2.2.1. Jordprovtagning

Vid provtagning av jord väljs metod beroende på syftet med provtagningen, jordarten på platsen samt disponibel utrustning. Man skiljer på störd och ostörd provtagning. Efter- som ostörd provtagning i allmänhet endast är möjlig i lera och silt (Naturvårdsverket, 1998b) och det aktuella området huvudsakligen fyllts med sand behandlas här bara metoder för störd provtagning. Provtagning kan ske från skruvborr, ur provgrop eller från provtagare.

- Provtagning från **skruvborr** används vid provtagning av främst sand och finare jord. Metoden innebär att prov tas direkt från skruven som borrar ned i marken och därefter skruvats upp. Metoden är enkel och ger en kontinuerlig bild av jord- lagerföljden, men nivåbestämningen kan vara osäker och risk för förorening av provet föreligger.
- Provtagning ur **provgrop** innebär att en grop grävs manuellt eller med maskin varefter prov tas ur schaktväggen. Metoden är billig, ger stora provvolymen och ger god överblick av lagerföljder. Nackdelar är att stora ytor krävs, förorenad jord måste omhändertas och att provtagning under grundvattenytan inte är möjlig.
- Olika **provtagare** kan användas beroende på kornstorleken i marken. Provtagaren är stängd både vid neddrivning och vid upptagning, men öppnas på provtagningsnivån där jord matas in under rotation. Metoden klassificeras fortfarande som störd pga. att jorden påverkas av provtagningen. Nackdelar med metoden är att provtagning under grundvattenytan är svår.

De borrhingsmetoder som kräver tryckluft, skum eller borrhväska för att transportera upp borrhmaterial behandlas inte då representativa prover ej erhålls och risken för kontaminering på grund av spolväska är stor (SGF, 2001).

I denna studie användes skruvborr vid jordprovtagning eftersom marken var asfalterad, vissa prover skulle tas under grundvattenytan och eftersom grundvattenrör skulle sättas i samband med provtagningen.

2.2.2. Grundvattenprovtagning

Valet av provtagningsutrustning vid grundvattenprovtagning är beroende av vilka ämnen som ska analyseras, mängd vatten som behövs, grundvattenrörets diameter och avståndet till grundvattenytan (Naturvårdsverket, 1998b). Några vanliga utrustningar är vattenhämtare, sugpump, tryckpump samt provtagningspetsar (SGF, 2001). All provtagning bör föregås av nivåmätning samt omsättning av grundvattnet.

- **Vattenhämtare** består av ett rör med en backventil. En lina används för att ta upp och sänka ned hämtaren. Utrustningen är billig, men är svår att använda vid omsättning av vattnet före provtagning.
- Provtagning med **sugpump** innebär att vattnet i grundvattenröret utsätts för ett undertryck, varpå det sugas upp genom slangen. Maximal lyfthöjd är då cirka 7 m. Metoden är billig, men risken för att lättflyktiga ämnen avgår är stor.
- **Tryckpumpar** placeras under vattenytan och trycker upp vattnet med kolv, centrifugalkraft, membran, kugghjul eller gastryck. Fördelen är att lättflyktiga ämnen inte påverkas nämnvärt (undantag gastryckpump) och att omsättningspumpning underlättas. Vissa pumpar lämpar sig dock bäst för mer trögflytande vätskor än vatten, samt är känsliga för t.ex. sand.
- Vid användning av **provtagningspetsar** erhålls ett slutet system, varför risken för kontaminering är liten. Metoden är dyr och relativt små vattenvolymer kan provtas åt gången.

Vid grundvattenprovtagning under examensarbets gång användes en centrifugaltryckpump för att underlätta vattenomsättningen.

2.2.3. Hydrauliskt test

Ett förhållandevis enkelt sätt att bestämma hydraulisk konduktivitet i mark är att använda sig av hydrauliska tester, även kallade slugtester (SFG, 2001). Försöken utförs genom att vattennivån i ett grundvattenrör höjs eller sänks, varefter återhämtningen registreras manuellt eller med tryckgivare efter givna intervall. Med hjälp av formler som tar hänsyn till filtrets och rörets geometri kan sedan permeabiliteten beräknas. Resultaten kan dock variera mycket bland annat beroende på hur rören har installerats och vilka mätmetoder som har använts.

2.3. FÖRORENINGARS EGENSKAPER OCH EFFEKTER

Nedan redovisas egenskaper hos föroreningar som kan misstänkas förekomma, eller som har påvisats, i förhöjda halter på Skutskärs Bruk.

2.3.1. Tungmetaller

Som tungmetaller räknas de metaller vars densitet överstiger 5 g/cm^3 (Masters, 1997). I detta arbete läggs fokus på arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg) och zink (Zn) av orsaker som tydliggörs senare i rapporten. Arsenik är egentligen en halvmetall, men brukar ändå räknas till de miljöfarliga tungmetallerna.

2.3.1.1. Arsenik

Arsenik är en halvmetall och förekommer vanligen som arsenit ($\text{H}_3\text{AsO}_3/\text{H}_2\text{AsO}_3^-$) eller arsenat ($\text{H}_2\text{AsO}_4^-/\text{HAsO}_4^{2-}$) i naturen. Lösligheten av arsenik i vatten kontrolleras av pH, redoxförhållanden, biologisk aktivitet och adsorptionsreaktioner. I aeroba miljöer dominerar arsenat, medan arsenit främst förekommer i anaeroba miljöer. Arsenat adsorberas hårdast, men båda formerna binds till järn-, aluminium- och manganoxider vid syrerika förhållanden. Adsorption sker också till organiskt material och lermineral (Ali och Ahmed, 2003).

Arsenat adsorberas mest effektivt vid låga pH. Vid pH över 8,6 ändras vissa järnoxiders yt-laddning från positiv till negativ varpå negativt laddat arsenat repelleras (Ali och Ahmed, 2003).

Arsenik är cancerogent och akut giftigt.

2.3.1.2. Bly och koppar

Fastläggning av bly och koppar sker genom adsorption, speciellt genom ytkomplexbildning, till humusämnen, lermineral och oxider av järn (Fe) eller aluminium (Al). Vid högt pH (> ca 7-8) kan utfällningar med fosfater och karbonater ha betydelse. Vid reducerande förhållanden binds ämnena som svårösliga sulfider (Gustafsson et al., 2003).

Adsorption av bly och koppar är mycket stark, varför ämnena har lång omsättningstid i jorden. Adsorptionen och komplexbindningen till organiska ämnen är dock pH-beroende. Lösligheten för de fria katjonerna ökar kraftigt med sjunkande pH (Gustafsson et al., 2003).

Bly är giftigt i både oorganisk och organisk form och miljöfarligt eftersom det är bioackumulerbart (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Koppar är ett essentiellt mikronäringsämne, men blir toxiskt vid höga koncentrationer.

2.3.1.3. Kadmium och zink

Även kadmium och zink fastläggs genom adsorption, men binds inte lika hårt som bly och koppar. Detta förklarar varför det oftast är de fria katjonerna som dominerar i markvattnet. Lösligheten varierar starkt med pH; ju lägre pH desto större löslighet (Gustafsson et al., 2003).

Vid pH över 7 kan Cd fällas ut som CdCO_3 eller tillsammans med CaCO_3 . Även komplex med fosfater minskar mobiliteten vid högre pH (McBride, 1994). Både Cd och Zn bildar svårösliga sulfider under reducerande förhållanden (Gustafsson et al., 2003).

Zink är ett essentiellt näringsämne, men blir vid mycket höga koncentrationer giftigt. Kadmium är cancerogent och kan även orsaka skelett- och njurskador.

2.3.1.4. Krom

Krom förekommer i två redoxformer, Cr(III) och Cr(VI). Den trevärda kromjonen bildar starka komplex med organiskt material samt adsorberas till hydroxider, även vid låga pH. Vid pH över 5-6 kan utfällning av $\text{Cr}(\text{OH})_3$ styra lösligheten. Förekommer järn blir lösligheten ännu lägre eftersom Cr då fälls ut som $(\text{Cr}, \text{Fe})(\text{OH})_3$ (Gustafsson et al., 2003).

Cr(VI) förekommer främst som anjonen kromat (CrO_4^{2-}) i naturen. Kromat är mycket mer toxiskt än Cr(III) och även mycket mer mobilt. Lösligheten styrs främst av förekomsten av oxidtyper och karbonater som adsorberar Cr(VI). Vid höga pH kan en liten del av Cr(III)-fraktionen oxideras till kromat (McBride, 1994). Denna oxidation främjas av manganoxider. Väldränerade jordar med högt pH och låg halt reducerande material (t.ex. organiskt material) främjar förekomsten av kromat.

Krom är giftigt för vattenlevande organismer och varmblodiga djur (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

2.3.1.5. Kvicksilver

Kvicksilver förekommer i flera olika former. Beroende av pH, oxidationspotential och mikrobiell aktivitet sker en omvandling mellan de olika formerna elementärt kvicksilver (Hg^0), tvåvärt kvicksilver (Hg^{2+}) och metylkvicksilver (CH_3Hg^+).

Kvicksilver i mark är normalt bundet till organiskt material. Fastläggningen sker framför allt genom adsorption till humusämnen, lermineral, och järn- eller aluminiumoxider. Vid reducerande förhållanden med sulfatreduktion och normalt pH (6-8) fastläggs kvicksilver mycket effektivt som svårslutlig kvicksilversulfid (HgS). Vid pH högre än ca 7-8 och aeroba förhållanden bildas dock kvicksilverdihydroxid ($\text{Hg}(\text{OH})_2$) som ökar lösligheten (Gustafsson et al., 2003). Ökad löslighet av kvicksilver erhålls också i miljöer med grovt jordmaterial, höga halter av klorföreningar och löst organiskt material (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Vid diffusion kan kvicksilver bundet i marken även avgå till atmosfären. Vattenmättade förhållanden minskar dock effektivt diffusionsavgången (VBB Viak, 1997).

Metylkvicksilver bildas vid mikrobiell metylering av oorganiskt kvicksilver. Metylkvicksilver är fettlösligt och ackumuleras därför lättare än Hg i näringskedjan. Metalliskt Hg som intas via föda tas inte upp nämnvärt av kroppen, men förångat kvicksilver kan ansamlas via andningsvägarna. Väl upptaget i organismer är både kvicksilver och metylkvicksilver mycket giftigt. De binder hårt till svavelgrupper i enzymer, vilket leder till att livsviktiga processer blockeras i cellerna (Skjellberg, 2003).

Forskning visar att metyleringsprocessen gynnas av en relativt låg redoxpotential, det vill säga reducerande förhållanden. Detta eftersom sulfatreducerande bakterier, som främst bidrar till metyleringen, kräver miljöer med begränsad syretillgång för att kunna reducera sulfat till sulfid (Skjellberg, 2003).

Bindningen till humus i mark och vatten är så stark att övriga former av Hg och CH_3Hg blir försumbara i jämförelse. Enligt Skjellberg (2003) är halten humusbundet kvicksilver cirka 10^{17} gånger större än halten av de två vanligaste övriga formerna kvicksilverdiklorid (HgCl_2) och $\text{Hg}(\text{OH})_2$. För humusbundet metylkvicksilver är halten 10^6 gånger högre än halterna av metylkvicksilverklorid (CH_3HgCl) och metylkvicksilverhydroxid (CH_3HgOH).

2.3.2. Organiska föreningar

Då organiska föreningar diskuteras avses oftast oljekolväten (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Dessa kan vara raka och grenade (alifatiska) eller cykliska på grund av bensenringar (aromatiska). Aromatiska kolväten är mer persistenta och toxiska än de

alifatiska. Alla kolväten är hydrofoba och binds starkt till organiskt material och leror. Mest känd är kanske PAH som är ett samlingsnamn för polycykliska aromatiska kolväten. Dessa brukar delas in i cancerogena PAH och övriga PAH beroende på dess egenskaper.

Bensin består till största delen av lättflyktiga kolväten (främst alifater och monoaromater), medan diesel innehåller något tyngre kolväten (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Hydrauliska oljor (smörjoljor) består av tunga kolväten, varför dessa är mindre lättflyktiga. Det som inte avgår till luften fastnar i markporer, binds till partiklar i marken eller följer med infiltrerande vatten. Äldre spill innehåller oftast tunga kolväten eftersom övriga lättare förångas eller bryts ned av mikroorganismer i marken.

Terpener förekommer naturligt i harts från barrträd. Tallolja och terpentiner som är vanliga biprodukter från massafabriker innehåller därför olika typer av terpenener. Monoterpener, som terpentiner huvudsakligen består av, är lättflyktiga. Diterpener är svårflyktiga och finns främst i tallolja. Vegetabilisk terpentiner är hälsoskadligt och tallolja är klassificerad som miljöfarlig (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

2.3.2.1. Klorerade organiska föreningar

Andra kända organiska föreningar är de som är både aromatiska och klorerade. Bland dessa ingår bland annat PCB, dioxiner och klorfenoler. PCB kommer oftast från byggrester eller transformatorolja, medan dioxiner kan bildas vid klorgasblekning eller kloralkalitillverkning. Klorfenoler varierar i toxicitet och härrör ofta från träimpregnering. Klorfenolerna kan i sin tur också vara förorenade av olika dioxiner (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Dioxiner är ett samlingsbegrepp för isomerer av polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibensofuraner (PCDF). Isomererna har olika toxicitet, varför dioxinprovns giftighet brukar redovisas i TCDD-ekvivalenter (TEQ). Detta innebär att isomerernas toxicitet räknas om till ekvivalenter av den giftigaste isomeren; 2,3,7,8-tetraklor-dibenso-p-dioxin (Sundberg och Hammar, 1996).

PCB är ett samlingsnamn för polyklorerade bifenyler. De flesta föreningarna är trögflytande oljelika vätskor. De har låg vattenlöslighet och adsorberas lätt till organiskt material (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Även PCDD och PCDF fastläggs relativt starkt i marken, liksom pentaklorfenol (PCF). Triklorfenol (TCF) däremot har högre löslighet och är därför mer mobil. Flyktigheten hos högklorerade fenoler är låg.

PCB, dioxiner och klorfenoler är bioackumulerbara och persistenta (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Alla organiska föreningar kan gemensamt detekteras i screeningsanalyser, t.ex. oljeindex. Dessa analyser är vanliga vid översiktliga undersökningar eftersom man initialt är intresserad av hur förorenat ett område är. Grupperingen kan göras mindre generell genom analys av t.ex. fenolindex, PAH eller EOX. Fenolindex ger en generell indikation på halten fenoler, det vill säga den inkluderar mono- och diklorfenol samt de flesta oklorerade fenoler. EOX detekterar extraherbar organiskt bunden halogen, alltså föreningar som innehåller fluor, klor, brom eller jod. Både PCB och klorfenoler ger utslag vid analys av EOX. Misstänkta höga halter av specifika ämnen analyseras dessa separat.

3. METOD

Nedan beskrivs kortfattat vilka metoder som använts under arbetets gång. Utförligare beskrivningar finns under avsnitt 4 och 5.

3.1. HISTORISK BAKGRUND

Undersökningar som utförs enligt MIFO bör innehålla en historisk kartläggning. En sammanställning av industrin och dess historia har därför gjorts med hjälp av uppgifter från bland annat MIFO fas 1 (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003), äldre ritningar och undersökningar. Den historiska bakgrunden täcker undersökningsobjektets närområde. Övriga aspekter har ej behandlats. Verksamheter som bedrivits förr beskrivs tillsammans med processer som sker idag. Hanterade ämnen nämns samt vilka utfyllnader som kan ha använts på området. Undersökningar som tidigare gjorts i objektets när-område har också sammanställts.

3.2. OMRÅDESBESKRIVNING

En områdesbeskrivning har gjorts för att presentera undersökningsobjektet närmare med avseende på läge, topografi, geologi och grundvattenförhållanden. Uppgifterna baserar sig främst på tidigare undersökningar, men också på befintligt kart- och ritningsmaterial samt muntliga uppgifter.

I undersökningar enligt MIFO fas 2 ska en geokarta över området upprättas. Geokartan är en ytkartering och ska visa jordarter 0,5 m under markskiktet (Naturvårdsverket, 1999b). Då undersökningsområdet är asfalterat och troligtvis mycket heterogent på grund av utfyllnader har ingen specifik geokarta kunnat upprättas. Istället har en detaljerad, historisk kartläggning av undersökningsobjektet sammanställts (avsnitt 4.2.3) utifrån undersökningar, ritningar och muntliga uppgifter. Objektets geologiska förhållande baseras huvudsakligen på platsbesök och tidigare geotekniska undersökningar. Även befintliga och äldre markledningarna och byggnader har identifierats. Vilka verksamheter som bedrivits har undersökts och tidigare nedsatta grundvattenrör har besiktigats. Detta tillsammans med avsnitten om topografi, geologi och grundvattenförhållanden bör ge en relativt klar bild av områdets geologiska förhållande.

3.3. PROVTAGNINGSPLAN

En provtagningsplan utarbetades enligt Naturvårdsverkets Metodik för inventering av förorenade områden (1999b) samt Vägledning för miljötekniska markundersökningar (1998a, 1998b). För att bestämma lämpliga provtagningsmetoder för mark och grundvatten användes också SGF:s Fälthandbok för miljötekniska undersökningar (2001).

Lämpliga konsultfirmor kontaktades för praktisk såväl som teoretisk hjälp.

Val av analyser baserades på områdets historik. Nuvarande och tidigare verksamhet, hanterade ämnen, troliga fyllnadsmassor, markledningarna och misstänkta föroreningsområden var avgörande. För utförande av analyser kontaktades det ackrediterade laboratoriet Analytica AB.

Provtagningsplanen reviderades efter granskning av kontaktade konsulter samt Länsstyrelsen i Uppsala län. En fullständig beskrivning finns under avsnitt 5.

3.4. PROVTAGNING

Allt fältarbete utfördes enligt Naturvårdsverkets Vägledning för miljötekniska markundersökningar (1998b). Provtagningspunkter och grundvattenrör inmättes i plan och höjd med en D-GPS (modell RX MAR2) respektive avvägningsutrustning. Koordinaterna räknades om till Skutskärs Bruks lokala system. Nedan beskrivs vilka metoder som användes vid jord- respektive grundvattenprovtagning.

3.4.1. Jordprovtagning

En GM75 borrhög användes vid borrhöningen. Störda jordprover togs med hjälp av skruvborr. Vid borrhöpp användes också jord-bergsondering¹ för att försöka penetrera hårdare material.

Vid provtagning med skruvborrning följer ofta material från ovanliggande lager med på skruven då den tas upp. För att undvika korskontaminering skrapades därför det yttersta lagret av innan prov togs.

Markproverna förvarades i frys (-18°C) under provtagningen och skickades därefter till Analytica AB för analys.

3.4.2. Grundvattenprovtagning

I samband med jordprovtagningen sattes grundvattenrör i fyra av de borrhål som gjordes. Rören bestod av PEH²- plast, hade en radie om 20 mm och var slitsade 1 m nedtill. Rören sattes i markyttnivå och försågs med däcklar³ då provtagningsområdet var tungt trafikerat. Rören tätades mot omgivande mark med bentonit efter att eventuella håligheter fyllts igen med sand.

Grundvattenrören provtogs i två omgångar. Även ett redan befintligt rör provtogs. Vattennivån i varje rör registrerades före provtagning. Nivåerna räknades om till Skutskärs Bruks lokala höjdsystem med hjälp av information om röröverkanternas nivåer. Ett flödesschema över grundvattnets rörelse kunde sedan upprättas och ur detta beräknades aktuella gradienter.

I fält mättes också elektrisk konduktivitet (EC), temperatur, pH och syrehalt (DO) med hjälp av utrustningen MultiLine P4. Mätvärden samt eventuella avvikelser noterades. Mätutrustningen kalibrerades före provtagning.

Försök till hydrauliska tester utfördes genom att en känd volym grundvatten tillsattes röret och tiden det tog för vattennivån att återställa sig mättes. Hydraulisk konduktivitet beräknades enligt ekvation 1 (McWhorter och Sunada, 1977) och jämfördes med värden från litteratur. För ytterligare information, se avsnitt 6.1.3.

$$K = \frac{V}{4 \cdot t \cdot \pi \cdot s \cdot D} \quad (1)$$

¹ Metod där borrhögen vid borrhöpp hamras ned i det hårda materialet.

² Termiskt härdad polyetenplast.

³ Skyddande metallock som sätts över röret på markyttnivå.

där

K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

V = infiltrerad volym (m³)

t = tid för infiltration (s)

s = nivåhöjning i teströr (m)

D = tjocklek på vattenförande skikt (m)

3.5. ANALYS AV PROVER

Alla grundvatten- och jordprover skickades till Analytica AB för analys. Nedan beskrivs kortfattat vilka analysparametrar som valts, samt vilka analysmetoder som använts. En fullständig förteckning över vilka analyser som utförts i respektive provtagningspunkt finns beskrivet i avsnitt 6.1.2.

3.5.1. Analys av jordprover

Analys av metaller⁴ och svavel har skett enligt SS 028113-1 med ICP-AES och ICP-MS. Glödförlust⁵ har bestämts enligt SS 028113-1 och pH enligt SS ISO 10390. Fenolindex bestämdes enligt CSN ISO 6439.

Oljeindex bestämdes enligt NEN-5733. Mätningen utfördes med GC-FID. Alla organiska föreningar som detekterades rapporterades som olja. Specifika föroreningar kunde dock identifieras via kromatogram. PAH (16 föreningar enligt EPA) analyserades med HPLC med kombinerad UV- och fluorescensdetektion. EOX mättes med mikrocoulometri.

För ytterligare information om analysmetoderna, se www.analytica.se.

3.5.2. Analys av grundvattenprover

Analys av metaller⁶ och svavel har skett enligt EPA-metoder 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS). Analys av Hg med AFS har skett enligt SS- EN 13506.

TOC⁷ och DOC⁸ analyserades enligt SS-EN 1484-1, klorid enligt SS-EN-ISO 10304. Oljeindex analyserades enligt ISO 9377-2. Alla organiska föreningar som detekterades rapporterades som olja, men kunde särskiljas via kromatogram.

För ytterligare information om analysmetoderna, se www.analytica.se.

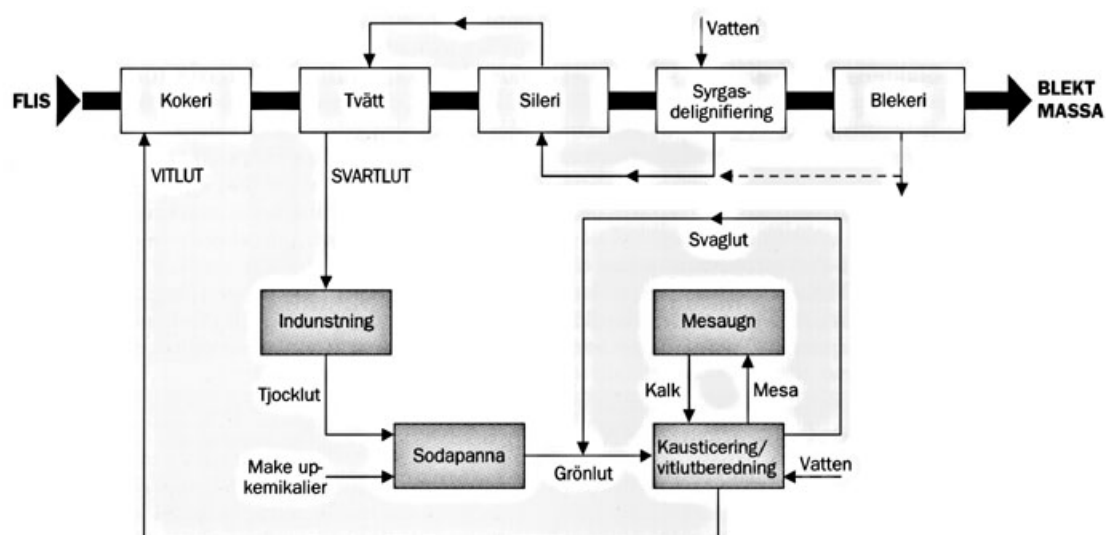
⁴ Analys av oorganiska ämnen i mark: As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, P, Pb, S, Sr, V, Zn.

⁵ Halt organiskt material.

⁶ Analys av oorganiska ämnen i grundvatten: Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, S, Zn.

⁷ Total Organic Carbon.

⁸ Dissolved Organic Carbon.



Figur 4. Sulfatmassaprocessens återvinningssystem (SkogsSverige, 2004, internet).

I tabell 8 syns vilka ämnen som huvudsakligen hanteras i vilken process. De processer som bedöms ha betydelse för undersökningen behandlas. För detaljer om sulfatmassaprocessen, se SkogsSverige (2004, internet).

Tabell 8. Huvudsakligen hanterade ämnen vid sulfatmassaprocessen.

Process	Huvudsakligen hanterade ämnen
Kokning	$\text{NaOH} + \text{Na}_2\text{S} + \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{Na}_2\text{SO}_4 = \text{vitlut}$
Blekning	1895: Ingen blekning 1932: Cl_2 , NaOH , NaClO 1946: Cl_2 , NaOH , NaClO , ClO_2 1976: Cl_2 , NaOH , NaClO , ClO_2 , O_2 1985: Cl_2 , NaOH , ClO_2 , O_2 1992: NaOH , ClO_2 , O_2 1993: NaOH , ClO_2 , O_2 , H_2O_2 1995: NaOH , ClO_2 , O_2 , H_2O_2 , H_2SO_4
Tvättning	$\text{vitlut} + \text{lignin} + \text{hartser} + \text{hemicellulosa} = \text{svartlut}$
Sodapanna	SO_2 , H_2S , Na_2CO_3 (soda), Na_2S , Na_2SO_4
Kausticering	Na_2CO_3 , CaCO_3 , NaOH (kaustiksoda), $\text{Ca}(\text{OH})_2$
Mesaugn	CaCO_3 (mesa), CaO
Kloralkali	1932-1938: Asbest, Cl_2 , NaCl , NaOH 1938-1977: Hg , Cl_2 , NaCl , NaOH , grafitslam, kol

För att kunna framställa flytande klor och natronlut (NaOH) till Blekeriet byggdes Kloralkalifabriken som bestod av tre delar; ELK 1, ELK 2 och ELK 3 (bilaga 1). Fabriken var i drift mellan 1932 och 1977. Genom en elektrolytisk reaktion framställdes klorgas och natronlut från en vattenlösning av natriumklorid. Med hjälp av kylning och svavelsyra erhöles därefter flytande klor. Vid elektrolysen användes från 1938 flytande kvicksilver som katod och grafittavar som anod. Stora mängder kvicksilver och grafitslam förlorades ur processerna och mycket släpptes ut med processavloppsvattnet (Carlsson et al., 1989).

4.1.2. Vanliga fyllnadsmassor och dess föroreningar

”Skutskärs fabriker uppfördes på en smal strandremsa mellan havet och järnvägen Upsala-Gävle. Fabrikernas avfall har byggt land åt oss ur havet” (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Som citatet från 1952 antyder användes avfall tidigare som fyllnadsmassor vid Skutskärs Bruk. Det aktuella undersökningsobjektet ska dock enligt Länsstyrelsen i Uppsala län (2003) vara utfyllt främst med naturligt material såsom sand. Även mesa och kisaska (beskrivs nedan) kan dock förekomma (Ivarsson, 2004, pers. medd.).

Svavelkismalm användes för framställning av koksyra (innehöll kalcium eller natrium som verksam kemikalie) vid sulfittmassatillverkning samt vid svavelsyratillverkning på Skutskärs Bruk (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Svavelkisen bestod huvudsakligen av järnsulfid (FeS_2), men även magnetkis, kopparkis, zinkblände och arsenikkis förekom i malmen (Nordbäck et al., 2004). Svavelkisen kom från Falu Koppargruva och under åren 1920 till 1930 brändes cirka 6000-8000 ton (Carlsson et al., 1989). Vid förbränningen bildades en rödaktig kisaska (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003) som använts vid utfyllnad av diverse fabriksområden. Kisaska såldes också till Tyskland för järnframställning (Carlsson et al., 1989). Kisaskan består främst av järnoxider, Fe_2O_3 och Fe_3O_4 , kvarts, SiO_2 , samt sulfidrester från ofullständig förbränning, men innehåller även höga halter av tungmetaller såsom koppar, arsenik, bly, zink och kadmium (Nordbäck et al., 2004).

Mesa består av CaCO_3 och bildas under kausticeringen i återvinningsprocessen (figur 4). Mesa är en grågrön substans som påminner om gyttja eller lera. Sedan 1905 bränns den om till kalk i en mesaugn (Carlsson et al., 1989), men förr användes mesan också som utfyllnadsmaterial.

I tabell 9 syns ytterligare exempel på avfall som kan ha använts som fyllnadsmassor i Skutskär. Även tänkbara föroreningar som förknippas med respektive avfall visas.

Tabell 9. Fyllnadsmassor och dess föroreningar (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Fyllnadsmassa	Tänkbara föroreningar
Kisaska	tungmetaller (As, Cu, Cd, Zn, Pb, Co)
Mesa	tungmetaller
Svartslam/grönlutslam (avfall från kemikalieåtervinning)	tungmetaller bundna som svårslösliga salter, kol
Grafitlam (från kloralkalifabrik)	kvicksilver, dioxin
Barkavfall	fenoler, mineralämnen
Slagg, aska, sot	metaller
Rivningsavfall	metaller, PCB
Muddermassor	dioxiner, kvicksilver

4.1.3. Tidigare undersökningar

Diverse undersökningar har tidigare utförts på industriområdet. De flesta är geohydrologiska och har utförts i samband med nya anläggningar. Majoriteten av undersökningarna är inriktade på kvicksilver i mark och grundvatten. Nedan redovisas undersökningar av intresse som gjorts i eller i närheten av det aktuella undersökningsobjektet (figur 5). Relevanta resultat som ej redovisas i detta avsnitt behandlas under avsnitt 4.2.

4.1.3.1. Orrje & Co AB (1979). Stora Kopparberg – Bergvik, Skutskärsverken, Nedläggning ELK, Geohydrologisk undersökning.

I samband med nedläggning och täckning av Kloralkalifabriken utförde Orrje & Co AB en geohydrologisk undersökning mellan oktober 1978 och januari 1979. Syftet var att klarlägga geohydrologiska förhållanden och kvicksilverhalter inom det planerade deponeringsområdet, ELK-byggnadernas omedelbara närhet samt industriområdet i övrigt mellan södra gränsen och hamnbassängen (bilaga 2).

Fältundersökningarna omfattade jordprov från 22 provgroppsgrävningar och vattenprov från 14 grundvattenrör. Jordproverna togs varje halvmeter ned till som mest 3 m djup under markytan. Laboratorieundersökningarna inkluderade bestämning av jordart, vattenkvot och tjälfarlighet hos jordproverna. För vissa prover bestämdes också kornfördelning med hjälp av tvättsiktning eller slamningsanalys. Hydraulisk konduktivitet bestämdes ur kornfördelningskurvorna. Statens Lantbrukskemiska Laboratorium (SLL) i Uppsala bestämde kvicksilverhalter i mark och grundvatten.

4.1.3.2. SGI (1992). Stora Cell AB, Skutskär, Miljögeoteknisk undersökning avseende dioxin och kvicksilver.

SGI gjorde 1992 en översiktlig undersökning huruvida dioxin eller kvicksilver förekom i mark, vatten eller botten sediment inom fabriksområdet. Undersökningen utfördes eftersom grafit slam från klortillverkning kan innehålla höga halter av dioxiner och kvicksilver. Provtagning skedde i hamnbassängen, i en dagvattenbrunn (HG1) och på tre områden inom fabriksområdet. Bland annat där ELK1 tidigare stod samt i närheten av dagens sluttäckningar. Tre jordprover analyserades för dioxin (samlingsprov ca 0-6 m). Provet närmast aktuellt undersökningsområde (ELK1) var ett samlingsprov från 1,5-2,7 m och innehöll endast låga halter av dioxin (0,8 pg/g NTEQ⁹). Analyserat dagvattenprov innehöll 1,5 pg/l NTEQ, vilket bedöms som låg halt enligt Länsstyrelsen i Uppsala län (2003). Enligt SGI (1992) är lösligheten för PCDD i vatten mycket låg, samt affiniteten till partiklar och organiskt material mycket hög. Risken för grundvattentransport är därför liten.

4.1.3.3. J&W (1995). Stora Cell Skutskär. Nytt fluffblekeri, tornområde, geoteknisk undersökning.

I samband med att ett nytt fluffblekeri skulle anläggas nordöst om Kokeri 1-2 utförde J&W ett flertal geotekniska undersökningar. Fältundersökningarna omfattade hejarsondering, jord-bergsondering och upptagning av störda jordprover med hjälp av skruvprovtagning. Inga metallanalyser genomfördes.

4.1.3.4. J&W (1996a). Stora Skutskär. Ved- och flishantering, geoteknisk undersökning.

Då nya anläggningar för ved- och flishantering planerades sydöst om det aktuella undersökningsområdet genomfördes ytterligare geotekniska undersökningar av J&W. Undersökningarna omfattade slagborr- och hejarsondering, jord-bergsondering, skruvprovtagning, provgroppsgrävning samt grundvattenmätning.

⁹ Nordisk modell för ekvivalentberäkningar från 1989.

4.1.3.5. VBB Viak (1997). Stora Cell AB, Stora Skutskär, Kartering av kvicksilverförekomst i jordlager och grundvatten vid f d kloralkalifabrik samt förslag till sanering.

För att fastställa var kvicksilverkontaminerad jord förekommer och vilka åtgärder som borde vidtas karterade VBB Viak kvicksilverförekomsten i jord och grundvatten vid den nedlagda Kloralkalifabriken. Även tidigare undersökningar från Orrje & Co (1979) samt J&W (1996b) sammanställdes. Totalt utfördes 19 rörborrningar, och jordprover togs varje halvmeter. Borrningarna avbröts då lera eller silt påträffades. Kviksilverhalten i både jord- och grundvattenprover analyserades. Halten metylkvicksilver i jord analyserades i fem punkter på ca 1,5 m djup under markytan. Metylkvicksilver utgjorde 0,01-0,09 % av total kvicksilverhalt. Grundvattnets flödesbild bestämdes.

4.1.3.6. Länsstyrelsen i Uppsala län (2003). Inventering av förorenade områden, Skutskärs industriområde.

Länsstyrelsen i Uppsala län har inventerat och riskklassat Skutskär Bruks industriområde enligt MIFO, fas 1. Riskbedömningen omfattade de områden som främst är påverkade av Skutskärsverkens samt Skutskär sågverks verksamhet. Orienterande undersökningar såsom kart- och arkivstudier, platsbesök och intervjuer genomfördes. Skutskärs industriområde bedömdes till riskklass 1, vilket innebär att vidare undersökningar är angelägna.

I rapporten redovisas dessutom resultat från Skutskär Bruks provtagningar i samband med kvicksilverdeponierna (figur 5). Medianhalten i grundvattnet mellan 1992 och 1996 var 0,07 µg/l uppströms den nya deponin och 0,19 nedströms (rör HG4 respektive HG5, bilaga 2). Lakvattnet under samma period innehöll 0,1 µg/l (HG3) från den nya deponin, respektive 0,08 µg/l från den gamla deponin (HG2).

4.1.3.7. GVT AB (2004). Kisbränder, utvärdering av lak- och kolonnförsök, Skutskärs Bruk.

Laktester av kisaska (kisbränder) från fyra områden inom Skutskärs Bruks industriområde har utförts samt jämförts med kisaska från Falun. Lakbarheten i kiskan från Skutskär var betydligt lägre. I ett beräkningsexempel med 1000 ton kisaska skulle ca 200-500 kg Zn, 0,5-4 kg Cd och 1-2 kg Pb kunna lakas ur. De lägre siffrorna i intervallen grundas på medianvärden och de högre på de högsta uppmätta halterna i undersökningen. Laktesterna utfördes på Uppsala Universitet med L/S- kvoten 1. L/S-kvot står för mängden lakvatten (liquid) som varit i kontakt med materialet, dividerat med mängden material (solid) och mäts i l/kg. Proverna torkades vid 105°C och skakades i en timme efter att avjoniserat vatten tillsatts.

Jämförelser av lakningsmetoder mellan Uppsala Universitet och SGAB gjordes också. Hos SGAB användes kvoten L/S 10. Metoden innebar skakning av lufttorkat prov med avjoniserat vatten i två steg. Först i 6 h med L/S 2-kvot, och därefter i 18 h med L/S 8-kvot. Då 200 prover från Falun användes visade resultaten på marginella skillnader. Något högre del lakbar koppar erhöles med L/S 10. Då jämförelsen gjordes med ett prov från Skutskär erhöles större lakning av Pb och Cu vid L/S 10, men mer Zn vid L/S 1.

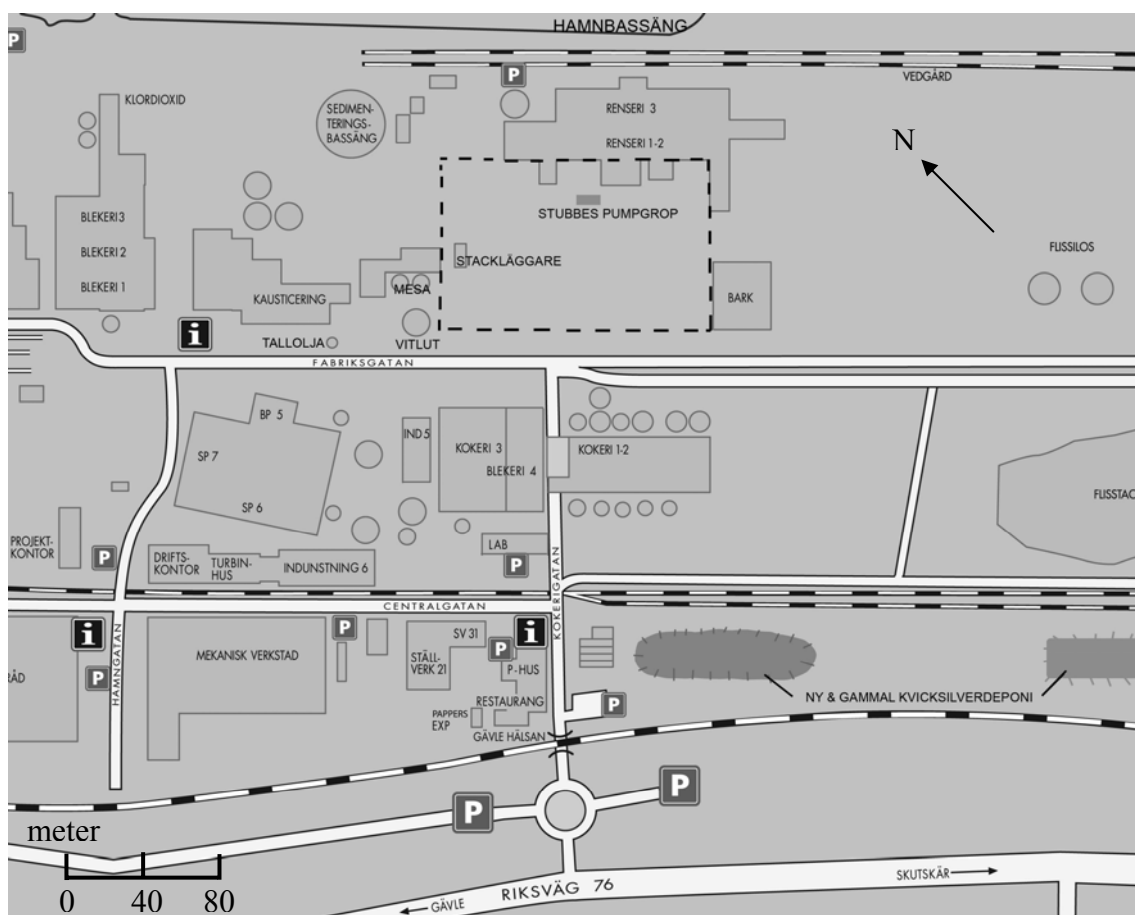
För att erhålla bättre kunskap om naturlig urlakning gjordes också försök med filterkolonner fyllda med kisaska som placerades utomhus. Halten Cd och Zn från infiltrerat vatten visade sig vara påverkat av kiskan, övriga metallhalter var låga. Vid högre temperaturer erhöles även högre Pb- och Cu-halter.

Då totalhalter analyserades visade sig kisaskan innehålla högst halter av Cu, Pb och Zn. Cd-halterna var låga. Undersökningen har också visat att det inte finns något samband mellan lakbar mängd och totalhalt (Ledin, 2005, pers. medd.). Över 1000 prover har använts för att konstatera detta.

4.2. OMRÅDESBESKRIVNING

Stora Enso, Skutskär är beläget efter Östersjökusten cirka 12 km sydost om Gävle (figur 1). I väst sträcker sig Gävleåsen och i öst Uppsalaåsen. I anslutning till industrin har samhället Skutskär byggts upp. I närheten av industriområdet finns ett flertal badplatser och öster om Dalälvens mynning är naturreservatet Billudden beläget (SGU, 1936).

Det aktuella undersökningsområdet är cirka 16 000 m² stort och är beläget på industriområdet; sydväst om Renseri 1-3 och nordöst om Kokeri 1-3 (figur 5). Ytan är asfalterad och används idag som transportyta samt som tillfällig lagringsplats för bark.



Figur 5. Översiktsskarta över Skutskär Bruks industriområde. Aktuellt undersökningsområde är streckat i figuren.

4.2.1. Topografi och geologi

Industritomten ligger cirka tre meter över havet enligt rikets system (ca 9 m enligt Skutskär Bruks lokala system) och sluttar svagt ner mot vattnet. Från infarten till industriområdet ned till kajen är nivåskillnaden cirka en meter. Undersökningsområdet har en nivåskillnad på ungefär 0,5 meter (Skutskärs Bruk, 2002).

Enligt SGU:s publika karttjänster (2004, internet) består berggrunden under industriområdet av sura vulkaniska bergarter. Sågverksområdet och reningsanläggningen vilar

dock på sur-intermediär intrusivbergart. Ovanpå berggrunden finns morän. De områden som tidigare varit havsbotten har troligtvis ett lager av silt och lera, följt av fyllnads-massor ovanpå moränen. Fyllnadsmassornas mäktighet och sammansättning är mycket varierande (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Landhöjningen i området är 0,6 cm/år, vilket motsvarar en landhöjning på cirka 60-70 cm under den tid Skutskärsverkens verksamhet pågått (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

4.2.2. Grundvattenförhållanden

Grundvattnet i området strömmar enligt VBB Viak (1997) från sydväst mot nordost och läcker ut i hamnbassängen. Grundvattenytans gradient har beräknats till 0,5-2 %. Gradienten i området uppströms kokeriet är enligt GVT (1998) ca 0,9 %. Tidigare fanns det en rörlig grundvattendelare vid den nedlagda Kloralkalifabriken där grundvattnet strömmade åt söder. Förmodligen berodde detta på ledningsläckage, vilket tillfälligt höjde grundvattennivån i området.

Grundvattenytan har i närheten av det aktuella undersökningsområdet och ner mot hamnbassängen enligt tidigare undersökningar bedömts ligga ca 2-2,7 m under markytan (J&W, 1995, 1996a). Uppströms området och fram till järnvägen bedömdes grundvattenytan ligga cirka 1,1 m under markytan (VBB Viak, 1997). Markytan ligger på ca 8,3 m höjd vid undersökningsområdet, och på ca 8,8 m höjd uppströms undersökningsområdet enligt lokalt höjdsystem (VBB Viak, 1997).

Den hydrauliska konduktiviteten (K-värdet) inom fabriksområdet har visat på värden mellan 10^{-10} och 10^{-6} m/s för den naturliga jorden (morän) och värden mellan 10^{-11} och 10^{-5} m/s för fyllnadsjorden (Orrje & Co, 1979). Det genomsnittliga K-värdet har beräknats till $1,7 \cdot 10^{-6}$ m/s för hela fabriksområdet och $2,7 \cdot 10^{-7}$ respektive $3,4 \cdot 10^{-6}$ m/s för fyllnadsjord respektive morän. I begreppet fyllnadsjord har dock allt från mesa till morän och sand inkluderas. De undersökta punkter som ligger närmast undersökningsobjektet och som bedöms innehålla sand eller mellansand har en hydraulisk konduktivitet av 10^{-5} m/s.

Strömningshastigheten på industriområdet varierar betydligt på grund av fyllningsmassornas olika sammansättningar. Enligt Naturvårdsverket (1999b) kan strömningshastigheten i sandfyllda områden vara upp till 10 m/år, medan den i tätare material kan vara lägre än 1 cm/år.

I samband med sanering vid den nedlagda Kloralkalifabriken pumpades grundvatten upp, varvid ytterst liten påverkan på grundvattennivån i omgivande rör noterades. Detta tyder på att fyllningsmaterialet åtminstone kring Kloralkalifabriken har låg permeabilitet (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

Normalvattenstånd i hamnbassängen är enligt Ledin (2005) 5,4 meter (Skutskär Bruks lokala höjdsystem). Nivån varierar mycket under hela året, med maximum och minimum på cirka 6 respektive 5,1 meter under år 2004.

4.2.3. Historisk kartläggning av undersökningsobjektet

Det aktuella undersökningsområdet låg tidigare under vatten, men fylldes någon gång efter 1924 ut med diverse fyllnadsmassor. Enligt MIFO fas 1 avslutades utfyllnaden av

området senast i mitten av 30-talet (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Huvudsakligen användes sand från Dalälvens mynning som fyllnadsmaterial, men troligtvis förekom också byggavfall och kisaska. Ett område lämnades disponibelt för mesa och kvistavfall. Exakt var detta område är lokaliserat är dock inte klarlagt (Länsstyrelsen i Uppsala Län, 2003). Även brandskadade massabalar har grävts ned i samband med utfyllnaden (Carlsson et al., 1989). Den aktuella ytan asfalterades troligtvis på 1980-talet (Johansson, 2004, pers. medd.).

4.2.3.1. Anläggningar och processer förr och nu

Idag används objektet som transportyta samt som tillfällig lagringsplats för bark. Barkhögarnas utbredning varierar, men är vanligtvis lokaliserade i anslutning till Stackläggaren dit barken transporteras på band från Renseriet (figur 5). Även sydväst om Stubbes pumpgrop lagras bark.

Området omgärdas av Renseri 1-3 i nordöst, Bark i sydöst, Kokeri 1-3 i sydväst, samt Kausticeringen i nordväst. Framför Kokeri 3 stod tidigare en byggnad (bilaga 1) som fungerade som huggeri för sulfit-, sulfat- och björkved från 1938 fram till 1975 då den istället användes som silo för björkflis (Carlsson et al., 1989). Björkflissilon revs 1998. Eftersom byggnaden användes som huggeri har troligtvis smörjolja hanterats. Sydöst om byggnaden lagrades även råterpentin från mitten av 1970-talet (Johansson, 2004, pers. medd.). Denna lagringsbyggnad revs 2001, men användes ej som råterpentinlager de sista fyra åren på grund av ny terpentinhantering (Ivarsson, 2004, pers. medd.).

Sedan 1965 framställs tallolja intill IND5 (figur 5). Talloljan lagras i en 200 m³ cistern i närheten av Kausticeringen (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003) innan den levereras till företaget Arizona Chemical.

Byggnaden Bark har använts som renseri för lövved mellan 1954 och 1976 (Carlsson et al., 1989). Även där har troligen olja hanterats. Idag används byggnaden som truckgarage. Delar av byggnaden fungerar även som konferensrum. Utanför Bark, i västra hörnet, har en dieseltank stått mellan 1979 och 2002. Tanken var placerad på en betongplatta. Numera finns en sluten dieselcistern istället framför Renseriet. Intill husväggen på Renseriets främre östra sida står idag dessutom två tunnor med syntetisk olja. Dessa fungerar som uppsamlingskärl för spillolja från en hydraultank. Tunnorna står sedan 1997/1998 på behållare för spilluppsamling och skyddas av överhängande tak.

I områdets nordvästra hörn, mellan Kausticeringen och Renseriet har tidigare ett Salt- och sulfatmagasin varit placerat (bilaga 1). Uppströms transportytan, där Kokeri 1-2 idag står, fanns tidigare ett Blekeri. Dagens Blekeri 4 användes förr som Sulfatfabrik. Kok-, tvätt- och silhuset var placerat där från 1937 till 1976. Under Kokeri 1-2 finns enligt Länsstyrelsen i Uppsala Län (2003) ett område med mesa. Mesan ligger drygt en meter under markytan och mäktigheten är som mest 2,5-3 m.

Sydväst om Kokeri 1-2 tillverkades mellan åren 1932 och 1977 (Ivarsson, 2004, pers. medd.) klorgas (Cl₂) och natronlut (NaOH) i Kloralkalifabriken (ELK 1-3, bilaga 1). År 1938 började man använda kvicksilverceller, istället för diaframaceller, för tillverkningen av natronlut (Carlsson et al., 1989). Kloralkalifabriken är idag riven och kvicksilverkontaminerat avfall samt byggrester är deponerade i två stråk utefter fabriksområdets sydvästra sida (figur 5). Den östra, *gamla*, deponin täcktes omkring 1980 och den västra, *nya*, 1996. Den senare vilar på befintligt betongfundament från tidigare ELK

2-3-byggnad. Den så kallade Kokeriplanen, där ELK 1 tidigare var belägen, genomgick grundvattensanering samt tätades med diffusionstät duk och asfalt omkring 1999 (Ivarsson, 2004, pers. medd.).

Från 1946 tillverkades klordioxid (ClO_2) i anslutning till dåvarande Sulfatblekeri (bilaga 1). År 1989 byggdes en ny klordioxidanläggning i anslutning till nuvarande blekerier (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Den äldre lades ned 1990.

4.2.3.2. Resultat från tidigare undersökningar

Två provgropar har av Orrje & Co (1979) grävts på den aktuella transportytan (O22A och O22, bilaga 2). Ytterligare en grävdes i dess omedelbara närhet (O15). I dessa punkter fann man fyllnadsmassor, mestadels mellansand. I O15 påträffades ytlig kisaska och i O22 fanns grön mesa vid ca 2,5 m djup under markytan. Bark och träfibrer påträffades i O22A. Groparna grävdes till 3 m djup. Högre kvicksilverhalter än 0,14 mg/kg TS påträffades ej i samlingsprov tagna varje halvmeter från grop O22. I O15 påträffades högre halter från 1,5-3 m (0,7 – 12 mg Hg/kg TS). Analyserat grundvatten uppmätte i O15 12 µg Hg/l. Grundvatten från O22 analyserades inte. Inte heller markprover från O22A.

Även VBB Viak (1997) har tagit prover i området. Ingen kisaska eller mesa påträffades i punkterna närmast aktuellt undersökningsområde (Rb9610, Rb9615, Rb9616, Rb9617, bilaga 2). Fyllningen bestod huvudsakligen av sand ned till ca 4 m djup, varefter morän påträffades. Trärester påträffades på 2-4 m djup. Lera hittades vid borrhning av Rb9610 på ca 4,3 m djup. Borrhningarna utfördes som djupast ned till ca 4,5 m. I många punkter uppströms området påträffades morän redan efter ca 1 m. Även mesa och trärester förekom.

Förhöjda grundvattenhalter på ca 0,2 µg Hg/l har uppmätts i punkt Rb9615. Detta kan bero på att grundvatten från området kring den nedlagda Kloralkalifabriken koncentreras till aktuellt undersökningsobjekt innan det når hamnbassängen (VBB Viak, 1997). Det kan också bero på äldre, läckande, avloppsledningar (Länsstyrelsen i Uppsala Län, 2003). I grundvattnet i övriga rör, Rb9610, Rb9616, Rb9617, kunde högre halter än 0,05 µg Hg/l ej detekteras (VBB Viak, 1997).

Markprover på 0-1,5 m djup från nämnda provpunkter uppvisade kvicksilverhalter på 0,2 till 3,8 mg/kg TS. Provpunkterna Rb9610, Rb9616 och Rb9617 uppvisade dessutom förhöjda halter från 2 respektive 3 m djup och ned till 4,5 m under markytan. Halterna varierade mellan 2 och 9 mg Hg/kg TS och kan härröra från ledningar som transporterat avloppsvatten från Kloralkalifabriken (se avsnitt 4.2.3.3). Markproverna i Rb9615 uppvisade maximalt 0,1 mg Hg/kg TS vid dessa djup. Djupare prover analyserades inte.

Metylkvicksilver i jord analyserades i Rb9615. På ca 1,5 m djup utgjorde metylkvicksilverhalten 0,02 % av den totala kvicksilverhalten.

En geoteknisk markundersökning som utförts av J&W (1995) tyder på att fyllnadsmassorna i aktuellt undersökningsområde har en mäktighet på cirka 5-7 m. Vid dessa borrhningar påträffades huvudsakligen grus, sand och kisaska ned till 2 m djup, varefter mesa, träspån och bark påträffades längre ned. Denna undersökning styrker uppgifterna om att fyllningen underlagras av morän. Enligt J&W är moränen mycket fast lagrad,

och har antagligen en siltig jordmassa med relativt hög andel grovgrus och mindre sten. Moränen vilar på fast berg och mäktigheten är 3-5 m.

En annan geoteknisk undersökning (J&W, 1996a) tyder på att underkanten av fyllnadsmassorna i närheten av Renseriet bara når 3-4 m under markytan. Djupet till berg varierade i denna undersökning mellan 4 och 7 m. Enligt J&W (1996a) utgörs berggrunden troligen av gnejs som till stora delar är homogen och sprickfattig.

Från tidigare rörnedsättningar finns tio grundvattenrör kvar på industritomten; Rb9604-Rb9610, Rb9614, HG4 och HG5 (bilaga 2). Utav dessa fungerar fortfarande minst åtta stycken, enligt kontroll den 10 november 2004. Två rör var sneda och kunde ej tappas på vatten (Rb9607, Rb9614). Grundvattennivåerna tydde dock på att även dessa rör var funktionsdugliga. Åtta rör består av metall, övriga är plaströr (HG4, HG5).

4.2.3.3. Markledningar

Diverse markledningar är idag placerade under transportytan. De tre största ledningsgravarna då det gäller vatten, avlopp och elektricitet går i nordöstlig riktning mellan Kausticingen och Barkstacken, under Stubbes pumpgrop mitt på planen, samt nordväst om Bark i riktning mot Renseriet (figur 5).

Enligt en plan över avloppsledningar från 1968 (bilaga 1) har tidigare fyra större avloppsledningar passerat transportytan. Dessa hade sitt utlopp i hamnbassängen. Avlopp 4 och 6 (bilaga 1) härstammar från Kloralkalifabriken. Avlopp 4 var dessutom kopplat till det gamla Sulfatblekeriet. Avlopp 5 ledde vatten från dåtidens klordioxidberedning. Svavelsyra och klorat kan ha släppts ut härifrån. Avlopp 8 samt den onummerade avloppsledningen härrör från Björkflissilon samt Bark, men vad för slags avloppsvatten som transporterades härifrån är inte klarlagt. Varken avlopp 4, 5, 6 eller 8 används idag (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003).

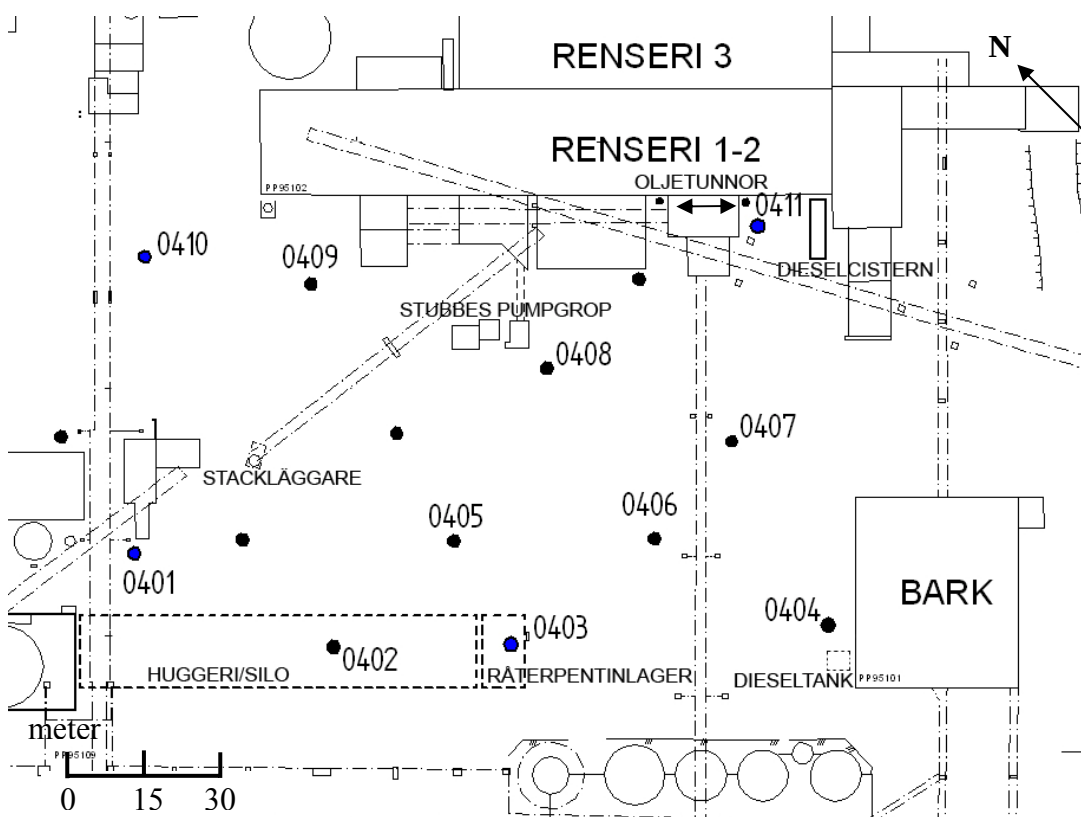
Vissa avlopp drogs om mellan åren 1968 och 1970, och i början på 70-talet började man rena kvicksilverförorenat avloppsvatten (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Idag renas allt avloppsvatten från Skutskärs Bruk i en extern biologisk reningsanläggning. Denna togs i bruk år 2000. Dagvatten leds via ledningar direkt ut i hamnbassängen.

5. PROVTAGNINGSPLAN

Enligt Naturvårdsverket (1999b) ska alltid en provtagningsplan upprättas då MIFO används. Detta för att säkerhetsställa kvalitén och ett rationellt genomförande av fältarbetet.

Det berörda undersökningsområdet delades in i ett rutnät med 20 x 20 m stora rutor. Mitten av varje ruta markerades och 15 spridda mittpunkter valdes ut för provtagning. Provtagningspunkterna valdes utifrån platsens historik, samtidigt som ett så stort område som möjligt skulle täckas. Vissa provpunkter fick flyttas från rutans mittpunkt på grund av markledningar och befintliga byggnader. Två punkter ströks på grund av sådana hinder. Ytterligare två eliminerades då de ansågs överflödiga för undersökningens syfte, i kombination med tids- och ekonomiska aspekter.

Slutligen planerades elva provtagningspunkter som numrerades enligt figur 6. De punkter som uteslöts är onummerade. I fyra av punkterna planerades nedsättning av grundvattenrör (0401, 0403, 0410, 0411).



Figur 6. Planerade provtagningspunkter numrerade från 0401-0411. Uteslutna punkter är onummerade.

Markprover skulle tas med hjälp av skruvborrning och grundvattenprover med hjälp av batteridrivna pump. Borrning och nedsättning av grundvattenrör skulle utföras av fälttekniker från WSP i Gävle. Provtagning skulle genomföras av undertecknad examensarbetare. Det ackrediterade företaget Analytica AB ämnade utföra alla analyser.

Inga bakgrundsprover planerades eftersom problem fanns med att hitta en likvärdig miljö med liknande jord. Då området är utfyllt och heterogent blir jämförelser svåra att utvärdera. Ett stort antal provpunkter skulle också krävas.

5.1. FÖRVÄNTADE FÖRORENINGAR KRING SPECIFIKA PROV-TAGNINGSPUNKTER

Platsbesök och historisk kartläggning ger viss information om vilka föroreningar som kan misstänkas i närheten av olika provtagningspunkter.

Punkterna 0401, 0402 och 0410 (figur 6) ligger troligtvis i närheten av en äldre avloppsledning, avlopp 4 (bilaga 1). Punkt 0403 ligger i anslutning till avlopp 5. Denna punkt ligger dessutom där ett råterpentinlager förr var placerat. Nordväst om denna punkt stod tidigare en byggnad som fungerat som huggeri samt björkflissilo.

I närheten av punkt 0404 har tidigare en dieseltank varit placerad (figur 6). Intill husväggen, nordöst om punkt 0411 och närliggande svart markering, står idag två tunnor med olja. Troligtvis har olja även hanterats i byggnaderna Bark samt Huggeriet som tidigare nämnts.

I tabell 10 är relevant bakgrundsinformation till specifika punkter sammanställd. Tungmetaller förväntades på spridda punkter över hela området till följd av kisaska.

Tabell 10. Förväntade föroreningar kring specifika provpunkter.

Punkt	Bakgrundsinformation	Trolig förorening
0401, 0410	befintlig ledningsgrav med kondenserat & fiberfritt alkaliskt avlopp	-
0401, 0402	huggeri/björkflissilo	olja
0401, 0402, 0410	avlopp 4 (från ELK1 & Sulfatblekeri)	Hg, EOX
0403, 0405	avlopp 5 (ClO ₂ -fabrik), råterpentinlager, befintlig ledningsgrav för fiberhaltigt avlopp (Kokeri, Blekeri)	klorat, terpen
0404	dieseltank, avlopp 6, vanlig truckparkering	olja
0407	vanlig truckparkering, trärester i tidigare närliggande provgrop (9615)	olja, fenol
0411	tunna med olja	olja

5.2. PLAN FÖR JORDPROVTAGNING

Elva borrhningar planerades ned till 3 m djup då detta bedömdes som ett troligt schaktningsdjup vid framtida byggnationer. Två punkter skulle även borraras ned till fyllningsmassans underkant, då hela fyllningen är av intresse ur miljösynpunkt. Dessa två punkter kan sedan ingå i en storskalig MIFO fas 2-undersökning för hela industriområdet. Att borra ned till fyllningsmassans underkant i samtliga provtagningspunkter ansågs inte rimligt för projektets syfte eller budget.

Innan uttagande av prov skulle det yttersta jordlagret skrapas av från borrhskruven med en kniv. Detta för att avlägsna eventuella föroreningar från jordlager ovanför aktuell provtagningsnivå. All utrustning skulle rengöras med vatten mellan varje provtagningspunkt och -nivå. Vid uppsamling av prov skulle borrhålet täckas, för att förhindra jordrester från att falla ned. Jordlagerföljd, lukt, färg och avvikelser skulle antecknas.

En meter jord skulle borraras i taget. Samlingsprov om cirka 500 g skulle tas från borrhskruven med plastspade varje halvmeter. Diffusionstäta plastpåsar märkta med prov-

punkt, nivå, datum, uppdragsnummer och initialer skulle användas till jordproverna. Påsarna skulle förslutas med plaststrippar.

I två provtagningspunkter skulle jordprov tas för eventuella lakteter. Dessa provpunkter skulle bestämmas i fält. Samlingsprov om cirka 2 kg skulle tas varje meter. Jord avsedda för lakteter skulle tas ned till 3 m djup under markytan.

5.3. PLAN FÖR ANALYS AV JORDPROV

Alla jordprover ned till 1,5 m djup planerades att analyseras med avseende på metaller och svavel. Utvalda prover skulle även analyseras med avseende på glödförlust, pH, fenolindex, oljeindex, PAH och EOX ned till 1,5 m djup. Urvalet av dessa prover skulle baseras på iakttagelser i fält eller misstankar om föroreningar/fyllnader i vissa områden. På grund av ekonomiska begränsningar kunde inte alla parametrar undersökas i varje provtagningspunkt.

Från fyra av provtagningspunkterna planerades analys av jordprover med avseende på metaller och svavel ned till 3 m djup under markytan.

Från två av provtagningspunkterna planerades provtagning av jord ned till fyllningsmassans underkant (cirka 5-7 m under markytan). Proven skulle analyseras med avseende på metaller och svavel.

För att undersöka den organiska halten och för att utröna huruvida det fanns rester av t.ex. lut i jorden bestämdes att glödförlust och pH skulle analyseras i cirka hälften av punkterna (samlingsprov).

Två utvalda punkter skulle analyseras med avseende på fenolindex för att se om rester av bark och annat organiskt material fanns (samlingsprov). Fyra punkter skulle analyseras med avseende på oljeindex, PAH och EOX.

Prov för laktet skulle inte skickas in för analys förrän analysresultat från tagna jord- och grundvattenprover begrundats.

Prover från 1,5-3 m som inte planerats att analyseras i ett första skede skulle sparas i frys.

Vilka analyser som planerades på respektive nivåer syns i tabellerna 11 till 13.

Tabell 11. Analyser på provtagningspunkter ned till 1,5 m djup.

Analys	Antal provpunkter	Antal nivåer
Metaller, svavel	11	3
pH, glödförlust	6	1
Fenolindex	2	1
Oljeindex, PAH, EOX	4	3

Tabell 12. Analyser på 4 provtagningspunkter, vidare från 1,5 m till 3 m djup.

Analys	Antal provpunkter	Antal nivåer
Metaller, svavel	4	3

Tabell 13. Analyser på 2 provtagningspunkter, vidare från 3 m till ca 5-7 m djup.

Analys	Antal provpunkter	Antal nivåer
Metaller, svavel	2	ca 6

5.4. PLAN FÖR GRUNDVATTENPROVTAGNING

Fyra grundvattenrör planerades att sättas ned. Rörens placering (0401, 0403, 0410, 0411) syns i figur 6. Då grundvattnet antas strömma i nordöstlig riktning (mot havet) placerades rören för att halter uppströms och nedströms området skulle kunna jämföras.

Nivåmätningar skulle utföras i befintliga samt nynedsatta grundvattenrör; totalt 14 stycken, innan provtagning. Klucklod¹⁰ skulle användas. Havsytenivå skulle erhållas från befintlig nivåmätare placerad i närheten av kajen i östra delen av Skutskärs Bruks hamnbassäng.

Grundvattenprover skulle tas från de fyra nynedsatta rören, samt rör 9610 som är placerat i närheten av inströmningsområdet till undersökningsplatsen (bilaga 2). Analyser skulle göras från två olika provtagningstillfällen, med cirka en månads mellanrum, för att förbättra säkerheten i haltbestämningen.

Provtagning skulle ske med batteridrivnen centrifugalpump efter att minst tre rörmängder tömts. Pump, slang och all övrig kringutrustning diskades i varmt vatten samt sköljdes med avjoniserat vatten mellan varje provtagning.

5.5. PLAN FÖR ANALYS AV GRUNDVATTEN

Grundvatten från totalt fem rör skulle analyseras på filtrerat prov från två olika provtagningstillfällen. Från varje grundvattenrör skulle tre flaskor om 1 liter, 100 och 500 ml fyllas för bestämning av oljeindex, metaller respektive klorid, DOC och TOC. Vatten för bestämning av oljeindex skulle förvaras i mörka glasflaskor, övriga i plastflaskor. Flaskorna skulle märkas med provpunkt, datum samt initialer och förvaras i kylskåp (+4°C) innan de skickades för analys.

pH, temperatur, syrehalt och elektrisk konduktivitet skulle bestämmas i fält.

¹⁰ Metallod som fästs i ett måttband. Ett kluckande ljud hörs då lodet når grundvattenytan.

6. RESULTAT

All provtagning utfördes enligt provtagningsplanen som beskrevs i kapitel 5. Eventuella avvikelser har rapporterats i följande avsnitt om provtagning. Därefter redovisas analysresultaten från laboratoriet. För bakgrundsinformation om val av provtagningsplatser, nivåer och analysparametrar, se kapitel 5.

6.1. PROVTAGNING

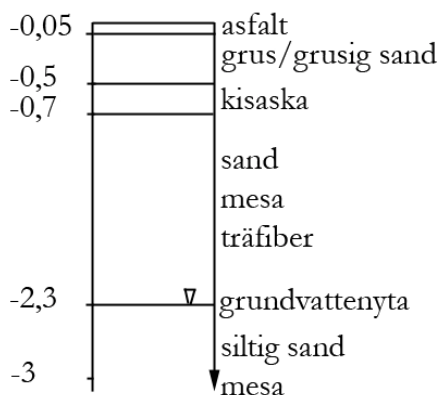
Under vecka 49 och 50 år 2004 utfördes borrhåringar i det aktuella undersökningsområdet för att erhålla markprover samt för att sätta ned grundvattenrör för senare provtagning. Höjder och koordinater i plan enligt Skutskärs Bruks lokala system finns för varje provtagningspunkt i bilaga 3.

6.1.1. Jordprovtagning

Totalt togs jordprover för analys från tio borrhål (figur 6). Jordprover togs varje halvmeter ned till 3 m djup. I tre punkter togs prover ned till 4 m djup för att underlätta nedsättning av grundvattenrör. Från två borrhål togs prover ned till 6 respektive 7 m djup då naturlig jord antogs ha påträffats. Punkt 0402 uteslöts på grund av borrhållstopp en halvmeter under markytan. Trolig orsak är betongfundament eftersom huggeriet tidigare legat på samma plats. På grund av markledning och befintliga hinder på markytan kunde punkten inte flyttas. Jordlagerföljd, ungefärligt läge för grundvattenytan och noterade avvikelser för varje provtagningspunkt syns i bilaga 4.

Jord för lakteter togs från borrhål 0409, samt 0404. Punkt 0409 valdes för att jordlagerföljden liknade övriga borrhål med kisaska, trärester och siltigt, grönt material. Punkt 0404 valdes eftersom den avvek något från övriga punkter (bilaga 4).

Generellt sett underlagrades asfalten av en fyllning av grusig sand. Vid ungefär en halvmeters djup låg kisaska med en mäktighet på några decimeter. Under detta lager var marken utfylld med sand, varefter träfiber, mesa och trärester påträffades i varierande lager och på olika nivåer. Nedanför grundvattenytan var sanden i regel siltig. Ofta påträffades en sandig eller lerig silt, ibland grönaktig, vid tre meters djup. Det siltiga materialet kan vara utfyllt mesa eller grönlutsslam. Detta är enligt Ivarsson och Ledin troligt, speciellt om materialet är grönfärgat (2004, pers. medd.). Figur 7 visar en generell bild av jordlagerföljden på området. För detaljer, se bilaga 4.



Figur 7. Generell jordlagerföljd i aktuellt undersökningsområde. Djup anges i meter under markyta.

På de djup siltigt material påträffades är risken större för att prover kan ha kontaminerats av kisaska ovanifrån. Ibland kunde inte de ytliga föroreningarna skrapas av med kniv. Detta gäller speciellt punkterna 0401 och 0404 på ca 3-4,5 m djup (bilaga 4).

Området som enligt Länsstyrelsen i Uppsala län (2003) ska vara utfyllt med mesa och kvistavfall är fortfarande inte helt lokaliserat. I de närliggande punkterna 0404 och 0407 påträffades dock både växtdelar och mesaliknande material. Trärester fanns också i 0403, 0606, 0409 och 0410 (bilaga 4).

6.1.2. Val av jordprovsanalyser utifrån historik och iakttagelser i fält

Utifrån resultaten i fält samt historiska uppgifter som erhållits då provtagningsplanen uppfördes beslutades att markproverna skulle analyseras enligt tabell 14 ned till 1,5 m djup.

Tabell 14. Analys per provtagningspunkt för jordprover ned till 1,5 m djup under markytan.

Prov	Metaller	PAH	Oljeindex	EOX	pH	Glödförlust	Svavel	Fenolindex
0401	x				x	x	x	
0403	x	x	x	x	x	x	x	
0404	x	x	x	x	x	x	x	x
0405	x						x	
0406	x						x	
0407	x	x	x	x	x	x	x	x
0408	x						x	
0409	x						x	
0410	x				x	x	x	
0411	x	x	x	x	x	x	x	

Analys av PAH, oljeindex och EOX erhålls billigare vid paketanalyser, varför misstankar om olja automatiskt ger analys av även PAH och EOX, samt vice versa. Det valda analyspaketet är av Analytica AB speciellt framtaget för MIFO-undersökningar.

Endast punkt 0407 tydde på olja vid provtagningen, men historik antyder att även områden kring 0404 och 0411 kan vara förorenade. Vid punkt 0403 fanns misstankar om nedbrytningsprodukter från råterpentin (terpener). Spår av dessa ämnen kan erhållas vid oljeindexanalyser. Analys av PAH, oljeindex och EOX valdes därför i de fyra punkterna.

Fenol analyserades i punkt 0404 och 0407 då bark- och trärester påträffades där.

pH och glödförlust analyserades i sex av provtagningspunkterna. För att få en fullständig bild av föroreningssituationen i så många punkter som möjligt valdes punkterna 0403, 0404, 0407 och 0411 även för detta ändamål. Då också 0401 och 0410 valdes för dessa analyser inkluderades alla punkter där grundvattenrör satts ned.

Glödförlust, pH och fenolindex analyserades som samlingsprov från 0-1,5 m. För övriga analyser gäller samlingsprov varje halvmeter ned till 1,5 m djup under markytan.

Punkterna 0405 och 0409 analyserades vidare från 1,5 till 3 m djup med avseende på metaller och svavel. Punkt 0405 valdes då den ligger i anslutning till ledningsgravar och

0409 valdes som jämförelse för att den inte gör det. Samlingsprov från varje halvmeter analyserades.

Punkterna 0404 och 0407 borrades ned till fyllningens underkant och samtliga prover skickades för analys av metaller och svavel. Punkterna valdes för att eventuell spridning från föroreningar uppströms skulle kunna undersökas.

6.1.3. Grundvattenprovtagning

Grundvattenrören 0410 och 0411 installerades på cirka 4 m djup under markytan, rör 0403 på cirka 3 m djup och rör 0401 på cirka 3,4 m djup (figur 6). Orsaken till att några rör sattes djupare än tänkt provtagningsnivå (3 m) var att tillräcklig tillrinning skulle garanteras.

Elva dagar efter nedsättning av grundvattenrören provtogs dessa (2004-12-13). Även det befintliga röret 9610 provtogs. Den 17:e januari 2005 utfördes en andra provtagning. Observationer vid grundvattenprovtagningen syns i tabell 15. Rörens placering visas i figur 6 och bilaga 2. Fältnätvärden och resultat från laboratorieanalys redovisas i avsnitt 6.2.2.

Tabell 15. Noterade observationer vid grundvattenprovtagning.

Grundvattenrör	Observation
0401	Brunt vatten. Vitt skum. Oljeskimmer.
0403	Lite vitt skum vid andra provtagningen.
0410	Brunt vatten. Vitt skum. Oljeskimmer.
0411	Gråaktigt vatten.
9610	Mörkt vatten. Dålig tillrinning.

Försök till hydrauliska tester genomfördes 2004-12-15 i de fyra nya grundvattenrören. Ursprunglig grundvattennivå mättes varefter cirka 12 liter pumpades ur. Då nivån åter ställt in sig hölls 1,3 liter (skulle ge cirka 1 m vattenpelare) urpumpat vatten tillbaka och tiden det tog för grundvattenytan att ställa in sig igen antecknades. Fem försök utfördes vid varje rör och ett medelvärde beräknades. Ingen avsänkingskurva kunde erhållas eftersom vattnet rann undan för snabbt.

För att ändå få en känsla för den hydrauliska konduktiviteten (K) i området användes ekvation 1, avsnitt 3.4.2, tillsammans med uppmätta medelvärden (t). Nivåhöjningen i teströret (s) sattes till ca 1 m då den tillsatta volymen vatten (V) skulle ha givit denna nivåökning vid ett idealt försök. Då rören hade en slits på 1 m sattes det vattenförande skiktets tjocklek (D) också till 1. Resultaten syns i tabell 16. Medelvärdet beräknades till $2,9 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Tabell 16. Beräknade konduktiviteter (K) enligt ekvation 1.

Rör	t (s)	s (m)	V (m ³)	D (m)	K (m/s)
0401	92	1,035	0,0013	1	$1,1 \cdot 10^{-6}$
0403	44	1,035	0,0013	1	$2,3 \cdot 10^{-6}$
0410	40	1,035	0,0013	1	$2,5 \cdot 10^{-6}$
0411	18	1,035	0,0013	1	$5,6 \cdot 10^{-6}$

Då borrning visade att rören hade satts i sand, grusig sand eller siltig sand kan resultatet vara något underskattat. Det är möjligt att tiden för infiltration (t) begränsades av hur snabbt nivån kunde mätas efter påfyllning av vatten. En kortare infiltrationstid skulle innebära större genomsläpplighet enligt ekvation 1. Litteratur tyder på att den hydrauliska konduktiviteten ska vara något högre (Grip och Rodhe, 2003). Även tidigare undersökningar tyder på en något högre konduktivitet (Orrje & Co, 1979). Å andra sidan kan den snabba genomströmningen bero på att håligheter mellan grundvattenrör och mark inte fylldes igen ordentligt vid rörnedsättningen. Den verkliga hydrauliska konduktiviteten skulle då kunna vara lägre än 10^{-6} m/s. Jämförelser görs i tabell 17.

Tabell 17. Mättad hydraulisk konduktivitet i sand.

Källa	Hydrauliskt test	Litteratur (Grip, Rodhe)	Tidigare undersökning
K (m/s)	10^{-6}	10^{-3} - 10^{-5}	10^{-5}

Grundvatten- och havsytenivå mättes i samband med varje provtagning. Beräknade medelvärden syns i tabell 18. För rörens placering se figur 6 och bilaga 2.

Tabell 18. Grundvatten- och havsnivå. Medelvärde från två mättillfällen; 2004-12-13 och 2005-01-07 (Skutskär Bruks lokala höjdsystem, m).

Rör	0401	0403	0410	0411	9604	9605	9606	9607
Nivå	6,27	6,17	6,12	5,93	7,87	7,99	7,78	8,13
Rör	9608	9609	9610	9614	HG4	HG5	Hav	
Nivå	7,87	7,75	6,93	6,53	7,91	7,84	5,91	

6.2. ANALYSRESULTAT

Nedan redovisas resultat från analys av jord- och grundvattenprover. Generellt sett används medianer istället för medelhalter. Detta för att undvika en snedvriden bild på grund av extremvärden. De halter som låg under detektionsgränsen sattes till detektionsgränsen vid alla beräkningar. Samtliga analysresultat presenteras i bilaga 5-9.

Tidigare har generella riktvärden utarbetats för olika typer av markanvändning (Naturvårdsverket, 1997). Tre grupper finns; Känslig markanvändning (KM), Mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV) samt Mindre känslig markanvändning (MKM). En MIFO-undersökning grundar sig alltid på KM, eftersom man tar hänsyn till markanvändningen då känslighet och skyddsvärde bedöms. I samband med eventuell efterbehandling används dock det riktvärde som är aktuellt vid respektive markanvändningsområde. Det ger vägledning om vilka halter som kan accepteras på olika områden. Fastigheten Skutskärs Bruk används, och ska enligt planerna fortsätta att användas, som industriområde och inget grundvattenuttag sker på, eller i dess närhet. Vid eventuell efterbehandling, t.ex. schaktning, skulle jämförelser alltså göras med MKM i detta fall. För att underlätta fortsatta bedömningar presenteras därför riktvärden för både KM och MKM i samband med provtagningsresultaten.

6.2.1. Jordprover

De kisaskerelaterade metallerna As, Cd, Cu, Pb och Zn återfanns i högst halter i marken. Även Hg påträffades, fast i mindre mängder. Eftersom jordproverna analyserades varje halvmeter och kisaskan främst återfanns i det övre markskiktet är medianhalterna för de kisaskerelaterade ämnena på respektive nivå intressanta (tabell 19). Järn-

och svavelhalter redovisas eftersom kisaska i huvudsak består av dessa komponenter. Man bör dock vara medveten om att medianerna grundar sig på mycket få mätvärden. Ned till 1,5 m djup används tio prover, mellan 1,5 och 3 m djup används fyra prover, mellan 3 och 6 m djup finns dock bara två provresultat och mellan 6 och 7 m djup är endast ett prov analyserat. För övriga ämnen se bilaga 6.

Förhöjningarna vid cirka 4 respektive cirka 5,5 m djup under markytan (tabell 19) beror troligtvis på kontaminering från ovanliggande marklager under borrhningen och förklaras närmare i avsnitt 7.2.

Tabell 19. Medianhalter i jord på respektive nivå under markytan (mg/kg TS).
n anger antal prover som ingår i medianhaltsberäkningen.

Djup (m)	n	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	S	Fe
0-0,5	10	23	5,6	447	1,4	596	2005	2140	20300
0,5-1	10	52	26	551	1,6	1645	8895	6950	25450
1-1,5	10	3,0	1,7	28	1,0	77	477	980	5675
1,5-2,0	4	3,0	0,4	16	1,0	41	312	1460	5540
2,0-2,5	4	3,0	0,4	9,6	1,0	36	437	2780	6225
2,5-3,0	4	3,8	0,1	10	1,0	31	155	2900	6180
3,0-3,5	2	3,0	1,8	30	3,8	82	461	3160	5285
3,5-4,0	2	4,0	1,0	25	2,1	71	314	2565	4240
4,0-4,5	2	41	11	364	3,2	933	4002	5605	13465
4,5-5,0	2	12	1,8	43	3,0	107	502	2530	3810
5,0-5,5	2	3,0	1,4	47	4,8	117	536	3050	4295
5,5-6,0	2	8,9	4,5	165	5,4	410	1770	3175	7290
6,0-6,5	1	3,0	0,1	21	4,4	32	143	3070	3680
6,5-7,0	1	3,0	0,1	15	6,0	27	100	2690	3660
Maxvärde		143	84,7	1900	9,8	11200	27300	14400	54600
MKM		40	12	200	7	300	700	-	-
KM		15	0,4	100	1	80	350	-	-

I tabell 20 presenteras hur många procent av ovanstående markprover som enligt Naturvårdsverkets tillståndsindeknng (1999b) klassas som Mindre allvarligt, Måttligt allvarligt, Allvarligt eller Mycket allvarligt tillstånd med avseende på dessa ämnen. Indelningen grundar sig på riktvärden för KM. För järn och svavel saknas riktvärden.

Tabell 20. Tillståndsindeknng för markprover. Siffror anger antal % av totalt 56 prover.

Ämne (%)	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
As	70	11	20	0
Cd	21	20	25	34
Cu	68	7	14	11
Hg	38	34	29	0
Pb	50	18	11	21
Zn	36	30	11	23

Kromhalten i marken var 4 till 62 mg/kg TS, med en median på cirka 8 mg/kg TS (bilaga 5). Alla jordprover låg under Naturvårdsverkets riktvärde för KM (120 mg/kg TS). Förekommer Cr(VI) ska dock riktvärdet 5 mg/kg TS användas (tabell 1). Eftersom

endast totalkrom har analyserats kan inte förekomstformen bestämmas med säkerhet (se vidare avsnitt 7.2.5). Antar man att all krom föreligger som Cr(VI) blev 86 % av proverna tillståndsklassade som Måttligt allvarligt. Endast 9 % blev klassade som Allvarligt och 2 % som Mycket allvarligt.

Halterna Co, Ni och V låg samtliga under KM (bilaga 5). Jämförs Ba, Be och Li, som saknar värden för KM, med naturlig bakgrundshalt i Sverige (Arvidsson, 2005, pers. medd.) passerar Ba aldrig dessa halter, Be överskrider fem gånger och Li en gång. För Be är bakgrundshalten 0,4 mg/kg TS, och maxvärdet i examensarbetets undersökning var 0,74 mg/kg TS. För Li är bakgrundshalten 11 mg/kg TS, och respektive maxvärde var 12 mg/kg TS. För Fe, Mn, S, Mo, P och Sr saknas jämförvärden.

Halterna PAH och EOX var i de analyserade proverna mycket låga (tabell 21). Något högre halter kunde skönjas på nivån 0-0,5 m under markytan (bilaga 7). Endast i punkt 0407 överstegs riktvärdet för KM och då för PAH cancerogena. Tillståndet för detta prov klassades som Måttligt allvarligt.

Även fenolhalten var låg; beaktas bör dock att endast två prover analyserades.

Medianhalten för oljeindex låg på 71 mg/kg TS (tabell 21). De högsta halterna påträffades i den översta halvmeteren (bilaga 7). I punkt 0407 påträffades en halt på 2300 mg/kg TS. Enligt kromatogram från laboratoriet är orsaken en blandning av tre eller flera typer av oljor; troligtvis diesel samt både vanlig och syntetisk motorolja (Christensen, 2005, pers. medd.). I punkt 0403 där terpener befarades påträffades inga nämnvärda halter (max 110 mg/kg TS). Dessa härrör dessutom från två tyngre oljetyper enligt kromatogram. De förhöjda halterna i markproverna från 0411 och 0404 kommer troligtvis också från två tyngre typer av oljor. Orsaker till förhöjd halt i övriga provpunkter kunde ej bestämmas med kromatogram.

pH i markens översta 1,5 m låg på 8,3 (tabell 21).

Tabell 21. EOX, PAH, oljeindex, fenol, glödförlust och pH i analyserade markprover (0-1,5 m).

Ämne	EOX	PAH canc.	PAH övr.	oljeindex	pH	glöd- förlust	fenolindex
Antal prov	12	12	12	12	6	6	2
Enhet	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS		%	mg/kg TS
Median	0,25	0,05	0,10	71	8,3	1,6	<0,20
Minvärde	<0,1	0,01	0,03	<50	8,1	0,9	<0,20
Maxvärde	0,50	0,43	0,57	2300	8,8	5,9	<0,20
MKM	-	7	40	5000*	-	-	-
KM	-	0,3	20	-	-	-	-

* Holländskt gränsvärde för när sanering måste ske (Christensen, 2005, pers. medd.).

6.2.2. Grundvatten

På grund av missförstånd genomfördes inte grundvattenanalyserna av första och andra provomgången på samma sätt. Då metaller skulle analyseras tillsattes syra innan proverna filtrerades, varför vissa halter från provomgång ett är betydligt högre än från provomgång två. Normalt analyseras metaller på filtrerat och därefter surgjort prov, varför inga jämförelser gjorts av gränsvärden och halter från provomgång ett (2004-12-13). Samtliga resultat redovisas dock i bilaga 8.

Nedan presenteras medianer, samt min- och maxhalter för kisaskerelaterade metaller, Hg, Cr, Fe, Al och S från provomgång två (2005-01-17). Medianer för oljeindex, TOC, DOC, samt fältparametrar baseras på båda provtagningsomgångarna då dessa inte berörs av tidigare nämnt förfarande. Alla gränsvärden är hälsobaserade dricksvatten-gränsvärden hämtade från Naturvårdsverket (1999b) om inget annat anges.

Tabell 22. Medianer, gränsvärden, samt min- och maxhalter för tungmetaller, oljeindex, svavel, organiskt kol och fältparametrar i grundvatten. n anger antal analyserade prover.

Ämne	Enhet	n	Median	Minvärde	Maxvärde	Gränsvärde
Al	µg/l	5	150	6,4	2520	200*
As	µg/l	5	2,3	<1	4,0	10
Cd	µg/l	5	0,1	<0,05	0,6	5
Cr	µg/l	5	11	0,6	146	50
Cu	µg/l	5	1,8	<1	3,7	2000
Fe	mg/l	5	0,9	0,2	13,8	1**
Hg	µg/l	5	<0,02	<0,02	0,04	1
Pb	µg/l	5	8,8	<0,2	15,5	10
Zn	µg/l	5	108	7,5	318	1000**
Oljeindex	µg/l	10	85	50	340	-
SO₄¹¹	mg/l	5	38	8,0	2140	-
TOC	mg/l	10	86	12	280	-
DOC	mg/l	10	71	8,7	230	-
EC	mS/m	10	123	71	567	-
Temp.	°C	10	10	7	21	-
pH		10	7,8	7,3	11,5	6-8***
DO	mg/l	10	1,0	0,1	2,2	-

* Tekniskt baserat gränsvärde från Kanada (Canadian EQGs, 2002, internet).

** Estetiskt och tekniskt baserat gränsvärde från Livsmedelsverket (Naturvårdsverket, 1999a).

*** Normalt pH för grundvatten (Naturvårdsverket, 1999b).

Jämförs uppmätta halter med de hälsobaserade svenska gränsvärden för dricksvatten som finns att tillgå (tabell 2) överskrider endast Pb och Cr gränserna. Gränsvärdet för bly överskrids i två provtagningspunkter (0401 och 9610), krom i en (9610). Tillståndet klassas som Måttligt allvarligt för de tre proverna.

Järn saknar hälsobaserat gränsvärde, men överskrider Livsmedelsverkets estetiskt och tekniskt grundade gräns en gång (9610). Även aluminium saknar hälsobaserat gränsvärde. Används ett tekniskt baserat gränsvärde från Kanada (tabell 22) överskrids halterna i rör 0401 och 0410 (2520 respektive 419 µg/l).

Medianvärdet för oljeindex i grundvattnet låg på 85 µg/l. Högst halt uppmättes i rör 0401 (tabell 22). Halterna härrör enligt kromatogram från kortare kolgedjor (C10) och kan därför bero på terpenier (Christensen, 2005, pers. medd.). För att säkerhetsställa detta måste dock komplettering ske med GC-MS. De förhöjda halterna i övriga rör gick inte att identifiera, men berodde på något längre kolgedjor (C20).

Skillnader i olika provpunkter med avseende på tungmetaller, fältparametrar och oljeindex presenteras i figur 1-16, bilaga 9.

¹¹ Beräknad under antagande att allt svavel föreligger som sulfat (bilaga 8).

7. DISKUSSION

Nedan diskuteras redoxförhållanden, spridningsrisker samt orsaker till förhöjda halter utifrån ett kemiskt och geologiskt perspektiv. Olika provpunkter jämförs med varandra. Diskussionen är inriktad på de metaller och ämnen som återfunnits i förhöjda halter. Alla jämförelser görs med Naturvårdsverkets riktvärden för MKM då dessa gränser kan komma att användas vid eventuell efterbehandling. Ett bättre alternativ skulle dock vara att bestämma platsspecifika riktvärden för fastigheten.

7.1. REDOXFÖRHÅLLANDE I MARK OCH GRUNDVATTEN

Syrehalten (DO) är generellt sett låg i vattenproverna (tabell 22), vilket tyder på anoxiska förhållanden i grundvattnet. De relativt höga DOC-halterna bidrar till att syret konsumeras av organiskt material uppströms.

Eftersom svavellukt endast förekom vid borring av rör 0410 (vid ca 3-4 m djup), kan man anta att huvuddelen av svavlet i grundvattnet föreligger som sulfat. Halterna var låga i alla rör utom 0401 och 0410 (tabell 22). Vid uppskattning av vattnets redoxpotential med hjälp av indikatorparametrarna Fe, Mn och SO₄ (bilaga 8) klassades allt grundvatten som anaerobt med låg redoxpotential (Naturvårdsverket, 1999a). Svavel lukten från provpunkt 0410 tyder på att sulfatreduktion förekommer, men ytterligare undersökningar behövs för att avgöra om det är vanligt.

Ovan grundvattenytan antas oxiderande förhållanden på grund av låg infiltration och låg halt organiskt material i kisaska (Nordbäck et al., 2004) och sand.

7.2. METALLRÖRLIGHET

Jämförelse av laboratorieresultat och jordlagerföljd tyder på att huvuddelen av de tungmetaller som förekommer i förhöjda halter härrör från kisaska. Tidigare undersökningar har dock visat att det inte finns något samband mellan lakbar mängd och totalhalter (GVT, 2004 och Nordbäck et al., 2004). Undersökningar tyder också på att den röda askan från Skutskärs Bruk inte vittrar nämnvärt (GVT, 2004), varför det främst är den lakbara delen som ger en miljöpåverkan. Då ytan tidigare varit oasfalterad en längre period bör den lakbara delen till stora delar vara borttransporterad och det som idag ger förhöjda halter härrör troligtvis från den del av kisaskan som är mindre lakbar.

Cd, Cu, Zn, As och Pb adsorberas lätt till oxidtytor, lermineral och organiskt material. Fastläggningen underlättas för de flesta metaller av att pH i marken är högt, men inte för arsenik. En nackdel i sammanhanget är att utfyllnadssandens halt av organiskt material är låg (glödförlustmedian på 1,6 %). Spridda områden med bark- och trärester förekommer dock över hela området där metaller kan fastna. En annan nackdel är att vid höga pH ökar lösligheten av humus som i sin tur kan ta med sig metaller ut i lösning (Gustavsson et al., 2003). Detta motverkas av att kisaskan under oxiderande förhållanden binder tungmetaller hårt inuti stabila järnoxidmatriser, vilket gör dem svår-lakade (Nordbäck et al., 2004). Dessutom består askan och jordmaterialet med kisel- och manganoxider som kan adsorbera katjoner (Nordbäck et al., 2004). Oxiderande förhållanden bör förekomma i markskiktet ovan grundvattenytan. Resultaten tyder också på att metallerna fortfarande till största delen är bundna till kisaskan och inte till underliggande organiskt material (jämför figur 8-14 och bilaga 4).

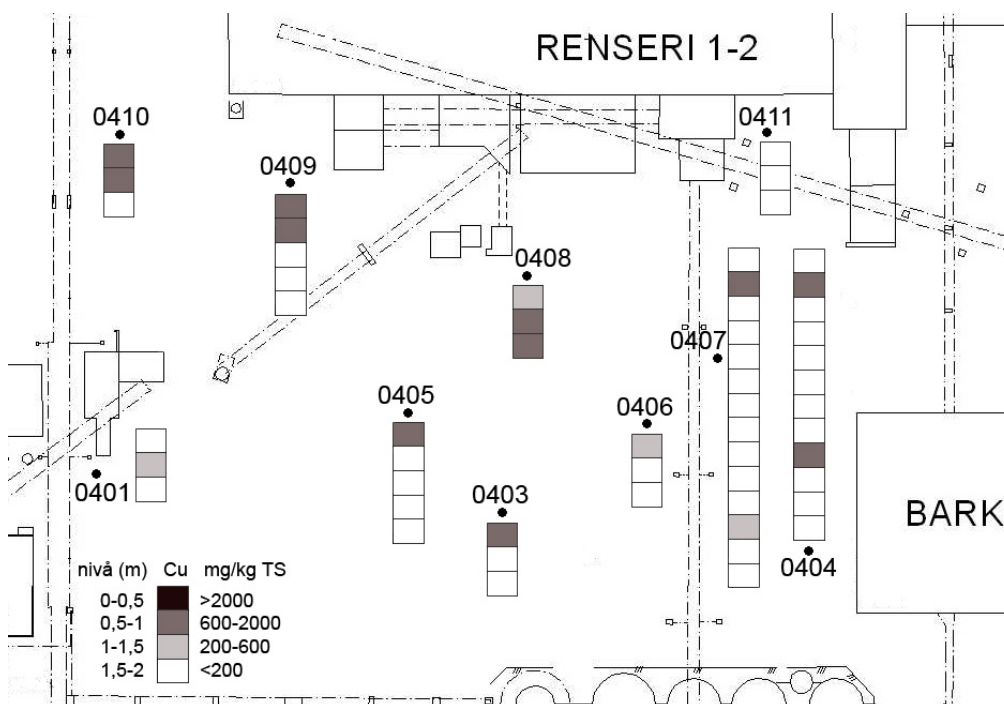
De lakbara metaller som bildat metallsulfater eller som inte adsorberats till oxidtytor, lermineral och organiskt material på grund av konkurrens med övriga katjoner har

troligen under årens gång lakats ur det övre markskiktet. Undersökningsområdet är dessutom asfalterat numera varför det vertikala flödet bör vara litet. Den huvudsakliga metalltransporten idag beror troligtvis på föroreningar uppströms området. Höjs grundvattenytan betydligt kan emellertid spridningen av föroreningar från de ytligare skikten öka. Om reducerande förhållanden råder kan föroreningstransporten bli mindre eftersom svårslösliga sulfider bildas. Låg syre- och svavelhalt i grundvattnet tyder på anoxiska förhållanden (se avsnitt 7.1), men huruvida sulfatreduktion sker behöver utredas ytterligare. Metallhalterna i grundvattnet är dock generellt sett låga.

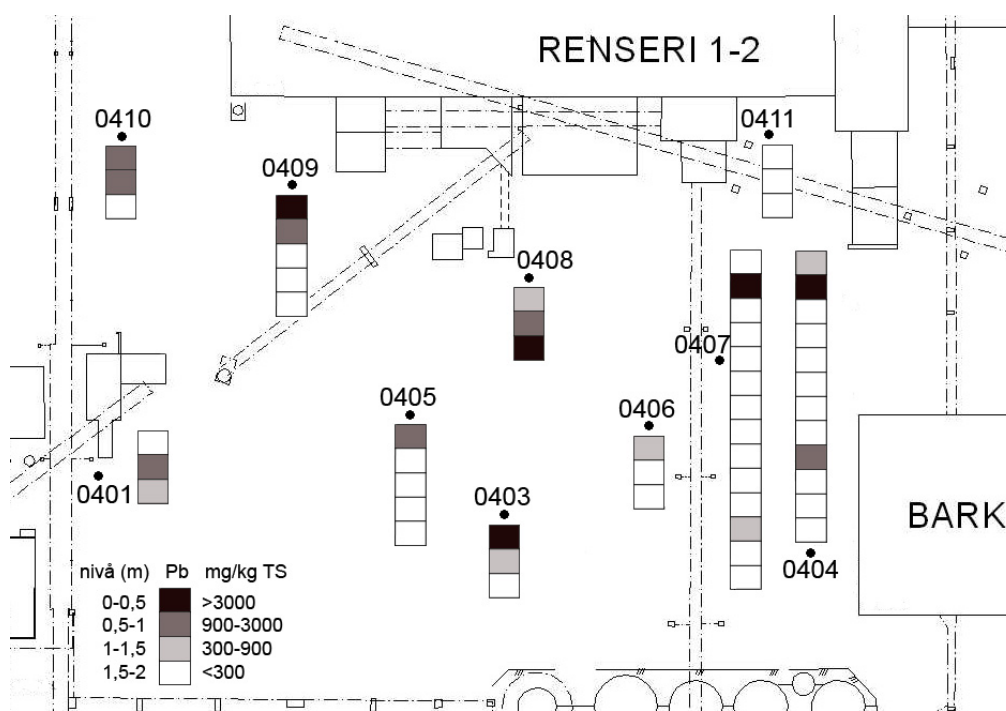
Förhöjda metallhalter vid 4 m djup i punkt 0404 beror på kontaminering av kisaska ovanifrån vid provtagning på just denna nivå (bilaga 4). De förhöjda halterna av kisaskerelaterade tungmetaller samt järn och svavel styrker påståendet (tabell 19). Även i punkt 0407 (på ca 5,5 m djup) var halten kisaskerelaterade tungmetaller betydligt högre. Då halten järn och i någon mån svavelhalten också här var hög kan även denna avvikelse bero på kisaska ovanifrån. Föroreningen är lokal och bör inte bero på perkolerande metaller eftersom endast detta lager påvisar de förhöjda halterna.

7.2.1. Koppars och bly

I de 56 markproverna uppvisar koppar och bly halter över Naturvårdsverkets riktvärden för MKM (200 respektive 300 mg/kg TS) i 15 respektive 18 prover. De förhöjda halterna återfinns huvudsakligen i markens översta jordlager (figur 8 och 9) och härrör med all sannolikhet från kisaska (bilaga 4).



Figur 8. Provpunktsprofiler med Cu-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. MKM 200 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt.



Figur 9. Provpunktsprofiler med Pb-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. MKM 300 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt.

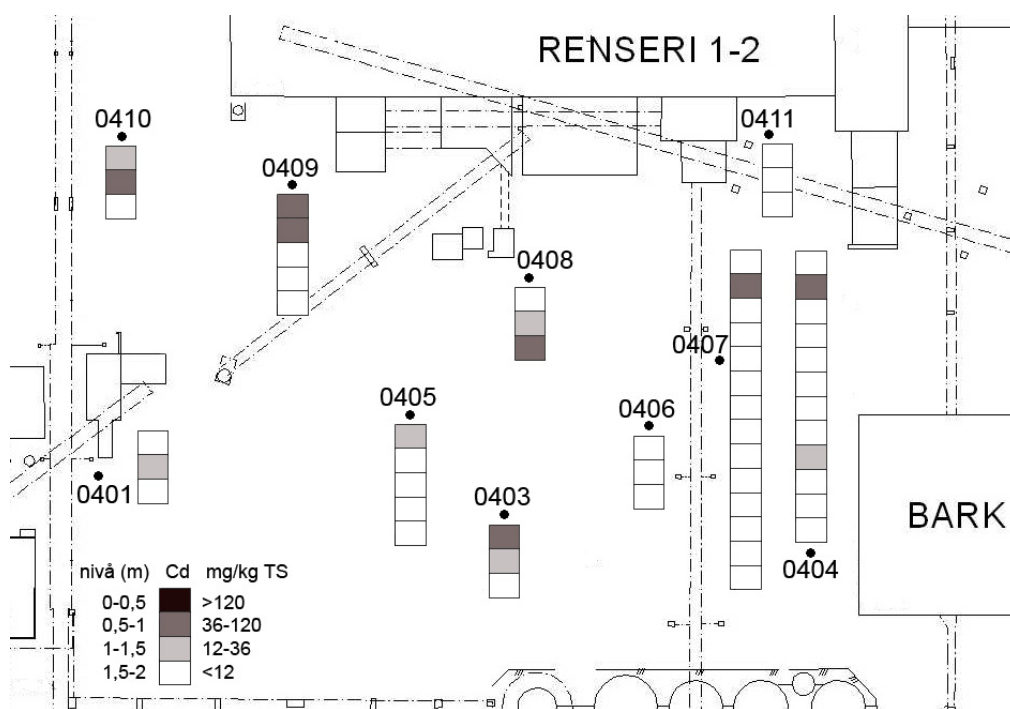
Grundvattenproverna tyder på att urlakningen av koppar är relativt låg. Detta kan bero på metallens starka adsorption vid högt pH. Ofta förekommer trärester i lager under kisaskan där eventuella lakande kopparmetaller kan adsorberas, och ovan grundvattenytan bör också järn- och manganoxider finnas i betydande mängd (bilaga 6). Om förhållandena är tillräckligt reducerande finns det under grundvattenytan möjlighet att bilda svårslösliga sulfider eftersom svavelhalten är hög. Grundvattenytan i undersökningsområdet ligger generellt sett på cirka 2,3 m djup under markytan.

Halten bly i grundvattnet är något högre än kopparhalten (bilaga 9). Då pH befinner sig mellan 8 och 9 finns huvuddelen av blyet i formen $\text{Pb}(\text{OH})^+$ som lätt binds till löst organiskt material (Bradl, 2004). Är jorden kalkrik kan PbCO_3 falla ut. Kanske har detta skett i rör 0411 som innehöll låga DOC-halter, men höga kalciumkoncentrationer (bilaga 9). Vid pH över 11 dominerar $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$ (Bradl, 2004).

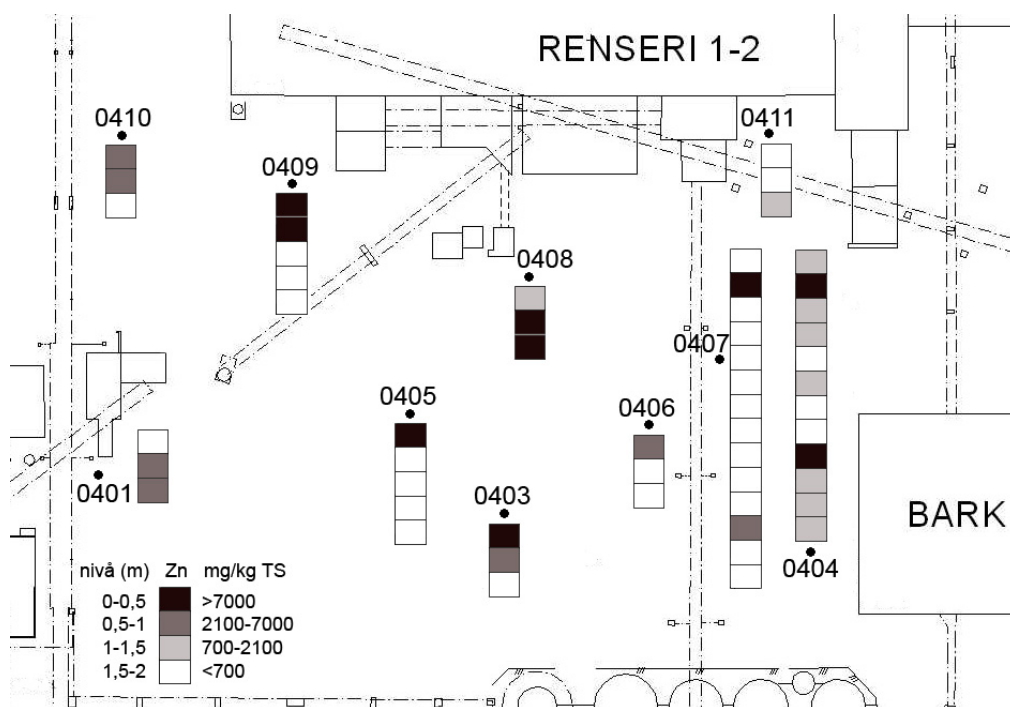
Markproverna från punkt 0404 och 0407 tyder inte på förhöjda halter av Cu och Pb i de lager där trärester påträffats. Antagligen beror detta på att metallerna fortfarande är bundna till oxider i kisaskan. De förhöjda halterna vid 4 respektive 5,5 m djup beror troligen på kontaminering av kisaska ovanifrån, vilket förklarades i avsnitt 7.2.

7.2.2. Kadmium och zink

Även Cd och Zn härrör från kisaska och förekommer således i höga halter i de översta marklagren. Cd överskrider Naturvårdsverkets riktvärde för MKM (12 mg/kg TS) i 13 punkter medan Zn överskrider gränsen på 700 mg/kg TS hela 25 gånger (figur 10 och 11).



Figur 10. Provpunktsprofiler med Cd-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. MKM 12 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt.



Figur 11. Provpunktsprofiler med Zn-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. MKM 700 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt.

Även kadmium och zink fastläggs genom adsorption, men binds under normala förhållanden inte lika starkt som bly och koppar vid samma pH (Gustafsson et al., 2003). Att det ändå finns så pass mycket zink kvar i marken beror främst på att kisaskan från Skutskärs Bruk ursprungligen innehåller mycket höga halter av zink (GVT, 2004). En annan orsak är att Zn i kisaska framförallt föreligger som ZnS (Nordbäck et al., 2004) och konkurrerar därmed inte med de andra metallerna om att binda till oxidtytor.

Cd kan fällas med t.ex. CaCO_3 eller som CdCO_3 i grundvattnet eftersom pH är relativt högt. Vid höga metallkoncentrationer dominerar utfällningar av CdCO_3 , speciellt i sandiga jordar med låg halt organiskt material (Bradl, 2004). Hög DOC-halt hindrar istället utfällning, vilket kan förklara den höga kadmiumhalten i rör 0401 (figur 12, bilaga 9). Under grundvattenytan bildar både Zn och Cd svårslösliga sulfider om reducerande förhållanden råder och sulfatreduktion sker.

Att markproverna från punkt 0404 generellt sett innehåller mycket zink beror troligtvis på att metallen har lakats ur kisaskan och bundits i det organiska och siltiga material som påträffats på ca 1,5 m djup och nedåt. Den ytliga kisaskan i just denna punkt innehöll betydligt högre zinkhalter än övriga provtagningsplatser (bilaga 5).

De förhöjda halterna av både Cd och Zn i djupare lager beror troligtvis på kontaminering av kisaska, vilket har förklarats tidigare.

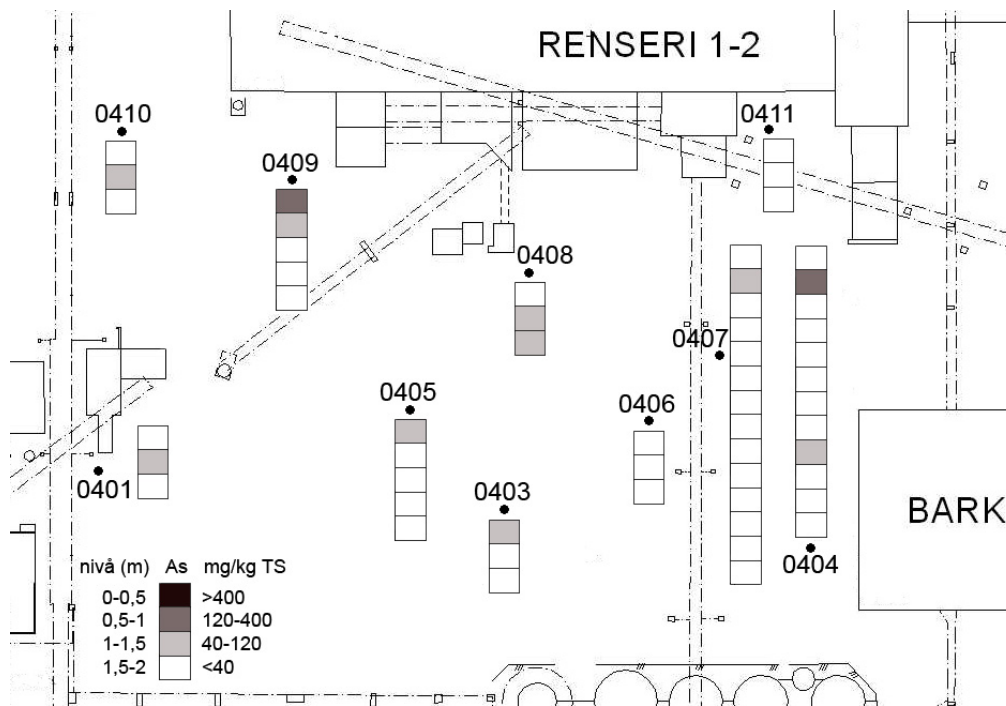
Att totalhalten Cd enligt tabell 19 generellt sett är lägre än övriga kisaskerelaterade metaller i marken stämmer med tidigare undersökningar då man konstaterat att kisaskan i Skutskär innehåller lägre halter av denna metall (GVT, 2004).

7.2.3. Arsenik

Naturvårdsverkets riktvärde för MKM på 40 mg/kg TS överskrids elva gånger för arsenik. Dessa halter förekommer huvudsakligen i de ytligare markskikten (figur 12) och härrör med all sannolikhet från kisaskan. Eftersom oxiderande förhållanden troligtvis råder vid ytan bör arseniken förekomma som arsenat (Ali och Ahmed, 2003). Därmed är den hårt bunden till oxider, speciellt till järnoxider. Risken för utlakning är därför liten så länge syrerika förhållanden råder. Adsorption till organiskt material samt lermineral kan också förekomma, men då arseniken härstammar från kisaska är den troligen främst bunden till askans järnrika oxider.

Vid höga pH (över 8,6) försvagas adsorptionen av arsenik till vissa järnoxider eftersom ytladdningen övergår från positiv till negativ (Ali och Ahmed, 2003). Arsenat, som också är negativt laddat, repelleras då istället för att adsorberas. Markens pH har dock ett medianvärde på 8,3 i det övre markskiktet, varför arseniken i de flesta fall fortfarande är bunden till järnoxidytter. Fe_2O_3 , som kisaskan främst består av, blir dessutom inte negativt laddad förrän pH överstiger 9,4 (Gustafsson et al., 2003). Detta bidrar förmodligen till att arsenik fortfarande finns kvar vid markytan.

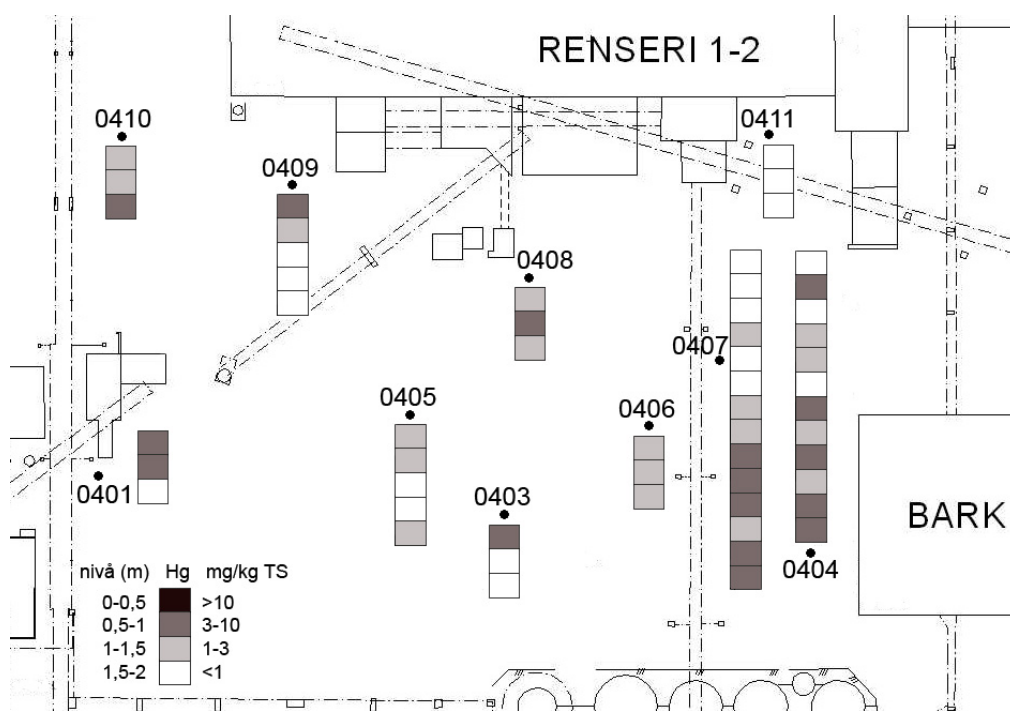
Under grundvattenytan, där redoxpotentialen troligen är låg (avsnitt 7.1), kan arsenik förekomma som arsenit (Ali och Ahmed, 2003). Arsenit är mer mobil än arsenat och ger därför utslag i grundvattenproverna. Halterna är dock låga (tabell 22). Detta styrker tidigare antaganden om att perkolationen genom asfalten är liten eller att stora delar av den lakbara mängden redan är urlakad. Andra slutsatser som kan dras av de låga halterna är att kisaska troligtvis inte förekommer i någon större mängd under grundvattenytan i området uppströms undersökningsområdet.



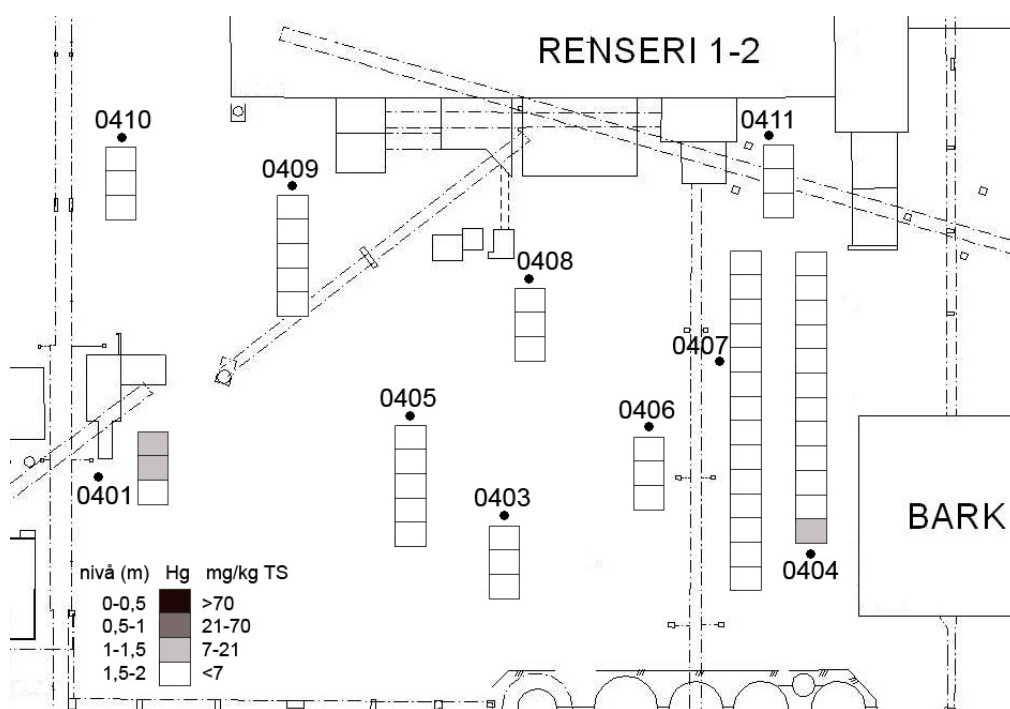
Figur 12. Provpunktsprofiler med As-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. MKM 40 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt.

7.2.4. Kvicksilver

För kvicksilver uppvisar endast tre av 56 markprover halter över Naturvårdsverkets riktvärde för MKM på 7 mg/kg TS. Halten Hg är något förhöjd på 0-1 m djup under markytan (figur 13). De högre halterna beror troligtvis på stofnedfall av vaporiserat kvicksilver från Klor-alkalifabriken, eftersom kisaska normalt sett inte innehåller Hg. Observera att figur 13 baserats på KM för att tydliggöra haltskillnader. Detta eftersom koncentrationerna generellt sett var låga, varför skillnaderna inte syns vid jämförelse med MKM (figur 14).



Figur 13. Provpunktsprofiler med Hg-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. KM 1 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt. **Observera indelning enligt KM, inte MKM.**



Figur 14. Provpunktsprofiler med Hg-halt (mg/kg TS) varje 0,5 m från markytan. MKM 7 mg/kg TS. Svart punkt markerar provpunktsläge och nummer anger provpunkt. **Observera indelning enligt MKM.**

I de två punkter som analyserades ned till fyllningens underkant påträffades högre halter av Hg även från ca 2 m djup och nedåt. Liknande resultat, fast något högre halter, erhöles i provpunkt 9610 vid tidigare undersökning (VBB Viak, 1997). Både punkt 9610 och 0404 är placerade längs en avloppsledning från f.d. Kloralkalifabriken, varför teorin om läckande avloppsledningar styrks något. Exakt var ledningarna går och på vilken

nivå de ligger är fortfarande okänt. Troligtvis är att de placerade ovan grundvattenytan som ligger på ca 2,3 m djup. Punkt 0407 är också placerad längs en äldre avloppsledning, fast med okänt ursprung. Skulle även denna halt Hg härröra från läckande ledningar borde också markproverna från 9615 uppvisa förhöjda halter på djupare nivåer (bilaga 2 för placering). I 9615 uppmättes dock halter på högst 0,5 mg/kg TS vid samma djup.

En annan förklaring till de förhöjda halterna på djup under 2 m kan vara omblandning av jordlagren vid utfyllnad. Att de marknära proverna innehåller halter under 1 mg/kg TS i punkt 9610, 0404 och 0407 skulle kunna tyda på detta. Grönfärgad silt och trärester tyder istället på förorenade fyllnadsmassor (bilaga 4)

De förhöjda Hg-halterna kan också härröra från perkolerat stoftnedfall. Då undersökningsobjektet varit oasfalterat i drygt 50 år kan ytligt Hg ha transporterats ned med infiltrerande regnvatten och sedan bundits hårt till underliggande organiskt material.

Tidigare undersökningar har diskuterat markledningarnas dränerande verkan. Vattnet uppströms skulle då välja ledningsgravar som transportväg och detta skulle sedan förklara de förhöjda halterna i djupare jordlager. Denna förklaring motsägs av att ledningarna bör ligga ovan grundvattenytan. De högsta halterna borde då ha påträffats något ytligare än 3-4 m djup.

De högre halterna i de djupa markskikten kan också vara en kombination av ovan nämnda förklaringar. Fler prover på djup under grundvattenytan skulle behöva analyseras för att säkerhetsställa orsaken till de förhöjda halterna. Även provpunkter utan anknytning till ledningar bör analyseras. Faktum kvarstår dock att få prover överskrider Naturvårdsverkets gränsvärde för MKM på 7 mg/kg TS.

Både denna och tidigare undersökningar tyder på att barkrester ofta förekommer under 2 m djup, varför huvuddelen av det kvicksilver som förekommer under grundvattenytan (ca 2,3 m under markytan) bör vara bundet till det organiska material som finns. På grund av låg syre- och svavelhalt i grundvattenproverna samt pH omkring 8 kan kvicksilvret också vara bundet till svavel som svårslösligt HgS. Låga halter av Hg i grundvattnet tyder även på att den horisontella transporten är liten. Detta gäller också analyserat grundvatten från tidigare undersökningar (VBB Viak, 1997). Många av proverna understiger dessutom Hg-halterna uppströms den nya deponin där marken bör vara mindre påverkad (avsnitt 4.1.3.6). Den transport som ändå förekommer sker troligtvis som humusbundet metylkvicksilver eftersom metyleringsprocessen gynnas av reducerande förhållanden (Skjellberg, 2003).

Analyserad glödförlust ned till endast 1,5 m djup tyder på att fyllnadssanden, där barkrester inte förekommer, innehåller relativt låga halter av organiskt material (median på 1,6 %). Ovan grundvattenytan där oxiderande förhållanden är troliga finns därför risk för att Hg förekommer som $\text{Hg}(\text{OH})_2$ istället för bundet till organiskt material, vilket ökar lösligheten i marken. I och med att ytan är asfalterad och dagvattendränerad bör det vertikala vattenflödet emellertid vara minimerat och den nuvarande risken för spridning ovanifrån bör vara liten.

7.2.5. Krom

Den låga halten av organiskt material i undersökningsområdet (bortsett från lokala områden med bark- och trärester) kan tillsammans med väl-dränerade förhållanden och det höga pH-värdet i det övre markskiktet gynna eventuell förekomst av Cr(VI) i marken. Det Cr(III) som oxideras till Cr(VI) under dessa förhållanden blir troligtvis stabilt. Ovan grundvattenytan kan dock kromet ha adsorberats till både oxider och karbonater som troligtvis förekommer i stora mängder tack vare sulfatmassaprocessens kalkberoende. Den del som oxiderats till kromat och inte bundits till oxider eller karbonater bör dessutom redan vara borttransporterad då ytan tidigare var oasfalterad. Idag är det vertikala flödet obetydligt, varför eventuella nuvarande Cr(VI)-halter i marken ovan grundvattenytan ligger kvar så till vida grundvattennivån inte höjs avsevärt. Detta styrks också av grundvattenproverna, som ligger långt under Naturvårdsverkets gränsvärden för dricksvatten (1999a), med ett undantag. Rör 9610 innehöll totalkromhalter som var tre gånger högre än gränsvärdet. Orsaken till detta är fortfarande oklar. Inga kända processer tyder på att krom bör förekomma på området. Kromet ska inte kunna härstamma från metallröret i fråga (Ledin, 2005, pers. medd.).

Antar man att allt Cr föreligger i adsorberad sexvärd form blir 86 % av markproverna tillståndsklassade som Måttligt allvarligt. Används Naturvårdsverkets riktvärde för totalkrom blir istället 100 % av proverna tillståndsklassade som Mindre allvarligt.

7.3. OLJEINDEX

Då det gäller oljeindex i mark och grundvatten finns inget riktvärde för generella screeningsanalyser i Sverige. I Holland finns dock en gräns för jordprover som säger att sanering måste ske vid halter över 5000 mg/kg TS. Högsta uppmätta halten i jordproverna var 2300 mg/kg TS. I det översta marklagret var halterna oftast något högre än halterna i de lägre skikten (0,5-1,5 m) som analyserats (bilaga 7). De högre halterna härrör från tyngre oljetyper, troligtvis motorolja från fordon, enligt kromatogram från laboratoriet. I punkt 0404 tyder kromatogrammen inte på läckage från den dieseltank som tidigare var placerad i närheten, utan snarare på motoroljespill från de truckar som ofta står parkerade på samma plats. Även den högre oljehalten i 0407 tyder på spill från truckar. Här finns också inslag av dieselspill.

Troligtvis kommer spilloljan från den tid då platsen var oasfalterad, eftersom dagvattnet numera leds via avlopp. I punkt 0411 var dock oljehalten högre på nivå 1 – 1,5 m än i de grundare markskikten. Detta kan bero på omblandning vid grävarbeten, då även avsaknaden av kisaska i de översta skikten tyder på att något kan ha förändrats sedan utfyllnaden.

I punkt 0407 noterades lukt av petroleum både ytligt och vid djupare nivåer (bilaga 4). Oljeindex analyserades dock enbart ned till 1,5 m. Närmast markytan uppmättes halten 2300 mg/kg TS. Halterna sjönk betydligt nedåt (bilaga 7). Petroleumlukten på 5-6 m djup kan bero på förorenade fyllnadsmassor. Att de växtdelar och träfiber som påträffades var svarta tyder på detta. Läckage eller spill från den dieseltank som varit placerad uppströms kan dock inte uteslutas utan ytterligare provtagning. Grundvattenprov från rör 0411 tyder inte på att föroreningen ska ha rört sig någon längre sträcka om spill eller läckage förekommit (bilaga 8).

Högst uppmätt oljeindexhalt i grundvattnet var 340 µg/l (rör 0401). Övriga rör innehöll betydligt lägre halter (bilaga 9). Oljan i rör 0401 var av en lättare typ och kan bero på

organiska föreningar från den barkhög som förvaras i närheten av platsen. Dessa organiska föreningar kan också vara orsaken till det oljeskimmer som noterades vid grundvattenprovtagningen (tabell 15).

Oljeindex var låg i grundvattnet från rör 0403, vilket indikerar att halten terpenier (som var en trolig förorening på platsen) också är låg. Grundvattnet innehöll däremot förhöjda halter av främst Cu och Zn. De högre halterna kan bero på uppströms liggande föroreningar eller att den siltiga sanden bundit större kvantiteter av dessa ämnen.

Att fastställa orsaken till organiska föroreningar är inte alltid möjligt med hjälp av kromatogram eftersom mikrobiologisk nedbrytning, utlakning och adsorption ger stora effekter (Analytica, 2003). Extra svårt är det om föroreningarna orsakades för länge sedan eller om halterna är relativt låga, vilket är fallet i denna undersökning. För att få mer information kan kompletterande analyser med GC-MS utföras, t.ex. för att identifiera terpenier, men då halterna generellt sett låg under 500 µg/l respektive mg/kg TS anses detta inte nödvändigt.

7.4. pH OCH TEMPERATUR

Då grundvattenresultaten från de fem provpunkterna jämförs är det främst 0401 och 0410 som ger avvikande resultat. Grundvattnet i dessa rör hade båda en temperatur på omkring 20°C jämfört med cirka 9°C i övriga rör (figur 2, bilaga 9). Den höga temperaturen beror förmodligen på de varma barkhögarna som ligger på asfalten i närheten av rören.

Även pH var högre i rör 0401 och 0410, över pH 10 jämfört med omkring pH 8 i övriga rör (figur 1, bilaga 9). Då kalciumhalten i dessa rör var låg (figur 6, bilaga 9) kan det höga pH-värdet möjligen förklaras av föroreningar uppströms, t.ex. läckage av lut från den vitlutscistern som är placerad snett uppströms rör 0401 eller möjligen läckage från det fiberfria alkaliska avlopp som leds parallellt med de båda grundvattenrören. De förhöjda halterna av natrium och svavel (figur 5, 7, bilaga 9) i just dessa rör tyder på att föroreningen kan ha orsakats av lut (tabell 8).

Den höga temperaturen och den basiska miljön bidrar till att transporten av metaller kan öka. Dels kan mer organiskt material lösa sig (figur 3, bilaga 9) som då drar med sig metaller, och dels minskar det höga pH metallernas adsorptionsförmåga. Högre halter av Pb, Zn, Al, Hg, As och Cd kan därför urskiljas (figur 9, 11, 12, 13, 14, 15, bilaga 9), främst i rör 0401. Aluminium föreligger i detta rör främst som $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, vilket är mindre toxiskt än den fria $\text{Al}(\text{III})$ -jonen (McBride, 1994).

Anledningen till att metallhalterna i grundvattnet ändå inte var särskilt höga kan vara att perkolationen är liten, varför ytterst lite metaller transporteras från de ytligare kontaminerade lagren. Om den lakbara delen dessutom redan är borttransporterad finns inga metaller att föra bort. Därtill kan grundvattenströmningen vara relativt låg på grund av dränering vid kvicksilverdeponierna (se avsnitt 8.3) och om reducerande förhållanden råder i grundvattnet favoriseras sulfidbildning. Fastläggning eller utspädning bör vara orsaken till att metallhalterna Pb, Zn, Cd och Al är betydligt lägre i rör 0410 som är placerat nedströms rör 0401.

7.5. ELEKTRISK KONDUKTIVITET

Den höga elektriska konduktiviteten i rör 0401 (bilaga 8) beror troligtvis på den högre sulfathalten, eftersom kloridhalten var relativt låg (figur 4, bilaga 9). Att sulfathalten var hög kan bero på att alkaliska förhållanden frilägger vissa metaller, t.ex. As och Hg, varpå även sulfat friläggs. Även organiskt material löses i större utsträckning vid höga pH.

Grundvattnet från rör 0410 påvisar nästan dubbelt så hög konduktivitet som grundvattnet i rör 0401 (bilaga 8). Sulfathalten var nästan densamma, men halten klorid var märkbart högre. Kloriden kommer troligtvis från det salt (NaCl) som förvarats i Saltmagasinet, vilket tidigare var beläget väster om grundvattenröret.

7.6. FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE

Att lakproverna i denna undersökning aldrig analyserades berodde på att metallhalterna i grundvattnet generellt sett var relativt låga samt att markföroreningarna i huvudsak härrörde från kisaska. Kisaskan återfanns i ytliga lager där föroreningstransporten bör vara liten och askan har dessutom redan laktestats i en tidigare studie (GVT, 2004). I ett fortsatt arbete skulle det däremot vara intressant att undersöka lakbarhet och totalhalter även i andra fyllnadsmaterial som förekommer på industritomten, såsom t.ex. mesa och grönlutslam.

Eftersom direktexponering av många föroreningar endast sker vid grävarbeten på området kan laktester vara mer användbart än totalhaltsanalyser vid fördjupade utredningar som ska utvärdera spridningsrisker. Detta eftersom laktester visar på miljöbelastning istället för aktuellt tillstånd. Valet av laktestmetod är då av stor betydelse eftersom denna ska återspegla de verkliga förhållandena på platsen. Hänsyn bör också tas till att förhållandena kan förändras med tiden. Om fyllnadsmassorna ska deponeras finns dock särskilda föreskrifter angående vilka laktester som ska användas för karakteriseringen av massorna (naturvårdsverket, 2004).

Då det gäller övriga analyser kan det konstateras att oljeindex ger en mycket bra första indikation på hur pass förorenat ett område är med avseende på organiska föreningar. Eftersom PAH, EOX samt oljor av olika typer ger utslag och till viss del kan urskiljas ur kromatogram från oljeindexanalyser skulle dessa parametrar kunna uteslutas, men då inget gränsvärde ännu finns för oljeindex kan dessa fortfarande behövas som ett komplement. Misstänks dessutom dessa föroreningar bör de ändå analyseras separat.

För att kunna bestämma huruvida sulfatreduktion förekommer inom industriområdet och om metaller fastläggs i marken på grund av detta skulle det vid fortsatt grundvattenprovtagning vara av intresse att även analysera sulfathalter. Om krom dessutom visar sig förekomma i högre halter också på andra platser än i grundvattenrör 9610 skulle analys av hur mycket som förekommer som Cr(VI) vara motiverat. Ett första steg kan dock vara att göra ytterligare försök till att klargöra varifrån föroreningen härstammar.

Eftersom syftet med föreliggande arbete var att kartlägga eventuella föroreningar samt att beräkna spridningsrisker inom ett relativt litet område har inga platsspecifika riktvärden tagits fram. Vid en fortsatt MIFO fas 2-undersökning för hela industriområdet bör emellertid detta göras, så att halterna bedöms enligt platsens specifika förhållanden när det gäller t.ex. exponering och spridning. Vid en sådan undersökning borde också mer fokus läggas på huruvida ledningsgravar ökar föroreningstransporten och i så fall hur mycket.

8. UTVÄRDERING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN ENLIGT MIFO

I detta avsnitt utvärderas och diskuteras föroreningssituationen på undersökningsobjektet enligt Naturvårdsverkets MIFO fas 2. Ifyllda blanketter som hör till respektive avsnitt finns i bilaga 10-14.

8.1. FÖRORENINGARNAS FARLIGHET

Utifrån Naturvårdsverkets indelning (1999b) av föroreningars farlighet har de laboratorieundersökta parametrarna klassificerats enligt Låg, Måttlig, Hög och Mycket hög farlighet (tabell 23). Kemikalieinspektionens klassificeringslista (1994, internet) användes för de ämnen som ej redan indelats. Ämnets mest toxiska förekomstform användes vid klassificeringen. Grundämnena barium, svavel, molybden och strontium kunde ej tilldelas en grupp då dessa ej inkluderades i Kemikalieinspektionens databas.

Tabell 23. Laboratorieundersökta föroreningars farlighet.

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Järn	Aluminium	Fenol	Arsenik
Kalcium	Zink	Kalium	Beryllium
Magnesium		Kobolt	Bly
Mangan		Koppar	Dioxiner
		Krom	Fosfor
		Litium	Kadmium
		Nickel	Klorfenoler
		Olja	Kviksilver
		Terpentin (terpener)	Natrium
		Vanadin	Organiska klorföreningar (EOX)
			PAH

Dioxiner har ej analyserats i aktuell undersökning, men inkluderades i tabell 23 då ämnesgruppen förekommit i tidigare undersökningar.

8.2. FÖRORENINGSNIVÅ

8.2.1. Bedömning av tillstånd

Då den högsta uppmätta halten förorening i markproverna jämfördes med Naturvårdsverkets riktvärden för KM (tabell 1) blev tillståndet för Cd, Cu, Pb och Zn Mycket allvarligt, medan tillståndet för As och Hg blev Allvarligt (bilaga 12 och bilaga 5). Antas allt Cr föreligga i sexvärd form är även dess tillstånd Mycket allvarligt, annars Mindre allvarligt. Tillståndet för cancerogena PAH var Måttligt allvarligt.

Då den högsta halten förorening i grundvattnet från andra omgångens prover (2005-01-17) jämfördes med tabell 2 bedömdes tillståndet för Pb och Cr som Måttligt allvarligt. Övriga ämnen där jämförelsedata fanns att tillgå ansågs vara Mindre allvarliga (bilaga 12 och bilaga 8).

För oljeindex finns inga svenska riktvärden för grundvatten och mark. Enligt Analytica (2003) är dock halterna relativt låga om de understiger 500 µg/l respektive 500 mg/kg TS. Används Naturvårdsverkets principer för indelning av tillstånd (1999b) representerar halter under 500 gruppen Mindre allvarligt, 500-1500 Måttligt allvarligt,

1500-5000 Allvarligt och mer än 5000 representerar Mycket allvarligt enligt tabell 24. Den sista gruppen överensstämmer då med Hollands gränsvärde för när sanering av mark måste ske. Observera dock att Analyticas haltangivelse inte är ett riktvärde! Indelningen görs enbart för att få en uppfattning om tillståndet. De högsta halterna i grundvattnet respektive markproverna uppmättes till 340 µg/l respektive 2300 mg/kg TS.

Tabell 24. Tillståndindelning för oljeindex i mark och grundvatten (Naturvårdsverket, 1999b; Analytica, 2003).

(µg/l resp. mg/kg TS)	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Indelningsprincip enl. NVV (1999b)	<riktvärde	1-3 ggr riktvärde	3-10 ggr riktvärde	>10 ggr riktvärde
Gruppering	<500	500-1500	1500-5000	>5000
Mark	oljeindex			
Grundvatten	oljeindex			

Enligt indelningen i tabell 24 är tillståndet för oljeindex i mark Allvarligt, medan det i grundvattnet är Mindre allvarligt.

8.2.2. Avvikelse från jämförvärde

Cd, Cu, Hg, Pb och Zn i mark bedömdes som Mycket påverkade av punktkälla då de högsta halterna jämfördes med tabell 3. Stor påverkan av punktkälla bedömdes As ha, medan Co, Cr, Ni och EOX bedömdes vara Måttligt påverkade av punktkälla. För fullständiga resultat se bilaga 12 samt bilaga 5 och 7.

Då den högsta halten förorening i grundvatten från andra omgångens prover (2005-01-17) jämfördes med tabell 4 ansågs Pb och Al tillhöra gruppen Stor påverkan av punktkälla. Zn ansågs vara Måttligt påverkad av punktkälla. Cd, As och Cu bedömdes tillhöra gruppen Ingen eller liten påverkan av punktkälla (bilaga 12 och bilaga 8).

8.2.3. Mängd och volym

Mängden förorening i mark bedömdes vara Mycket stor oavsett föroreningens farlighet. Bedömningen grundades på beräknade mängder av respektive förorening från 0 till 7 m djup. I tabell 25 syns beräknade mängder av de kisaskerelaterade metallerna, samt Hg och Cr. Beräkningarna baseras på medianhalter från respektive provtagningsnivå, som sedan summerats. Beräkningen är grov eftersom fyllningen antas bestå av enbart sand. Densiteten sattes till 1800 kg/m³ över grundvattenytan (0-2,5 m) och 1000 kg/m³ under grundvattenytan (Vägverket, 1994). Den totala mängden från 0 till 7 m bör användas med försiktighet, då antal prover på djup under 3 m är mycket få. Dessutom förekom kontaminering av ytligt liggande kisaska i de få prover som togs på djupare nivåer (avsnitt 7.2). Då framtida schaktningsdjup troligen kommer att variera mellan 1,5 och 3 m har mängden förorening ned till dessa djup också beräknats.

Tabell 25. Beräknade totalmängder av As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb och Zn ned till olika nivåer.

(ton)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn
0-7 m	1,5	0,54	0,95	17	0,25	40	195
0-3 m	1,1	0,44	0,55	14	0,08	31	158
0-1,5 m	1,0	0,43	0,35	13	0,05	30	147

Volymen förorenade massor är svår att uppskatta då fyllningen på undersökningsobjektet är heterogen. Volymen är dock inte Mycket stor (enligt tabell 5) eftersom undersökningsobjektets totala volym understiger 100 000 m³ om fyllningens mäktighet antas vara 6 m över hela området. Områdets area är 16 000 m². Antar man att markföroreningarna endast hörrör från ytlig kisaska och denna täcker hela området med en mäktighet på 0,5 m blir volymen förorenade massor 8000 m³, dvs. Måttlig enligt tabell 5.

8.2.4. Sammanvägning av föroreningsnivå

Då uppskattade mängder och volymer är mycket osäkra, vägdes endast tillstånd och avvikelse från jämförvärde in i bedömningen av föroreningsnivå. Ämnen som enligt blankett C (bilaga 12) hamnade i olika grupper bedömdes enligt det allvarligaste tillståndet respektive den allvarligaste avvikelsen. Hg i mark ansågs t.ex. vara Mycket påverkad av punktkälla, men blev endast tillståndsbedömt som Allvarligt. Föroreningsnivån bedömdes då som Mycket stor på grund av den mycket stora punktkällepåverkan. Föroreningsnivån syns i tabell 26. Observera att bedömningen av oljeindex inte baseras på Naturvårdsverkets riktvärden eftersom det inte finns några.

Tabell 26. Samlad bedömning av föroreningsnivå i mark respektive grundvatten.

Medium	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mark	V, PAH övr.	Co, Cr(tot), Ni, EOX, PAH canc.	As, oljeindex	Cd, Cu, Hg, Cr(VI)*, Pb, Zn
Grundvatten	As, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, oljeindex	Cr, Pb	Al	

* Gäller om allt krom föreligger som Cr(VI). Endast Cr(tot) har analyserats.

Då det gäller Al i grundvatten bör det beaktas att det i Sverige inte finns något hälso-baserat dricksvattengränsvärde. När det gäller mark, och speciellt kisaska, så ska det åter poängteras att det egentligen inte är mängden förorening som är intressant, utan hur mycket som faktiskt lakas ur.

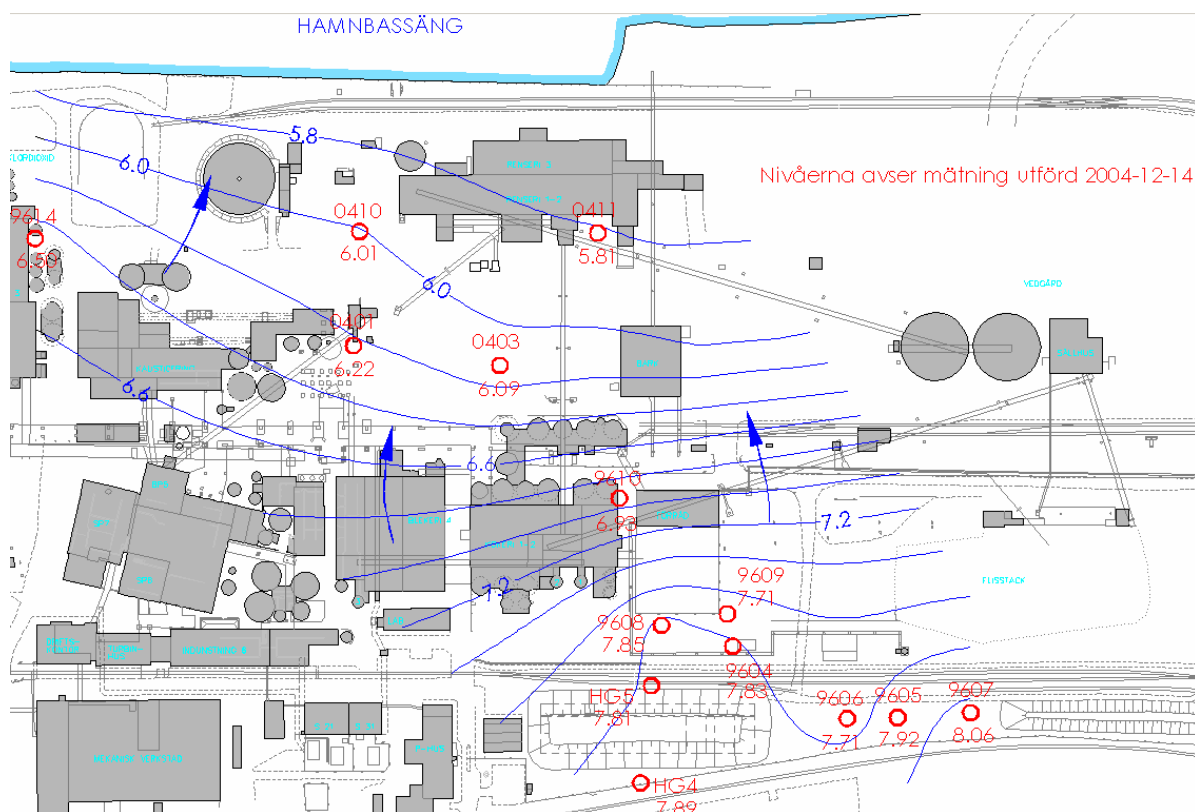
Vissa grundämnen finns ej representerade i tabell 26 eftersom inga gränsvärden eller jämförelsevärden finns för dessa (bilaga 12).

8.3. SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

I följande avsnitt diskuteras spridning i mark och grundvatten. Flöden och hastigheter beräknas samt eventuella haltökningar i närliggande recipient. För en mer komplett bild av förutsättningarna bör beräkningarna kopplas samman med diskussionen om föroreningarnas förekomstform (avsnitt 7).

8.3.1. Spridning i mark och grundvatten

Från grundvattennivåer som uppmättes 2004-12-14 konstruerades ett flödesschema enligt figur 15. CAD och programmet Surfer användes för detta ändamål.



Figur 15. Grundvattenflöden och nivåer från mätning utförd 2004-12-14. Nivåer angivna i meter enligt Skutskär Bruks lokala höjdsystem. Översta siffran avser rör. Skala ~1:2000.

Grundvattenströmningen sker i likhet med vad som observerats vid tidigare utförda studier i riktning mot hamnbassängen. Ingen grundvattendelare finns längre i närheten av nya kvicksilverdeponin (figur 5) vilket tyder på att tätningen av den då läckande avloppsledningen lyckades. En störning i grundvattenströmningen syns dock i detta område. Denna kan bero på att deponin är dränerad eller på att provtagningspunkterna ligger tätare här.

Flödeslinjerna i figur 15 tyder på en något flackare gradient från undersökningsområdet och nedströms, jämfört med området från nya kvicksilverdeponin till undersökningsobjektet (figur 5). Detta kan bero på skillnader i jordmaterial. Området uppströms undersökningsobjektet består troligtvis av mindre sand och ett mäktigare lager morän. Marknivåskillnaden mellan delområdena är ca 0,5 m (Stora Enso, 2002).

På grund av skillnaderna i grundvattenytans lutning i ovan nämnda delområden beräknades två olika medelgradients, dh/dx . Dessa beräknades med uppgifter från figur 15 genom att skillnaden i grundvattennivå (h) dividerades med skillnaden i avstånd (x). Resultatet syns i tabell 27. Där syns också grundvattenytans (gvy) medelnivå beräknat från markytan (my) för respektive delområde. Grundvattenytans läge under markytan liksom gradienten för området uppströms undersökningsområdet stämmer väl överens med tidigare undersökningar (VBB Viak, 1997; GVT, 1998).

Tabell 27. Grundvattenyta (gvy), gradient och jordprofil för två delområden.

Delområde	gvy (m under my)	gradient (dh/dx)	jordprofil sand (m) morän (m)	
Undersökningsområde	2,3	0,5 %	6 - gvy	4
Deponi till undersökningsområde	1,3	1,0 %	2 - gvy	8

I tabellen ovan syns också antagen jordartsprofil för de två delområdena. Antagandena grundar sig på borrhprotokoll från tidigare undersökningar (VBB Viak, 1997; J&W 1995). Enligt dessa är det rimligt att anta att avståndet ned till fast berg är ca 10 m och att sand underlagras av morän. Grundvattenytans nivå i förhållande till markytan varierar mellan områdena och måste subtraheras från sandlagrets mäktighet då genomströmningsareor beräknas (därav 6-gvy, tabell 27). Detta eftersom sandlagret ovanför grundvattenytan inte bidrar till genomströmningen. Genomströmningsområdets bredd är satt till 160 m utifrån undersökningsområdets avgränsning. Beräknade genomströmningsareor visas i tabell 28.

Vattenpartiklarnas hastighet i grundvattnet har beräknats enligt ekvation 2 och 3 (Grip och Rodhe, 1994).

$$Q = -K \cdot A \cdot \frac{dh}{dx} \quad (2)$$

$$v = \frac{Q}{A \cdot p} \quad (3)$$

där

Q= grundvattenflöde (m³/s)

K= hydraulisk konduktivitet (m/s)

A= tvärsnittsarea för genomströmning (m²)

$\frac{dh}{dx}$ = gradient

h= grundvattenytans läge (m)

x =avstånd (m)

v= vattenpartiklarnas hastighet (m/s)

p= porositet

Porositeten för mellansand respektive moig morän hämtades ur litteratur (Espeby och Gustafsson, 1998) och syns i tabell 28. Den hydrauliska konduktiviteten sattes till 10⁻⁵ m/s för fyllnadssanden då försök och tidigare undersökningar tyder på en något mindre genomsläpplig sand (tabell 16). Moränens mättade hydrauliska konduktivitet sattes till 10⁻⁷ m/s enligt värden från litteratur samt tidigare undersökning (Espeby och Gustafsson, 1998; Orrje & Co, 1979). Genomströmningsarean (A) beräknades för de två delområdena enligt jordprofilerna i tabell 27 och syns i nedanstående tabell.

Tabell 28. Mättad hydraulisk konduktivitet, porositet och genomströmningsarea för sand och morän.

Jordart	K (m/s)	Porositet (%)	A _{unders.omr.} (m ²)	A _{deponi-unders.omr.} (m ²)
Sand	10 ⁻⁵	35	592	112
Morän	10 ⁻⁷	25	640	1280

Med hjälp av ovanstående antaganden kan alltså flöden och hastigheter hos vattenpartiklarna beräknas enligt ekvation 2 och 3. Flöden i sand respektive morän beräknades separat för respektive delområde. Resultaten syns i tabell 29 tillsammans med hastigheter hämtade ur Naturvårdsverkets rapport (1999b), figur 2. Vid jämförelse syns att

hastigheterna stämmer överens med Naturvårdsverkets figur för samma konduktivitet och lutning. Snabbast är vattenpartiklarnas hastighet i sanden uppströms undersökningsområdet då gradienten är större här.

Tabell 29. Flöden och hastigheter för delområden.

Delområde, jordart	Q (m³/dygn)	v (m/år)	v (m/år) ur figur 2
Undersökningsområde, sand	2,6	4,5	5
Undersökningsområde, morän	0,03	0,06	0,05
Deponi till undersökningsomr., sand	1,0	9,0	10
Deponi till undersökningsomr., morän	0,1	0,1	0,1

Enligt GVT kan flödet i området mellan deponin och undersökningsområdet variera mellan 0,3 och 0,5 m³/dygn (Länsstyrelsen i Uppsala län). Med stöd av ovanstående beräkningar skulle dock flödet kunna uppgå till närmare 1 m³/dygn i dess sandfyllda delar.

Ytterligare ett sätt att bestämma flöden och hastigheter genom undersökningsområdet är att utgå från grundvattenbildningen. Ur ekonomiska kartan för Uppsala och Gävleborgs län (1979) uppskattades avrinningsområdet till ca 1 km². Ur SGU (1983) erhöles uppgifter om nederbörd och avdunstning för Skutskär (tabell 30).

Tabell 30. Klimatdata över Skutskär (SGU, 1983).

Nederbörd (mm/år)	670
Avdunstning (mm/år)	450

Subtraheras avdunstning från nederbörd erhålls hur mycket som bildar grundvatten samt hur mycket som avgår som ytavrinning (alltså totalt 220 mm/år). Grundvattenbildningen är något mindre än ytavrinningen enligt Grip och Rodhe (2003) varför grundvattenbildningen sattes till ca 100 mm/år. Grundvattenbildningen och dess strömning påverkas också av faktorer som hårdgjorda ytor, dagvattensystem och dränering vid t.ex. väg-, deponi- och järnvägsbyggnationer. Efter att hårdgjorda ytor, m.m. uppskattats och subtraherats från avrinningsområdet, antogs därför att endast 16 % av avrinningsområdet bidrar till grundvatten som kan strömma genom undersökningsområdet. Flödet blev då 44 m³/dygn (grundvattenbildning · avrinningsområde · 0,16), vilket är högre än flödena i tabell 29. Detta skulle med ekvation 3 och uppgifter från tabell 28 innebära betydligt högre hastigheter i sanden, upp till 80 m/år. På grund av den stora osäkerheten i uppskattningen av grundvattenbildning enligt ovan nämnda faktorer är dock detta tillvägagångssätt inte lämpligt för att bedöma grundvattenpartiklarnas hastighet i det aktuella undersökningsområdet. Poängteras bör att hastigheterna i tabell 29 också är mycket osäkra då konduktiviteten kan variera mycket i heterogena områden. De lager av mesa och silt som inte någon hänsyn tagits till bidrar till att minska transporthastigheten, medan eventuella grövre jordlager skulle öka denna.

Hastigheterna hos vattenlösliga föroreningar, som t.ex. metaller, är inte alltid lika hög som vattenpartiklarnas hastighet. Faktorer som adsorption och utfällning, vilka behandlades i avsnitt 7 medför att transporten blir betydligt lägre. Däremot kan ledningsgravar bidra till en snabbare vattentransport. Grövre sand brukar dock ej användas i ledningsgravar eftersom detta skulle skava på kablar och rör (Blomberg, 2005, pers. med). Vattentransporten bör därför inte vara högre än i övrig sandutfyllnad.

Dessutom placeras markledningar vanligtvis ovanför grundvattenytan, varför eventuella håligheter mellan ledning och sand inte påverkar hastigheten nämnvärt i detta fall. Enligt RVF (2002) uppgår nämligen infiltrationen genom asfalt till maximalt 2 mm/år, vilket på undersökningsområdets yta innebär högst 32 m³/år. På grund av dagvattenavlopp som dränerar området kan flödet förväntas vara ännu lägre. Hade däremot området inte varit asfalterat skulle större mängder infiltrerande vatten ha transporterats snabbare via dessa hålrum.

Halten organiska föroreningar var generellt sett låg i mark och grundvatten varför spridning av ämnen via separat fas inte behandlas.

Spridning via damning är endast aktuell vid eventuella grävarbeten, då även hänsyn till lättflyktiga ämnen, såsom kvicksilver och lättare kolväten, bör tas.

På grund av svårigheterna med att beräkna föroreningarnas hastigheter, oavsett beräkningsmetod, i ett komplext system som detta undersökningsområde bör kontinuerlig provtagning och analys av relevanta parametrar vara en bättre metod för att undersöka den verkliga föroreningstransporten över en längre tid.

8.3.2. Spridning från mark och grundvatten till ytvatten

Allt grundvatten och dränerat dagvatten som leds genom det aktuella undersökningsområdet transporteras till hamnbassängen som mynnar ut i Gävlebukten (Östersjön). Äldre föroreningar i marken transporteras enbart via grundvattnet, varför dess grundvattenflöde (Q) har använts för att beräkna mängden förorening som transporteras till hamnbassängen varje år. Då spridningen är snabbare i sand än i morän användes 2,6 m³/dygn ($\approx$ 930 m³/år) enligt tabell 29. Grundvattnets medianhalter multiplicerades med flödet Q. Beräkningarna utfördes för de kisaskerelaterade metallerna, samt krom och kvicksilver. Resultaten presenteras i tabell 31.

Mängderna i tabell 31 kan relateras till den sammanlagda tillrinningen till hamnbassängen som enligt Ledin (pers. medd., 2005) uppgår till cirka 3 m³/s. Divideras mängderna med detta flöde erhålls haltökningen i hamnbassängen (tabell 31). I själva verket är denna haltökning lägre eftersom man i hamnbassängens öppning hela tiden har ett stort utbyte med havet i form av yt- och bottenströmningar samt vattenståndsändringar i havet. Vattenomsättningen i hamnöppningen är enligt GVT (2004) 30 m³/s. Divideras istället mängderna i tabell 31 med denna vattenomsättning erhålls haltökningen i hamnbassängens öppning (tabell 31). Som jämförelse presenteras mätresultat för Cd, Cu, Pb och Zn från Dalälvens vattenvårdsförenings provpunkt nordöst om Fyrudden (DVVF, 2004, internet). Halterna är medelvärden från åren 1990 till 2003.

Tabell 31. Mängd metall som transporteras till hamnbassängen per år, samt resulterande haltökning i hamnöppningen. Jämförelse med provpunkt B3 i Östersjön (DVVF, 2004, internet).

Ämne	Mängd (g/år)	Haltökning bassäng (µg/l)	Haltökning öppning (µg/l)	Östersjön (µg/l)
As	2	$2 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	-
Cd	0,1	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7}$	0,03
Cu	2	$2 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	0,9
Cr	10	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-5}$	-
Hg	0,02	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	-
Pb	8	$9 \cdot 10^{-5}$	$9 \cdot 10^{-6}$	0,2
Zn	100	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-4}$	3,6

Observera att beräkningarna endast grundar sig på ett provtagningstillfälle, vilket tillsammans med den stora osäkerheten i flödet, gör resultaten mycket osäkra.

Enligt tidigare beräkningar ska kvicksilverläckaget till hamnbassängen vara betydligt mindre än 3-5 g/år (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2003). Mängden i tabell 31 tyder på att detta kan stämma.

Enligt Ledin (2005, pers. medd.) fluktuerar havsnivån i hamnbassängen mellan ca 5,1 m och 6 m (lokalt höjdsystem). Normalvattenstånd är 5,4 m. Vid andra provtagningstillfället var havsnivån ca 6,1 m, alltså ca 0,5 m högre än vid tidigare provtagningstillfälle. Grundvattennivåerna i undersökningsområdet skiljde sig dock bara med 0,2 m. Uppströms området var skillnaden 0,1 m. Vid höga grundvattenstånd finns risk för att föroreningstransporten ökar. Grundvattennivåerna tyder emellertid på att grundvattenytan i undersökningsområdet håller sig på ca 2,1 m djup vid höga vattenstånd. Kisaskan förekommer troligtvis ned till maximalt 1 m djup under markytan och bör ej påverkas.

8.4. KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE

Känsligheten (K) för människa med avseende på mark och grundvatten bedömdes som Måttlig. Eftersom hela industriområdet är inhägnat och undersökningsobjektet är asfalterat exponeras endast yrkesverksamma och då enbart vid grävarbeten (damning, flyktiga föroreningar). Inga bostäder finns i närheten och inget grundvattenuttag sker på, eller i närheten av, området.

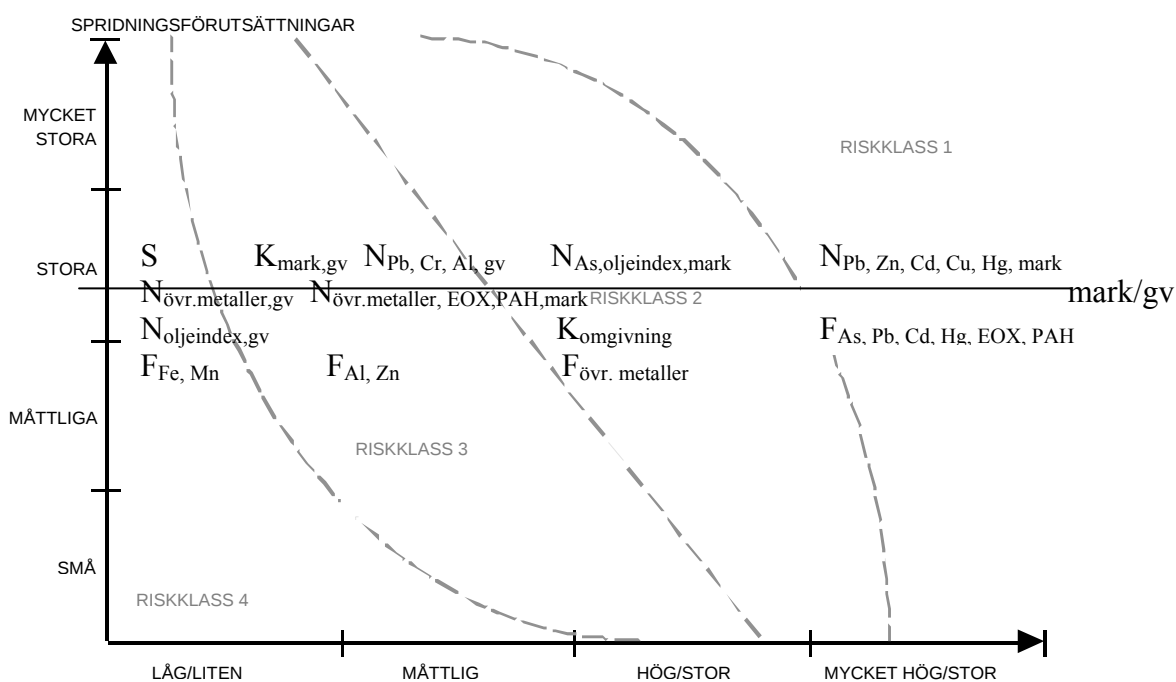
Skyddsvärdet (S) för miljön bedömdes som Litet med avseende på mark och grundvatten. Undersökningsobjektet består av asfalterad industrimark och saknar naturlig flora och fauna.

Akvatiska organismer i ytvatten och sediment kan påverkas i hamnbassängen. Historisk spridning är dock konstaterad, varför organismerna redan är påverkade av äldre processer och föroreningar. Detta leder till att skyddsvärdet för ytvatten och sediment också bedöms vara Litet. Föroreningar som transporterats med grundvattnet till hamnbassängen spås där ut innan de når Gävlebukten. Känsligheten bedöms som Stor då badplatser finns längs kusten.

8.5. RISKKLASSNING

I riskklassningen av undersökningsobjektet försöktes alla uppgifter från tidigare avsnitt vägas samman på ett meningsfullt och objektivt sätt. Uppgifterna finns sammanfattade i bilaga 14. Utifrån sammanställningen fyllde figur 16 från Naturvårdsverket (1999b) i och en bedömning av riskklassen kunde göras. Tanken med metodiken är att en jämförbar riskklassning ska erhållas oberoende av vem som utfört inventeringen (Gustavsson och Nilsson, 2003). Eftersom alla uppgifter som framkommit under arbetets gång inte går att sammanfatta i ett riskklassningsdiagram, ökar dock risken för subjektivitet, varför det är ytterst viktigt att i riskklassningen också förtydliga vilka aspekter som bedömningen främst grundar sig på och varför. Efter figur 16 behandlas uppgifterna som låg till grund för riskklassningen i detta fall.

I figur 16 har föroreningsnivån delats upp i olika grupper av tungmetaller, samt organiska föreningar. Nivån i mark respektive grundvatten (gv) redovisas separat. Föroreningarnas farlighet delades också upp i olika grupper av metaller och organiska föreningar. Med omgivningens känslighet anses kustnära rekreationsområden såsom badplatser. Undersökningsobjektet bedöms höra till riskklass 3 enligt motiveringarna nedan.



Figur 16. Riskklassning enligt Naturvårdsverkets MIFO-metodik (1999b). F = Föroreningarnas farlighet, N = Föroreningsnivå, K = Känslighet, S = Skyddsvärde, gv = grundvatten.

Spridningsförutsättningarna i området anses vara Stora enligt tabell 6 eftersom vattenpartiklarna rör sig ca 5 m/år (tabell 29). Fastläggning i mesa, siltigt material samt bark- och trärester kan minska transporten. Området är huvudsakligen utfyllt med sand och materialet kan anses vara genomsläppligt. Under grundvattenytan är sanden något siltigare. Flödet är troligtvis relativt lågt på grund av dagvattendränning och dränning vid kvicksilverdeponin. Dessutom minskar de mesa- och moränlager som finns uppströms flödet. Även infiltrationen är låg på grund av asfalt och dagvattendränning. Grundvattenytan ligger på ca 2,3 m djup under markytan.

Många markledningsgravar som skulle kunna ha en dränerande verkan förekommer på objektet. Dessa är dock troligtvis fyllda med samma material som övriga området och är antagligen placerade ovan grundvattenytan där infiltrationen är låg.

Höga tungmetallhalter förekommer i marken, framförallt i ytligt liggande kisaska. Förhöjda oljeindexhalter tyder på tyngre oljor i ytliggande material. Halten PAH, EOX och fenol var låg i markproverna. Föroreningarna befinner sig främst ovan grundvattenytan, även vid högre grundvattenstånd, varför lakningen och spridningsrisken bör vara låg.

Generellt sett låga tungmetallhalter i grundvattnet tyder på låg föroreningstransport från uppströms liggande föroreningar. Något lägre halter i nedströms liggande rör tyder på viss fastläggning. Ökad temperatur och pH över ca 9 i vissa punkter tyder på ökad metalltransport, främst av Hg och As. Grundvattnet innehöll låga oljeindexhalter.

Eftersom huvuddelen av markföroreningarna låg ytligt och spridningen bedömdes ske genom grundvattentransport har fokus vid riskklassningen lagts på föroreningsnivån i grundvattnet (N_{gv}). Eftersom spridningsrisken för ytliga föroreningar bedömdes vara relativt låg klassades objektet till risk 3 även om halterna av vissa ämnen i marken var höga och hamnade inom ramen för riskklass 1 och 2 enligt figur 16.

Riskklass 3 innebär att undersökningsobjektet utgör en måttlig risk för människa och miljö i dag och i framtiden (Naturvårdsverket, 1999b). Angelägenheten att utföra fördjupade undersökningar inom området är därför relativt låg. Att anlägga en ny fiberlinje på platsen bör alltså inte vara något problem.

9. SLUTSATSER

Med hjälp av föreliggande arbete kan följande slutsatser dras:

- Objektet bedömdes tillhöra riskklass 3, vilket innebär måttlig risk för människa och miljö och relativt låg angelägenhet för vidare undersökningar. Nya anläggningar bör kunna uppföras på platsen.
- Föroreningsnivån i mark bedömdes som Mycket stor för Zn, Pb, Cu, Cd och Hg enligt Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden (MIFO). As och oljeindex ansågs ha Stor föroreningsnivå.
- Föroreningsnivån i grundvatten ansågs som Stor för Al och Måttlig för Pb och Cr enligt Naturvårdsverkets MIFO. För As, Cd, Cu, Hg, Zn och oljeindex bedömdes föroreningsnivån som Liten.
- Generellt sett låga halter av EOX, fenol och PAH i markproverna. Oljeindex något högre i ytnära marklager. Tyder på tyngre oljor från truckar som parkeras i området. Inga spår av större spill från oljetunnor eller råterpentinlager.
- Högst halter av tungmetallerna Zn, Pb, Cu, As och Cd återfanns i kisaska. Resultaten tyder på att metallerna fortfarande är bundna till askan och att stora delar av den lakbara delen transporterades bort då ytan var oasfalterad.
- Höga tungmetallhalter återfanns på ca 4 och 5,5 m djup under markytan. De förhöjda halterna beror troligtvis på kontaminerad kisaska ovanifrån.
- Förhöjda halter av Hg påträffades under grundvattenytan. Halterna kan bero på omblandande fyllnadsmassor, läckande ledningar, dränerande ledningsgravar eller att föroreningar tidigare perkolerat ned och bundits i djupare marklager.
- Fyllningsmassorna uppgår till ca 6-7 m och underlagras av morän. Kisaska återfinns på ca 0,5 m djup, mesa och trärester påträffas på omkring 3 m djup. Fyllningen består huvudsakligen av sand som blir siltigare under grundvattenytan.
- Grundvattnet flödar i riktning mot hamnbassängen. Undersökningsobjektet har en gradient på ca 0,5 % med en grundvattenyta på ca 2,3 m djup. Området uppströms har en gradient på 1 % och grundvattenytan återfinns på ca 1,3 m djup.
- Flödet genom undersökningsområdet bedöms uppgå till ca 3 m³/dygn. Vattenpartiklarnas hastighet beräknas till ca 5 m/år. Föroreningstransporten kan vara mindre p.g.a. adsorption och utfällning, men även högre om ledningsgravar befinner sig under grundvattenytan.
- Grundvattenprovtagningen tyder på att transporten till hamnbassängen per år skulle kunna uppgå till 100 g Zn, 10 g Cr, 8 g Pb och 0,02 g Hg.
- Infiltrationen och därav den horisontella transporten bedöms vara låg på grund av hårdgjorda ytor och dagvattenuppsamling. Låga halter av metaller och organiska ämnen i grundvattnet styrker påståendet.
- Högt pH i mark och vatten (omkring 8) favoriserar fastläggning av tungmetaller genom adsorption. Risken för transport av metaller via löst organiskt material ökar dock. Transporten ökas också av att grundvattentemperaturen är högre på vissa platser.
- Resultaten tyder på låg syrehalt och reducerande förhållanden i grundvattnet. Huruvida sulfatreduktion förekommer behöver utredas ytterligare.
- På grund av svårigheter att beräkna föroreningars hastighet i komplexa system kan kontinuerlig provtagning vara en bättre metod för att undersöka föroreningstransporten i området under en längre tid.

10. REFERENSER

- Ali, M.A. och Ahmed, M.F. (2003). Environmental Chemistry of Arsenic. I: Ahmed, M.F. (red.) *Arsenic contamination : Bangladesh Perspective*. ITN-Bangladesh, Dhaka.
- Analytica (2003). *Oljebibliotek*. upplaga 1 / oktober 2003, Täby.
- Bradl, H.B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277 (2004): 1-18.
- Carlsson, G., Johansson, J., Kolm, S., Larsson, S.G., Levin, R., Rolfsson, L., Sahlberg, L., Åkerlind, T. (1989). *Skutskärsverken 1894-1988*. Tryckeri AB Knappen, Karlstad.
- Espeby, B. och Gustafsson, J.P. (1998). *Vatten och ämnestransport i den omättade zonen*. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, 1998-01-07.
- Grip, H. och Rodhe, A. (1994). *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala.
- Grundvattenteknik (GVT) AB (2004). *Stora Enso Pulp AB, Skutskärs Bruk, Kisbränder, utvärdering av lak- och kolonnförsök*. Falun, 2004-04-29.
- Grundvattenteknik (GVT) AB (1998). *Stora Cell AB, Kloralkalifabrik Stora Skutskär, Provsanering av grundvattnet samt förslag till fortsatta åtgärder*. Falun, 1998-06-18.
- Gustafsson, J.P., Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I. (2003). *Mark- och vattenkemi, teori*. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Gustavsson, M. och Nilsson, U. (2003). *Utvärdering av inventeringsresultat och användning av MIFO*. Länsstyrelsen i Gävleborgs län.
- Jacobson & Widmark (J&W) AB (1995). *Stora Cell Skutskär. Nytt fluffblekeri, tornområde, geoteknisk undersökning*. Gävle, 1995-11-10.
- Jacobson & Widmark (J&W) AB (1996a). *Stora Skutskär. Ved- och flishantering, geoteknisk undersökning*. Gävle, 1996-08-30.
- Jacobson & Widmark (J&W) AB (1996b). *Undersökning av kontaminerad jord vid f d ELK1*. Gävle, 1996-09-04.
- Lantmäteriverket (1979). *Ekonomisk karta över Sverige; Uppsala och Gävleborgs län, 137 57 13H 5h*. Sörmlands Grafiska AB, Katrineholm.
- Länsstyrelsen i Uppsala län (2003). *Inventering av förorenade områden, Skutskärs industriområde*. Länsstyrelsens Reprocentral, Uppsala.
- Masters, G.M. (1997) *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- McBride, M.B. (1994) *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York, USA.
- McWhorter, D.B., Sunada, D.K. (1977). *Ground-Water Hydrology and Hydraulics*. Water Resources Publications, Colorado, USA.
- Naturvårdsverket (1997). *Generella riktvärden för förorenad mark, beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning*, rapport 4638. Karléns Tryck AB, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1998a). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar – Del I: Strategi*, rapport 4310. Naturvårdsverkets Reprocentral, Stockholm.

- Naturvårdsverket (1998b). *Vägledning för miljötekniska markundersökningar – Del II: Fältarbete*, rapport 4311. Naturvårdsverkets Reprocentral, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999a). *Grundvatten -bedömningsgrunder för miljö kvalitet*, rapport 4915. Almqvist & Wiksell Tryckeri, Uppsala.
- Naturvårdsverket (1999b). *Metodik för inventering av förorenade områden - bedömningsgrunder för miljö kvalitet, vägledning för insamling av underlagsdata*, rapport 4918. Fälth & Hässler, Värnamo.
- Naturvårdsverket (2004). *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*, NSF 2004:10. Naturvårdsverkets Reprocentral, Stockholm.
- Nordbäck, J., Tiberg, C., Lindström, Å. (2004) *Karaktärisering av kisaska, Kiskaskeförorenade områden i Sverige*. Statens Geotekniska Institut (SGI), Linköping.
- Orrje & Co AB (1979). *Stora Kopparberg – Bergvik, Skutskärsverken, Nedläggning ELK, Geohydrologisk undersökning*. Gävle, 1979-02-05.
- Statens Geotekniska Institut (SGI) (1992). *Stora Cell AB, Skutskär, Miljögeoteknisk undersökning avseende dioxin och kvicksilver*. 1992-03-06.
- Skyllberg, U. (2003). *Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten -bindning till humus avgörande för miljörisk*. FAKTA Skog, nr 11, SLU Reproenheten, Uppsala.
- Sundberg, J., Hammar, M. (1996). *Föroreningssituationen i mark och sediment vid f.d. kloralkalifabriken i Bengtsfors*. Terratema AB, Linköping.
- Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) (2001). *Fälthandbok, Miljötekniska markundersökningar*, SGF rapport 1:2001. Roland Offset AB, Linköping.
- Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF) (2002). *Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall*, rapport 02:10. Malmö.
- Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) (1936). *Serie Aa, N:o 178, bladet Gävle*. AB Kartografiska Institutet.
- Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) (1983). *Beskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Uppsala län*. SGU, Uppsala.
- VBB Viak (1997). *Stora Cell AB, Stora Skutskär, Kartering av kvicksilverförekomst i jordlager och grundvatten vid f d kloralkalifabrik samt förslag till sanering*. Falun, 1997-06-05.
- Vägverket (1994). *Jords hållfasthets- och deformationsegenskaper*, Publikation nr 1994:15. Vägverkets tryckeri, Borlänge.

10.1. INTERNET

- Canadian Environmental Quality Guidelines (EQG) (2002). *Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines*,
http://www.ccme.ca/assets/pdf/e1_06.pdf (2005-01-20).
- Dalälvens Vattenvårdsförening (DVVF) (2004). *Årsrapportering 2003*,
<http://dalalvensvuf.se/arsrapport.htm> (2005-03-07).
- Kemikalieinspektionen (1994). *Klassificeringslistan*,
http://www.kemi.se/templates/Page_376.aspx (2005-02-15).

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) (2005). *SGF/BGS beteckningssystem*,
<http://www.sgf.net/home/page.asp?sid=862&mid=2&PageId=10346> (2005-03-21).

SkogsSverige (2004). *Massa- och papperstillverkning*,
<http://www.skogssverige.se/MassaPapper/Faktaom/swe/massaopapptillv/> (2004-12-02).

Stora Enso (2002). *Verksamhetssystem, Processbeskrivning, Skutskärs Bruk*,
<http://147.44.12.19/Skutskar/LedSkutskar/kontrollprogram/kon-207a.doc> (2005-01-04).

Stora Enso (2003). *Presentationsmaterial, Skutskärs Bruk*,
<http://seskusweb/template/sePage.aspx?id=3434> (2004-12-17).

Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) (2004). *SGUs publika karttjänster*,
http://www.sgu.se/sgu/sv/service/kart-tjanst_start.htm#brunn (2004-11-18).

Älvkarleby kommun (2004). *Kommunen i siffror*,
<http://www.alvkarleby.se/> (2004-11-17).

10.2. RITNINGAR

Skutskärs Bruk, *Markhöjder*, 1291-0-106, 2002-06-31.

Skutskärs Bruk, *Markledning, elkablar*, 1491-3-084, 2002-09-27.

Skutskärs Bruk, *Markledning, rör*, 1291-3-092, 2002-05-31.

Skutskärsverken, *Plan över avloppsledningar inom fabriksområdet*, Pl.280a, 1968-08-16.

10.3. PERSONLIGA MEDDELANDEN

Arvidsson, Ola, SGI, 2005-01-19.

Blomberg, Conny, Skutskärs Bruk, 2005-01-21.

Christensen, Morten, Analytica AB, 2005-02-28.

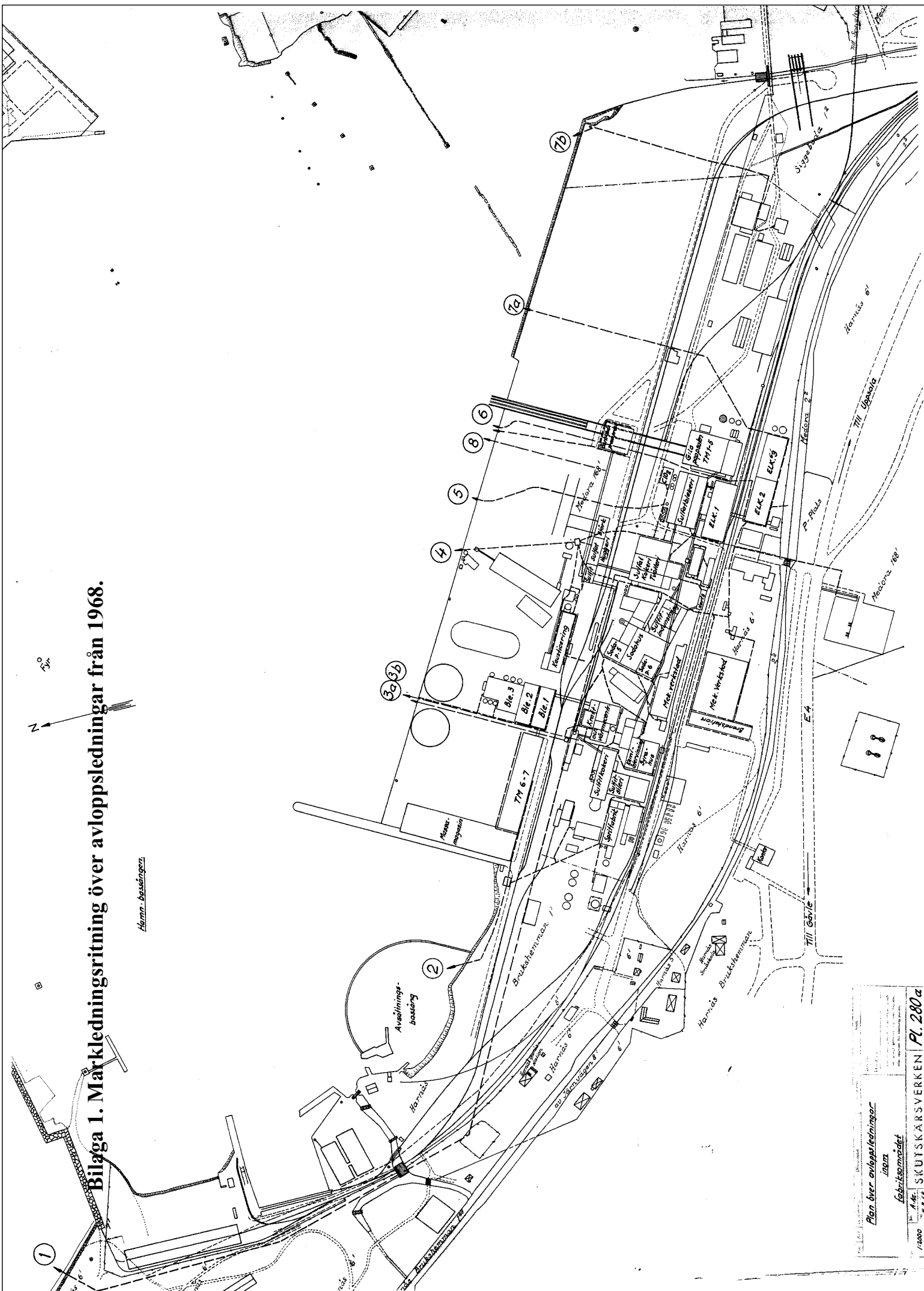
Ivarsson, Nils, Skutskärs Bruk, 2004-12-02, 2004-12-13, 2005-03-03.

Johansson, Tommy, Skutskärs Bruk, 2004-12-01.

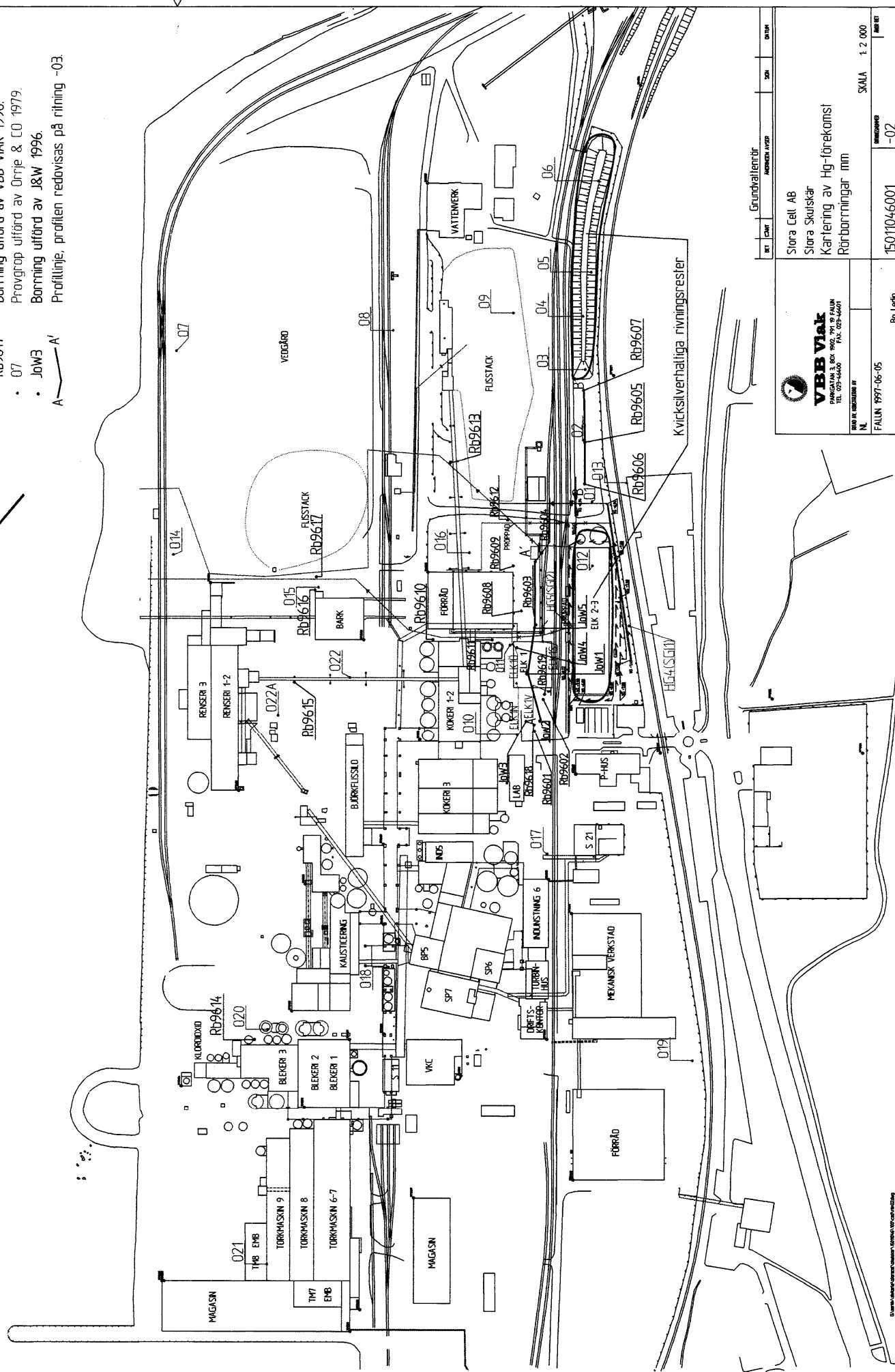
Ledin, Bo, GVT, 2004-12-13, 2005-01-24, 2005-04-21.

Bilaga 1. Märklingsritning över avloppsledning från 1968.

Hamn-bassängen



Ledning
 Dräneringsledning
 Borrning utförd av VBB VIAK 1996.
 Provgröp utförd av Orrje & CO 1979.
 Borrning utförd av J&W 1996.
 Profilritje, profilen redovisas på ritning -03.



Bilaga 3. Lägeskoordinater och höjder för provtagningspunkter och grundvattenrör
(anges i meter i Skutskärs Bruks lokala system).

Punkt	X	Y	Markyta	Röröverkant	Grundvattenyta (2004-12-13)	Grundvattenyta (2005-01-07)
0401	5406	5017	8,54	8,45	6,22	6,31
0403	5486	5007	8,38	8,27	6,09	6,25
0404	5544	5004	8,24			
0405	5465	5020	8,25			
0406	5106	4811	8,29			
0407	5524	5040	8,24			
0408	5489	5062	8,32			
0409	5443	5073	8,18			
0410	5409	5080	8,40	8,35	6,01	6,22
0411	5539	5079	8,21	8,11	5,81	6,09
9604	5613	4853	8,90	9,33	7,83	7,92
9605	5703	4814	8,80	9,78	7,92	8,06
9606	5675	4814	8,55	9,57	7,71	7,85
9607	5743	4817	9,02	9,62	8,06	8,20
9608	5574	4865	8,97	10,1	7,85	7,88
9609	5610	4871	8,84	9,73	7,71	7,79
9610	5551	4934	8,87	9,80	6,93	6,92
9614	5232	5076	8,79	9,72	6,50	6,57
HG4	5563	4779	-	9,15	7,89	7,93
HG5	5568	4832	-	8,66	7,81	7,87
Hav					5,67	6,14

Bilaga 4. Jordlagerföljder och grundvattenyta från markprovtagning.

Punkt	Datum	Nivå (-m)	Jordart	Anmärkning	Gv.yta
0401	2004-12-03	0-0,05	asfalt		
		0,05-0,5	F/saGr		
		0,5-0,6	F/kisaska		
		0,6-0,7	F/mesa		
		0,7-1,3	F/Sa		
		1,3-1,7	F/mesa, trärester, kisaska (aska uppifrån?)		
		1,7-2,0	F/Sa		
		2,0-3,5	siSa	F? Påsar 3-4 m kont. m. kisaska ovanifrån	2,30 rök
		3,5-4,0	gvLe	mörkgrön	
0403	2004-12-03	0-0,1	asfalt		
		0,1-0,2	F/grSa		
		0,2-0,5	F/kisaska		
		0,5-0,7	F/vxSa	trärester	
		0,7-2,3	F/Sa		2,23 rök
		2,3-2,4	siSa	svart, F?	
		2,4-3,0	siSa		
0404	2004-12-06	0-0,05	asfalt		
		0,05-0,5	F/Gr	inslag av kisaska	
		0,5-0,65	F/kisaska		
		0,65-1,0	F/Sa		
		1,0-1,5	F/grSa		
		1,5-2,0	F/Si	svarta prickar av org. mtrl.	
		2,0-2,2	F/(vx)Si	bruna prickar, trärester	
		2,2-2,6	F/Vx	svart bark	
		2,6-2,9	F/siVx	trärester	~2,5
		2,9-3,2	F/Si	grön, provpåsar 3-4,5 m kontaminerade	
		3,2-3,7	F/träfiber	med kisaska ovanifrån	
		3,7-4,3	F/Si	grön	
		4,3-5,2	F/vxSi		
0405	2004-11-30	5,2-5,9	F/vxSi	träfiber	
		5,9-6,0	leSi		
		0-0,05	asfalt		
		0,05-0,1	F/kisaska		
		0,1-0,3	F/grSa		
		0,3-1,8	F/Sa		
		1,8-2,1	F/(si)Sa		~2,1
0406	2004-12-06	2,1-3,0	siSa	F?	
		0-0,07	asfalt		~2,4
		0,07-0,3	F/Gr		
		0,3-0,5	F/kisaska		
		0,5-1,1	F/SaVx	trärester	
		1,1-2,1	F/Sa		
0407	2004-12-06	2,1-3,0	(si)Sa	F?	
		0-0,09	asfalt	olja/diesellukt 0-0,6m.	
		0,09-0,25	F/Gr		
		0,25-0,6	F/Saf		
		0,6-0,75	F/kisaska		
		0,75-2,5	F/Sa		~2,4
		2,5-3,5	F/siSa		
		3,5-3,8	F/vxSi	grön, flis	
		3,8-4,2	F/leSivx	grön, flis	
		5,2-5,0	F/träfiber	grön	
		5,0-5,1	F/Sa		
		5,1-5,8	F/leSif	svart, petroleumukt	
		5,8-6,5	F/(vx)leSif	svart	
0408	2004-12-06	6,5-6,65	F/träfiber	svart	
		6,65-7,0	Sa	F?	
		0-0,07	asfalt		
		0,07-0,6	F/Gr	tegelrester	
		0,6-0,7	F/kisaska		
		0,7-1,3	F/Sa, kisaska		
		1,3-2,5	F/Sa		
0409	2004-12-07	2,5-3,0	siSa	F?	~2,5
		0-0,05	asfalt		
		0,05-0,35	F/Gr		
		0,35-0,5	F/kisaska		
		0,5-0,7	F/leSi	grön, trärester	
0410	2004-12-01	0,7-3,0	F/Sa		~2,4
		0-0,05	asfalt		
		0-0,2	F/Gr		
		0,2-0,9	F/grSa(Vx), kisaska		
		0,9-1,1	F/(le)Si, mesa		
		1,1-1,6	F/vxSi	träfiber ~1,4-1,6	
		1,6-4,0	Sa	F?, svavellukt 3-4m	2,42 rök
0411	2004-12-03	0-0,05	asfalt		
		0,05-0,5	F/grSa		
		0,5-1,1	F/siGr		
		1,1-2,0	F/Sa		
		2,0-4,0	(si)grSa	F?	2,36 rök

Beteckningar enligt SGF/BGS beteckningssystem från 2001 (SGF, 2005, internet)

Bilaga 5. Resultat från analys av oorganiska ämnen i markprover. Enhet mg/kg TS.

Punkt	Djup (m)	As	Ba	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Li	Mn	Mo	Ni	P	Pb	S	Sr	V	Zn	TS (%)
0401	0-0,5	15,1	30,8	0,38	1,63	8,03	20,9	42,4	18700	9,78	7,55	1720	<0,4	11,2	538	133	1080	24,0	31,8	571	92,1
	0,5-1,0	51,9	73,9	0,36	19,9	9,44	28,3	394	24700	7,88	5,11	531	8,91	11,4	291	1510	9300	97,2	10,0	6090	80,7
	1,0-1,5	10,9	36,4	0,21	4,29	7,73	7,63	138	9500	<1	3,40	392	2,76	7,57	232	442	1120	82,5	5,05	2510	80,2
0403	0-0,5	112	15,6	0,10	46,3	12,0	5,49	1490	33200	3,29	2,63	613	<0,4	4,63	188	3880	7560	43,5	2,22	17200	89,0
	0,5-1,0	6,87	16,4	0,19	19,3	10,8	5,27	186	9530	<1	4,31	475	1,89	5,73	301	333	1490	71,7	5,41	4170	91,2
	1,0-1,5	<3	20,9	0,17	0,42	3,37	5,07	10,5	4810	<1	3,96	402	1,71	5,78	238	39,6	17,2	72,5	4,42	349	95,7
0404	0-0,5	25,8	36,1	0,24	2,90	5,10	11,7	119	12500	<1	4,83	1820	1,03	6,39	329	333	788	57,6	8,67	937	91,9
	0,5-1,0	128	16,9	0,10	84,7	14,6	5,26	1750	40900	4,68	2,70	729	<0,4	4,89	150	5310	11300	31,9	2,04	27200	88,9
	1,0-1,5	9,41	30,9	0,14	2,16	4,08	6,64	35,4	5450	<1	4,48	356	0,51	5,02	325	87,2	521	55,6	5,63	882	95,7
	1,5-2,0	<6	19,9	0,08	0,99	4,89	7,97	17,9	4670	<2	3,39	402	<0,8	5,69	358	45,1	2540	64,9	4,89	1290	81,2
	2,0-2,5	<3	15,1	0,11	0,50	3,92	5,30	17,7	6710	1,96	3,93	379	0,54	5,52	268	40,6	4770	66,2	4,70	388	73,9
	2,5-3,0	17,5	98,9	0,35	4,26	9,03	7,39	62,2	6670	<1	3,59	694	<0,8	6,28	350	121	7720	82,1	5,92	1710	59,3
	3,0-3,5	<3	128	0,53	1,70	5,55	12,3	45,8	5220	4,99	4,24	613	<2	6,87	262	134	3290	114	4,02	617	62,3
	3,5-4,0	4,91	101	0,40	1,43	4,74	12,7	39,3	4150	1,26	3,19	595	<2	5,73	262	115	2790	104	3,29	506	50,5
	4,0-4,5	79,1	271	0,74	21,0	19,1	31,7	716	23800	3,36	6,69	1130	<4	13,7	551	1840	8700	242	7,24	7910	57,5
	4,5-5,0	21,5	128	0,39	2,15	5,58	11,4	74,6	4280	1,34	2,74	436	<2	4,83	213	195	2810	102	2,86	908	64,4
	5,0-5,5	<3	72,5	0,20	2,00	5,00	12,3	64,1	4480	4,10	2,77	403	<2	6,61	250	169	3580	143	3,59	811	59,6
	5,5-6,0	3,51	76,6	0,30	1,84	2,80	8,17	65,0	5380	7,97	3,31	330	10,7	5,33	224	156	3100	189	4,10	719	59,0
0405	0-0,5	68,1	34,0	0,15	26,8	15,4	13,7	807	23500	<2	4,11	561	<0,8	8,69	241	1690	6850	72,3	5,98	9930	93,1
	0,5-1,0	10,8	18,5	0,09	0,28	7,11	7,72	9,71	4280	<2	3,73	481	<0,8	5,51	256	29,4	1310	76,2	3,83	571	95,8
	1,0-1,5	<3	16,2	0,12	<0,1	4,31	5,67	5,66	4390	<1	3,73	434	1,77	5,00	239	19,9	689	75,1	3,64	158	94,7
	1,5-2,0	<3	16,2	0,14	0,11	3,36	5,02	5,25	4470	<1	4,10	378	1,04	5,02	258	14,0	799	70,0	4,12	140	94,4
	2,0-2,5	<3	15,4	0,12	0,36	3,64	6,11	8,34	5740	<1	4,01	415	1,35	5,22	278	21,2	2670	69,1	4,49	94,9	85,8
	2,5-3,0	<3	13,1	0,13	<0,1	3,04	5,31	4,54	4890	1,14	4,13	424	2,30	5,10	245	12,7	1700	71,4	4,40	21,5	87,4
0406	0-0,5	14,3	40,2	0,27	5,73	6,18	11,0	455	19000	1,58	6,50	1350	<0,4	7,11	339	505	2330	56,5	10,6	2140	92,4
	0,5-1,0	<3	43,8	0,18	0,64	3,56	8,53	35,0	9300	1,57	4,54	1190	<0,4	5,74	278	77,2	756	70,1	6,47	253	89,3
	1,0-1,5	<3	31,0	0,13	<0,1	3,56	5,97	8,25	5270	1,84	4,29	429	1,98	5,33	248	34,3	477	70,3	4,46	40,9	94,1
0407	0-0,5	10,7	46,1	0,21	0,63	4,57	13,7	30,7	15400	<1	4,46	2690	0,79	7,48	318	63,8	1200	54,7	12,6	251	90,7
	0,5-1,0	82,7	40,2	0,13	40,1	7,92	4,47	1510	26400	<1	2,95	476	<0,4	4,02	164	3440	6880	45,6	2,45	14800	90,6
	1,0-1,5	6,65	28,1	0,17	1,26	4,41	6,77	27,9	6210	<1	4,76	450	3,96	5,87	277	69,6	1750	72,1	5,71	569	97,8
	1,5-2,0	<3	33,1	0,18	0,50	4,47	6,67	13,3	6410	1,33	4,55	443	<0,4	5,82	290	44,0	1260	76,0	6,11	484	96,3
	2,0-2,5	<3	22,3	0,14	<0,1	4,58	5,36	9,31	4740	<1	3,45	397	<0,4	5,44	285	31,0	2370	70,1	4,44	485	82,2
	2,5-3,0	<3	21,4	0,15	0,15	3,51	5,38	8,50	5690	<1	4,14	435	<0,4	5,64	275	23,6	2580	73,3	4,92	223	81,0
	3,0-3,5	<3	55,8	0,24	1,82	3,44	7,75	14,1	5350	2,53	3,91	464	1,65	6,00	449	29,8	3030	81,4	5,34	304	79,8
	3,5-4,0	<3	72,5	0,46	0,55	2,44	5,95	9,72	4330	2,99	4,15	459	6,36	4,70	256	27,3	2340	128	4,36	122	81,1
	4,0-4,5	<3	54,6	0,39	0,78	1,96	6,32	12,8	3130	3,11	2,42	472	7,56	4,72	208	25,5	2510	98,9	2,61	94,3	57,4
	4,5-5,0	<3	53,5	0,37	1,52	2,02	6,59	11,5	3340	4,63	2,46	460	7,40	4,99	196	19,7	2250	95,2	2,67	95,2	53,2
	5,0-5,5	<3	57,7	0,22	0,85	2,73	8,13	30,4	4110	5,53	3,14	518	9,22	5,81	202	65,8	2520	109	2,90	260	66,5
	5,5-6,0	14,2	107	0,25	7,13	5,67	7,87	265	9200	2,78	2,97	439	11,8	5,16	200	664	3250	126	1,90	2820	65,4
0408	0-0,5	19,2	81,2	0,33	5,43	7,63	12,8	439	21600	1,25	5,86	950	<0,4	9,22	611	687	1950	42,7	13,2	1870	76,0
	0,5-1,0	87,8	20,6	0,15	31,9	9,87	5,03	1090	46600	3,10	3,09	493	<0,4	5,16	292	2830	7050	39,1	4,66	11700	86,3
	1,0-1,5	70,1	26,8	0,11	74,9	13,2	3,99	975	36500	2,16	2,98	488	<0,4	4,72	214	11200	13100	46,7	3,15	27300	86,0
	0-0,5	143,0	15,8	0,19	63,7	23,6	8,05	1900	54600	4,14	3,92	439	<0,4	5,81	247	3310	14400	27,8	8,10	25200	89,1
	0,5-1,0	53,0	46,6	0,15	37,9	18,7	9,16	707	26200	1,53	2,71	671	6,29	6,88	189	2380	12000	70,4	3,13	13300	76,5
0409	1,0-1,5	<3	24,2	0,15	1,29	3,96	5,56	20,2	5900	<1	4,46	422	0,82	5,51	282	69,1	1500	75,3	4,41	268	94,7
	1,5-2,0	<3	25,1	0,17	0,27	4,14	6,05	17,8	6460	<1	4,75	479	3,42	6,15	282	37,2	1660	86,6	5,02	113	95,1
	2,0-2,5	<3	29,4	0,15	0,44	5,13	6,60	9,87	8050	<1	5,05	516	3,94	7,01	365	45,8	2890	89,0	5,78	501	86,1
	2,5-3,0	4,68	22,0	0,14	0,14	3,47	6,40	12,4	7370	<1	4,49	439	1,31	5,75	316	38,7	3220	74,1	5,68	86,1	84,8
	0-0,5	38,6	115	0,60	13,5	15,3	61,9	605	34200	2,91	9,97	398	<0,4	26,5	387	2440	3290	36,4	24,5	4180	91,2
0410	0,5-1,0	96,7	28,2	0,15	44,1	13,5	9,77	1150	32800	2,70	2,64	541	3,75	7,48	182	1780	7020	47,3	3,74	16500	87,0
	1,0-1,5	<3	107	0,06	5,00	4,75	16,8	27,1	3440	5,56	1,30	1000	<2	10,6	166	166	3000	86,4	1,76	384	59,8
	0-0,5	4,95	20,7	0,31	0,41	5,14	10,8	29,1	10500	<1	8,62	373	<0,4	7,70	340	46,4	191	41,9	11,1	169	97,1
0411	0,5-1,0	14,7	27,6	0,42	1,67	6,30	25,1	28,0	14000	<1	12,0	476	<0,4	10,4	376	78,7	921	27,5	17,6	383	95,9
	1,0-1,5	<3	15,2	0,20	2,38	4,74	9,62	38,6	8920	<1	6,20	391	<0,4	5,99	286	84,6	839	56,3	7,82	733	94,2
MKM		40	500*	0,4*	12	250	250	200		7	11*			200		300		200		700	
KM		15			0,4	30	120	100		1				35		80		120		350	

* Naturlig bakgrundshalt i Sverige (Arvidsson, 2005, pers. med.)

Bilaga 6. Medianhalter i mark på respektive provtagningsnivå för analyserade oorganiska ämnen. Enhet mg/kg TS.
n anger antal prover som ingår i beräkningen.

Punkt	Djup (m)	n	As	Ba	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Li	Mn	Mo	Ni	P	Pb	S	Sr	V	Zn	TS (%)
Median	0-0,5	10	22,5	35,1	0,25	5,58	7,83	12,3	447	20300	1,42	5,35	782	0,40	7,59	334	596	2140	43,1	10,9	2005	91,6
	0,5-1	10	52,5	27,9	0,15	25,9	9,66	8,13	551	25450	1,55	3,41	512	0,60	5,74	267	1645	6950	58,7	4,25	8895	89,1
	1-1,5	10	3,00	27,5	0,15	1,73	4,36	6,31	27,5	5675	1,00	4,13	426	1,74	5,65	244	77,1	980	72,3	4,44	477	94,5
	1,5-2,0	4	3,00	22,5	0,16	0,39	4,31	6,36	15,6	5540	1,00	4,33	423	0,92	5,76	286	40,6	1460	73,0	4,96	312	94,8
	2,0-2,5	4	3,00	18,9	0,13	0,40	4,25	5,74	9,59	6225	1,00	3,97	406	0,95	5,48	282	35,8	2780	69,6	4,60	437	84,0
	2,5-3,0	4	3,84	21,7	0,15	0,15	3,49	5,89	10,5	6180	1,00	4,14	437	1,06	5,70	296	31,2	2900	73,7	5,30	155	82,9
	3,0-3,5	2	3,00	91,9	0,39	1,76	4,50	10,0	30,0	5285	3,76	4,08	539	1,83	6,44	356	81,9	3160	97,7	4,68	461	71,1
	3,5-4,0	2	3,96	86,8	0,43	0,99	3,59	9,33	24,5	4240	2,13	3,67	527	4,18	5,22	259	71,2	2565	116	3,83	314	65,8
	4,0-4,5	2	41,1	163	0,56	10,9	10,5	19,0	364	13465	3,24	4,56	801	5,78	9,21	380	933	5605	170	4,93	4002	57,5
	4,5-5,0	2	12,3	90,8	0,38	1,84	3,80	9,00	43,1	3810	2,99	2,6	448	4,70	4,91	205	107	2530	98,6	2,77	502	58,8
	5,0-5,5	2	3,00	65,1	0,21	1,43	3,87	10,22	47,3	4295	4,82	2,96	461	5,61	6,21	226	117	3050	126	3,25	536	63,1
	5,5-6,0	2	8,86	91,8	0,28	4,49	4,24	8,02	165	7290	5,38	3,14	385	11,3	5,25	212	410	3175	158	3,00	1770	62,2
	6,0-6,5	1	3,00	52,9	0,22	0,10	2,54	7,51	20,6	3680	4,40	2,91	353	11,0	5,24	228	32,4	3070	147	3,31	143	63,2
	6,5-7,0	1	3,00	46,6	0,17	0,12	2,55	8,33	15,2	3660	6,02	3,06	262	9,76	5,43	216	27,0	2690	200	3,87	99,9	59,6
MKM			40	500*	0,4*	12	250	250	200		7	11*			200		300			200	700	
KM			15			0,4	30	120	100		1				35		80			120	350	

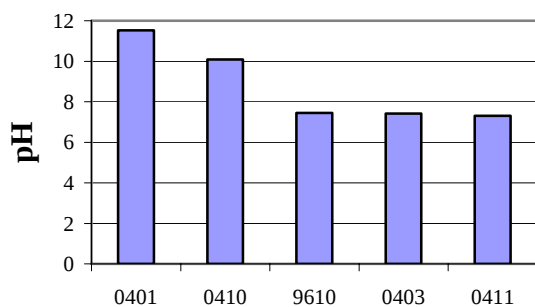
* Naturlig bakgrundshalt i Sverige (Arvidsson, 2005, pers. med.)

Bilaga 7. Resultat från analys av organiska ämnen i markprover.

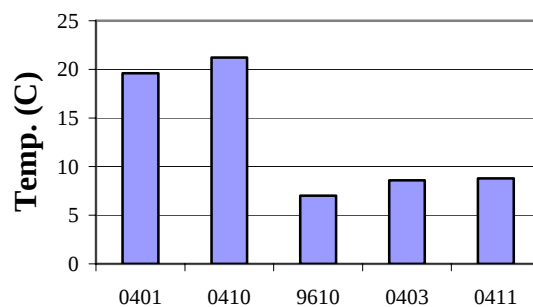
Prov	Djup	EOX	PAH cancerogena	PAH övriga	Oljeindex
	(m)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)
0403	0-0,5	0,3	0,26	0,32	110
	0,5-1,0	<0,1	0,04	0,06	<50
	1,0-1,5	<0,1	<0,05	<0,13	<50
0404	0-0,5	0,5	0,26	0,13	640
	0,5-1,0	0,2	0,01	<0,15	170
	1,0-1,5	<0,1	<0,05	<0,13	<50
0407	0-0,5	0,5	0,43	0,57	2300
	0,5-1,0	0,2	<0,05	0,03	<50
	1,0-1,5	<0,1	<0,05	<0,13	<50
0411	0-0,5	<0,1	0,02	0,04	<50
	0,5-1,0	<0,1	<0,05	0,03	91
	1,0-1,5	0,1	<0,05	<0,13	150

Prov	Djup	pH	Glödförlust	Fenolindex	TS
	(m)		(%)	(mg/kg TS)	(%)
0401	0-1,5	8,3	5,9		83,0
0403	0-1,5	8,1	1,2		92,1
0404	0-1,5	8,3	1,5	<0,20	92,3
0407	0-1,5	8,1	1,6	<0,20	93,1
0410	0-1,5	8,5	3,4		78,1
0411	0-1,5	8,8	0,9		95,5

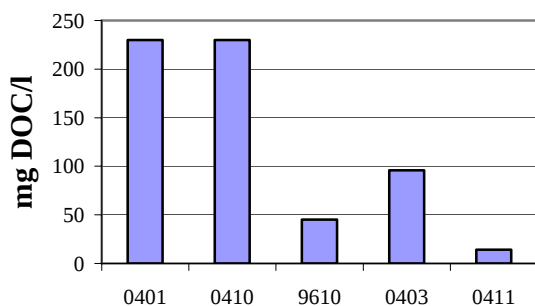
Bilaga 9. Jämförelse av analysresultat i grundvatten (provtagning 2005-01-17).



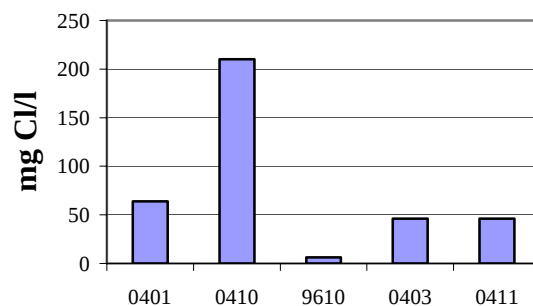
Figur 1. Uppmätt pH i grundvatten.



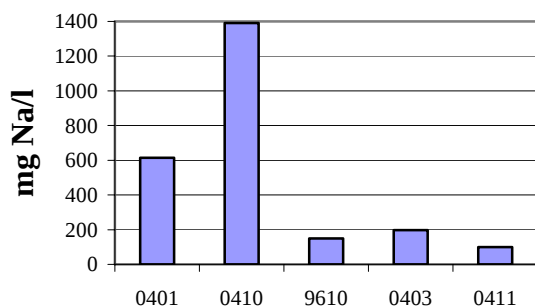
Figur 2. Uppmätt temperatur (°C).



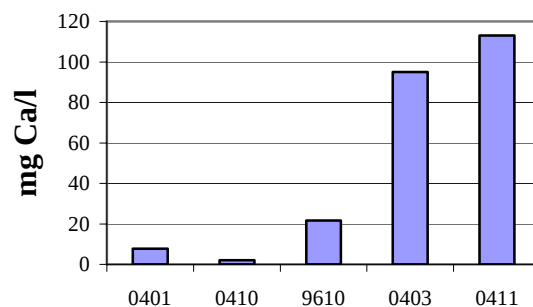
Figur 3. Halt DOC i mg/l.



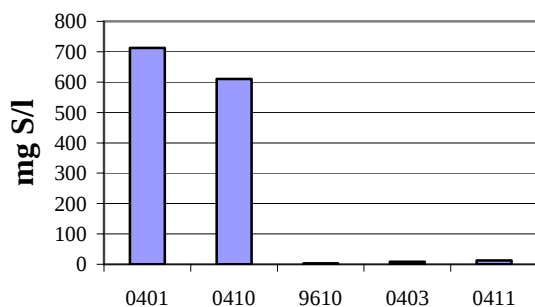
Figur 4. Halt klorid i mg/l.



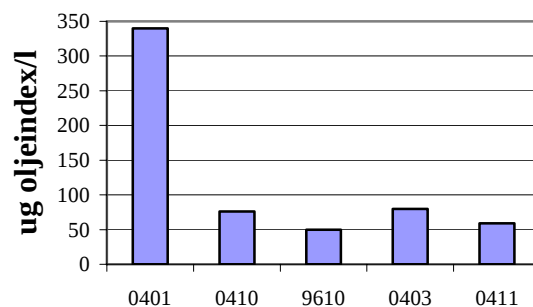
Figur 5. Halt Na i mg/l.



Figur 6. Halt Ca i mg/l.

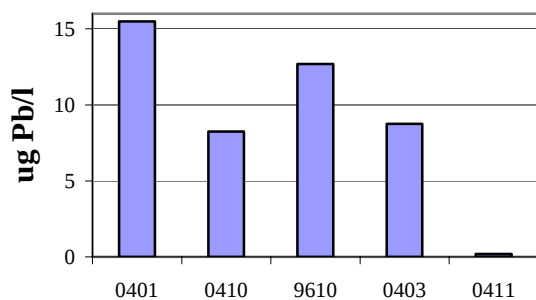


Figur 7. Halt svavel i mg/l.

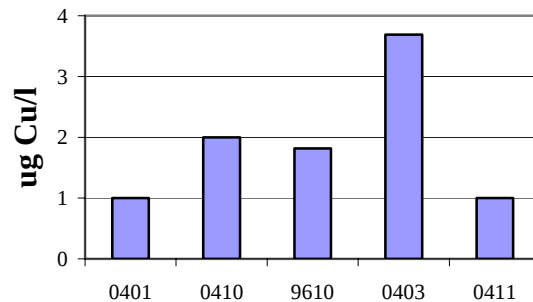


Figur 8. Halt oljeindex i µg/l.

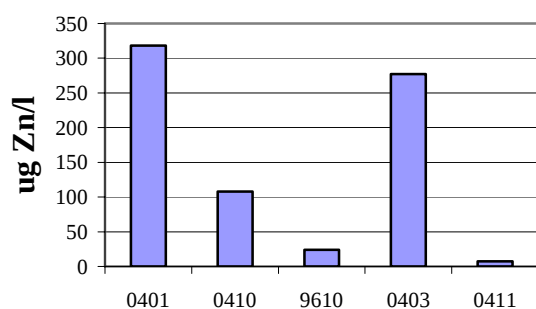
Bilaga 9. Jämförelse av analysresultat i grundvatten (provtagning 2005-01-17).



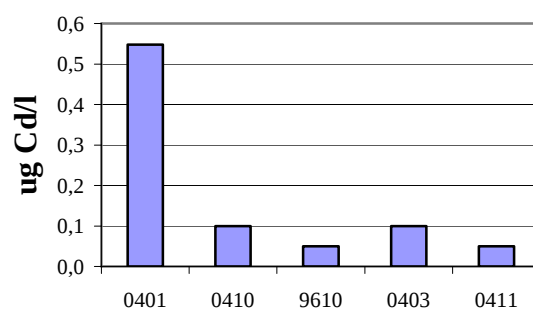
Figur 9. Halt Pb i µg/l.



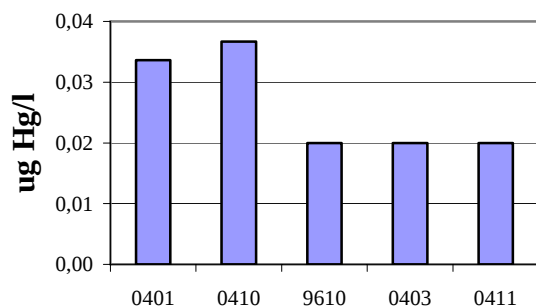
Figur 10. Halt Cu i µg/l.



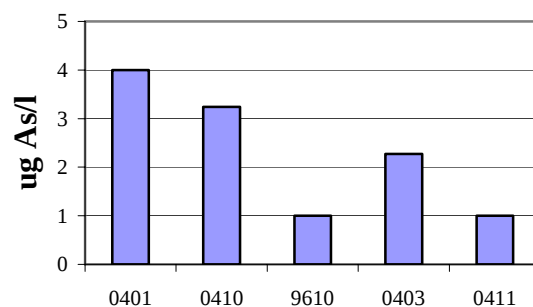
Figur 11. Halt Zn i µg/l.



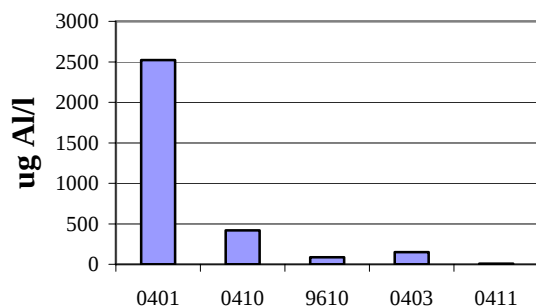
Figur 12. Halt Cd i µg/l.



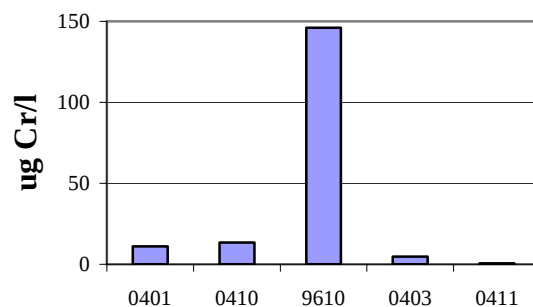
Figur 13. Halt Hg i µg/l.



Figur 14. Halt As i µg/l.



Figur 15. Halt Al i µg/l.



Figur 16. Halt Cr i µg/l.

Bilaga 10. Blankett A, Administrativa uppgifter.

Inventeringens namn: Examensarbete	Inventeringsfas (1 eller 2 enligt MIFO): 2		
Objekt: Skutskärs Bruk (transportyta mellan kokeri och renseri)	Upprättad (namn, datum): Lisa Lundell 2005-03-19		
Id nr:	Reviderad (namn, datum):		
Preliminär riskklassning enligt BKL	Reviderad (namn, datum):		
Bransch	Massa- och pappersindustri, kloralkali		
Branschkod enligt SNI Ifylles automatiskt vid datalagring			
Län (namn, kod)	Uppsala län, 03		
Kommun (namn, kod)	Älvkarleby kommun, 0319		
Topografiska kartan Ifylles automatiskt vid datalagring	13H Gävle NO		
Ekonomiska- Gula kartan Ifylles automatiskt vid datalagring	137 57 Skutskär		
Fastighetens koordinater, objektets, tomtens, huvudbyggn centrumpunkt (rikets nät sex siffror)	X= 6726426 nord	Y=1586841 ost	Z= 2,4 höjd
Fastighetsbeteckning (enl CFD)			
Byggnader och anläggningar (nuvarande, tidigare översiktligt)	Nuvarande: Blekeri, renseri, kokeri, kausticering, kontor i närheten. Barkanläggning, sluten dieseltank, oljetunnor på område. Tidigare: Salt- och sulfatmagasin, huggeri, dieseltank, råterpentinlager, kloralkalifabrik, klordioxidfabrik.		
Objektets adress	Stora Enso Fine Paper Skutskär Pulp Mill 814 81 Skutskär		
Anläggningsägare eller motsvarande med adress			
Nuvarande fastighetsägare om annan än anläggningsägare med adress			
Kontaktpersoner med adress hos tillsynsmyndighet el dyl			
Fastighetens storlek (m ²)	Undersökningsområdet är ca 16 000 m ² .		
Befintliga undersökningar/gjorda utredningar:	Se examensrapport MIFO fas 2 (tidigare undersökningar, referenslista)		
Andra källor (kartor, flygbilder, foton e t c) + uppgift om var de finns	Kartor och ritningar enligt referenslista till examensrapport MIFO fas 2. Ritningarna finns på Skutskärs Bruk.		
Fixpunkter (placering)	Finns i plan och höjd enligt Skutskär Bruks lokala system. Rörkoordinater nedan anges enligt detta system.		
Brunnar/Undersökningsrör inom industri- eller påverkansområdet, läge skick och typ	Se bilaga i rapport.		

Bilaga 11. Blankett B, Verksamhets-, områdes- och omgivningsbeskrivning.

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Objekt: Skutskärs Bruk (transportyta mellan kokeri och renseri)	Upprättad (namn, datum): Lisa Lundell 2005-03-09
Id Nr:	Fältbesök(namn, datum) Lisa Lundell okt 2004-feb 2005
	Fältbesök (namn, datum)

Verksamhetsbeskrivning

Anläggningens status (i drift, nedlagd före 1969, nedlagd efter 1969, ingen tidigare känd verksamhet)	I drift
Anläggningsområdets tillgänglighet (inhägnat, öppet)	Industriområdet inhägnat Undersökningsområdet öppet, men inom industriområdet
Verksamhetstid: (ungefärligt antal år)	
Driftstart och driftslut (år)	1895 – pågående
Antal miljöstörande verksamhetsår	
Produktion (produkt och mängd, om möjligt årtal för produkterna)	Pappersmassa 1895-pågå, terpentint 1903-1976, harts 1904-1930 och 1966-1976, klor 1932-1977, natronlut 1966-1977, svavelsyra 1949-1969
Processbeskrivning, nuvarande översiktligt	Undersökningsområdet används som transportyta, samt omlastningsyta för bark från renseriet. Industriområdet används för tillverkning av sulfatmassa.
Processbeskrivning, tidigare, översiktligt	På eller i närheten av undersökningsområdet: Lagring av koksalt, huggeri, råterpentinlager, kloralkaliframställning uppströms, dieseltank
Avloppsvatten från processerna, nuvarande hantering (sluten till eget reningsverk, till kommunalt reningsverk, orenat till namngiven recipient)	Sluten till eget reningsverk
Avloppsvatten från processvatten tidigare hantering (alternativ som ovan):	Orenat till namngiven recipient
I processerna hanterade kemikalier	Kokning: $\text{NaOH} + \text{Na}_2\text{S} + \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{Na}_2\text{SO}_4 = \text{vitlut}$ Blekning: 1895: Ingen blekning 1932: Cl_2, NaOH, NaClO 1946: Cl_2, NaOH, NaClO, ClO_2 1976: Cl_2, NaOH, NaClO, O_2, ClO_2 1985: Cl_2, NaOH, ClO_2, O_2 1992: ClO_2, NaOH, O_2 1993: ClO_2, NaOH, O_2, H_2O_2 1995: ClO_2, NaOH, O_2, H_2O_2, H_2SO_4 Sodapanna: SO_2, H_2S, Na_2CO_3 (soda), Na_2S, Na_2SO_4 Kausticering: Na_2CO_3, CaCO_3, NaOH (kaustiksoda), Ca(OH)_2 Mesaugn: CaCO_3 (mesa), CaO Kloralkali: 1932-1938: Asbest, Cl_2, NaCl, NaOH 1938-1977: Hg, Cl_2, NaCl, NaOH, grafitslam, kol Oljor: Smörjolja, dieselolja
Restprodukter från processerna, mellanlagring (förekomst och typ)	Kisaska: Ytligt fyllnadsmaterial Mesa, bark- och trärester som djupare fyllnadsmaterial Grönlutslam som fyllnadsmaterial (?)

Efterbehandlingsåtgärder, genomförda (typ av åtgärd t ex eventuell yttäckning, inneslutning):	
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	

Området och omgivningen

Markanvändning på objektet (industrimark, jordbruksmark, tätort/bebyggelse, skogsmark, parkmark, övrig):	Industrimark
Markanvändning inom påverkansområdet (alternativ som ovan)	Industrimark, rekreationsområden (bad)
Avstånd från objekt till bostadsbebyggelse (0-50 m, 50-200 m, 200-500 m, 500-1000 m, >1000 m):	200-500 m
Synliga vegetationsskador inom objektet (ja, nej)	Ingen vegetation
Synliga vegetationsskador inom påverkansområdet (ja, nej)	
Markförhållanden dominerande inom området (täta -, normaltäta -, genomsläppliga jordarter, fyllnadsmassor, berg, övrigt):	Fyllnadsmassor av sand, morän, kisaska och mesa. Underlagrat av morän och troligtvis sprickfattig berggrund.
Topografi, lutning (%)	0,5 % undersökningsområde, 1 % uppströms området
Typ av närrecipient (grundvatten, dike, bäck, älv, sjö, hav)	Hav
Närrecipient, namn och avstånd från föroreningen (enligt topografiska, ekonomiska kartan):	Gävlebukten (Östersjön) via hamnbassäng. 70-170 m till hamnbassäng.
Huvudavrinningsområde enligt SMHI	

Byggnader och anläggningar

Byggnader även rivna (ålder och skick):	Renseri 1,2 byggt 1974, renseri 3 byggt 1970, huggeri 1938-ca 1998, råterpentinlager ca 1970-2001, kloralkalifabrik ca 1932-ca 1996, barkbyggnad byggd ca 1954, dieseltank på betongplatta 1979-2002, kokeri 1,2 byggt 1975, kokeri 3 och blekeri 4 byggda 1960, kausticering byggdes 1960. För övriga byggnader se MIFO rapport fas 1.
---	---

Förorenade markområden

Lokalisering av förorenad mark	Främst Pb, Zn, Cu, Cd, As i ytligt liggande kisaska. Även ytligt Hg. Hg också i djupare fyllnadsmassor. Tyngre oljor i ytlig jord. För läge och djup se rapport.		
Volym förorenade massor (m³)	Mycket heterogent, svårt att uppskatta. Om kisaska över hela området med 0,5 m mäktighet erhålls 8000 m³.		
Utbredning av förorening, yta, (m²)	Punktsvis föroreningar i hela undersökningsområdet (16 000 m²)		
Koordinater på förorenade markområdet, rikets nät sex siffror	X= 6726426 nord	Y= 1586841 ost	Z=2,4 höjd
Föroreningar:	Pb, Cd, Zn, Cu, As, Hg, tyngre oljor. PAH, Co, Cr, Ni, V, EOx i mindre mängder.		

Förorenat grundvatten

Lokalisering av förorenat grundvatten	Förhöjda halter av Cr i rör 9610, Al i 0401, förhöjda halter av organiska föreningar från barkhög (?) (oljeindex) i rör 0401. Förhöjda Pb-halter i 0401 och 9610.
---------------------------------------	---

Volym förorenat grundvatten (m ³)	(?)		
Utbredning av föroreningen, yta, (m ²)	Hela industriområdet (?)		
Koordinater på det förorenade grundvattenmagasinet (rikets nät sex siffror)	X= 6726426 nord	Y= 1586841 ost	Z= höjd
Föroreningar	Främst Pb, Al, Cr, Zn		

Förorenade sediment

Lokalisering av förorenat sediment	Hamnbassängen. Sediment dock ej provtaget inom examensarbete.		
Volym förorenade sediment (m ³)	Sanering pågår.		
Utbredning av föroreningen, yta, (m ²)			
Koordinater på det förorenade sedimentet, rikets nät sex siffror	X= 6726980 nord	Y=1586930 ost	Z= höjd
Föroreningar:	Tungmetaller (Hg), organiska föreningar		

Dagvatten och Deponier

Dagvattendränning (typ, slutet -, öppet system, okänt): (till grundvatten, dike, bäck eller älv, sjö eller hav, torvmark övrigt):	Slutet dagvattendränningssystem till hamnbassängen. Asfalterade ytor med dagvattenbrunnar.		
Deponi (inom objektet, utanför objektet, saknas. övrigt)	Utanför aktuellt undersökningsområde: "Nya kvicksilverdeponin" och "Gamla kvicksilverdeponin" . För övriga deponier se MIFO- rapport fas 1		
Typ av deponi (aktiv, öppen, under uppbyggnad, nedlagd, använd som fyllning):	Nedlagda		
Innehåll i deponin,	Kvicksilver, grafitlam, processavfall, kvicksilverkontaminerat rivningsavfall		
Läckage från deponin (till recipient, grundvatten, inget):			
Deponins koordinater (rikets nät sex siffror):	X= 6726171 (nya) 6726040 (gamla)	Y=1586788 (nya) 1587048 (gamla)	Z= höjd

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

Där huggeriet tidigare stod finns troligtvis betongfundament kvar i marken med början på ca 1 m djup.

Bilaga 12. Blankett C, Föroreningsnivå.

Objekt: Skutskärs Bruk (transportyta mellan kokeri och renseri)	Upprättad (namn, datum): Lisa Lundell 2005-03-09
Id nr:	Reviderad (namn, datum):

Mark

Antal prov:	56 (grundämnen) 12 (EOX, PAH, oljeindex)			
Jämförelserna görs med (kryssa): [] ___ :e percentilen, [] näst högsta värdet, [X] högsta värdet, [] syn el, luktintryck etc				
Tillstånd	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
	Co, Cr(tot), Ni, V, övriga PAH	cancerogena PAH	As, Hg, oljeindex*	Pb, Cd, Zn, Cu, Cr(VI)**
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata:		Ba, Be, Fe, Li, Mn, Mo, P, S, Sr, EOX		
Avvikelse från jämförvärde	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Måttlig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
	V, PAH	Co, Cr, Ni, EOX	As	Cd, Cu, Hg, Pb, Zn
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata		Ba, Be, Fe, Li, Mn, MO, P, S, Sr, oljeindex		
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening				X _{metaller}
Volym förorenade massor			X _{metaller} (?)	
Använda referenser: NV Rapport 4918: Bilaga 4, tabell 1 (tillstånd); bilaga 5, tabell 2,4 och 5 (avvikelse). * Låg halt <500 mg/kg TS enl. Analytica AB, Oljebibliotek, upplaga 1/ oktober 2003, sanering vid 5000 mg/kg TS enl. Holländska gränsvärden, NV Rapport 4918, tabell 4. ** Cr(VI) ej analyserat. Endast totalhalter!				

Grundvatten

Grundvatten				
Antal prov:	5 (metaller)* 10 (oljeindex)			
Jämförelserna görs med (kryssa): [] ___ :e percentilen, [] näst högsta värdet, [X] högsta värdet, [] syn el, luktintryck etc				
Tillstånd	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
	As, Cd, Cu, Hg, Ni, oljeindex**	Cr, Pb		
Ämne där bedömning av tillstånd inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata:		Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Al, Ba, Co, Mn, Zn		
Avvikelse från jämförvärde	Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Måttlig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor åverkan av punktkälla
	As, Cd, Cu, Zn	Pb	Al	
Ämne där bedömning av avvikelse inte är möjlig p g a brist på jämförelsedata		Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Ba, Co, Cr, Hg, Mn, Ni, oljeindex		
Använda referenser: NV Rapport 4918: Bilaga 4, tabell 3 (tillstånd); bilaga 5, tabell 6 (avvikelse).				
* Provtaget 2005-01-17				
** Låg halt <500 µg/l enl. Analytica AB, Oljebibliotek, upplaga 1/ oktober 2003, tillståndsinde lning enl. NV Rapport 4918, tabell 4.				

Bilaga 13. Blankett D, Spridningsförutsättningar.

Objekt: Skutskärs Bruk (transportyta mellan kokeri och renseri)	Upprättad (namn, datum): Lisa Lundell 2005-03-09
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 Se provpunktsfigur och bilagor i rapport.
Karta över påverkansområdet Undersökningsobjektets påverkansområde innefattar marken nedströms området samt hamnbassängen som mynnar till Gävlebukten. Se figur och bilagor i rapport.

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:	Hg, organiska föreningar (PAH, EOX, terpenier)
Markens genomsläpplighet (m/år):	Låg p.g.a. hårt packad fyllning & asfalt (?)
Byggnadens genomsläpplighet (m/år):	
Konstaterad historisk spridning:	
Övrigt	Renseri och barkbyggnaden ligger i grundvattenströmningens spridningsriktning. Troligt att flyktiga komponenter avgått eftersom äldre föroreningar.
Uppskattad hastighet för gasinträngning i byggnader:	

Mark och grundvatten

Föroreningars lokalisering i marken i dag, markera även på kartan (text):	Huvudsakligen i ytligt liggande kisaska (metaller). Ev. föroreningar djupare längs markledning. Se figurer i rapport. Förhöjda oljeindexhalter i ytnära marklager (främst tyngre oljor från truckar).
---	---

Spridningshastighet för ämnen som transporteras med vatten i mark

Föroreningar som sprids med vatten:	Metaller, organiska föreningar (EOX, PAH, terpenier)
Markens genomsläpplighet i mest genomsläppliga lagret (m/s):	10^{-5} (Orrje & Co, 1979), 10^{-6} (hydrauliskt test)
Lutning på grundvattenytan (%):	0,5 % i undersökningsomr. ; 1 % uppströms
Grundvattenströmning (m/år) ca:	4,5-10 m/år i utfylld sand ; 0,05-0,1 m/år i morän
Nedbrytbara föroreningar:	Organiska föreningar (PAH, EOX, terpenier)
Nedbrytningshastighet (halveringstid):	
Föroreningar som binds i marken:	Metaller under vissa förhållanden, dioxin, organiska föreningar i viss mån
Halt organiskt kol i marken (%):	1,6 % (median glödförlust, 6 samlingsprover, 0-1,5 m djup)

Andra förutsättningar för bindning i marken t ex lerinnehåll (text):	Mesa, siltigt material, bark- och trärester
Naturliga transportvägar t ex torrsprickor i lera (text):	
Antropogena transportvägar t ex ledningsgravar (text):	Ledningsgravar (avlopp, dagvatten, el). För placering se markledningsritningar för Skutskärs Bruk & bilagor i MIFO fas 1-rapport.
Konstaterad historisk spridning (m/år):	
Övrigt:	Grundvattenytan i undersökningsområdet ligger på ca 2,3 m djup. Uppströms (runt f.d. kloralkalifabriken) ca 1,3 m djup.
Uppskattning av spridningshastighet i mark och grundvatten (m/år):	Ca 10 m/år för vattenpartiklar (stor spridningshastighet). Själva föroreningstransporten kan vara lägre p.g.a. fastläggning

Spridningshastighet för ämnen som transporteras via damning från mark

Föroreningar som sprids med damm:	Metaller, organiska föreningar, dioxin
Markytans torrhet (normal, torrare än normalt, mycket torrare än normalt):	
Vegetationstäckning (% och typ):	Undersökningsområdet är asfalterat
Exponering för vind (liten, stor, mycket stor):	
Konstaterad historisk spridning (m/år):	
Övrigt:	Risk för att markföroreningar sprids med damm vid grävarbeten
Uppskattning av spridningshastighet med damm (m/år):	

Spridningshastighet för ämnen som transporteras som separat fas i marken

Föroreningar som sprids i separat fas:	Lättare och tyngre oljor
Markens genomsläpplighet: (m/s):	
Separata fasens viskositet (trögflytande, lättflytande):	
Konstaterad historisk spridning (m/år):	
Övrigt:	Oljeindex tyder på tyngre oljor i ytnära marklager. Troligtvis äldre spill från truckar innan ytan asfalterades.
Uppskattning av spridningshastighet som separat fas i mark (m/år):	

Mark/grundvatten till ytvatten

Redan förorenade ytvatten, konstaterad historisk spridning (namn):	Hamnbassängen, Gävlebukten (Östersjön)
Hotade ytvatten (namn):	
Föroreningars hastighet i mark/grundvatten, (m/år):	
Avstånd från förorening till hotat ytvatten (m):	Ytvatten redan påverkat (avstånd 7-170 m)
Ytavrinning på marken, diken, avlopp (ja/nej)	Avlopp, dagvattenbrunnar
Varierande grundvattennivåer, översvämningar, högvatten (ja/nej):	Nivån i hamnbassängen varierar mellan ca 5,1 och 6 möh. Normalvattenstånd 5,4 möh. Höjder enligt lokalt system.
Övrigt:	
Uppskattad spridningstid till ytvatten (år):	Ytvatten redan påverkat

Ytvatten

Föroreningar som sprids i ytvatten:	Metaller, organiska föreningar
Ytvattnets transporthastighet:(km/år)/omsättningstid (år):	Vattenomsättning hamnöppning 30 m ³ /s (GVT, 2004)

Utspädning leder till oskadliga halter i ytvattnet (ja/nej):	
Ojämn spridning i ytvatten (ja/nej):	
Konstaterad historisk spridning (m/år):	Ingen ytvattenprovtagning utförd. Se istället muddring i rapport MIFO fas 1.
Övrigt:	
Uppskattas spridningshastighet i ytvatten (km/år):	

Sediment

Redan förorenade sediment, konstaterad historisk spridning, markera även på karta (text):	Ingen sedimentprovtagning utförd. Se istället muddring i rapport MIFO fas 1.
Föroreningar som sprids via vatten till sediment:	
Förutsättningar för sedimentation i olika delar av vattensystemet (text):	
Båttrafik som rör upp sediment (ja/nej):	Ja
Muddring (ja/nej):	Ja
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):	

Bilaga 14. Blankett E, Samlad riskbedömning.

Objekt: Skutskärs Bruk (transportyta mellan kokeri och renseri)	Upprättad (namn, datum): Lisa Lundell 2005-03-19
Id nr:	Reviderad (namn, datum):
Verksamhet/bransch: Produktion av sulfatmassa sedan 1895. Kloralkaliframställning mellan 1932 och 1977. Fabriken var placerad uppströms undersökningsobjektet. Området utfyllt med sand, kisaska, mesa, m.m. Tidigare huggeri, råterpentinlager samt sulfat- och saltmagasin i närheten av undersökningsobjektet. Numera omlastning för bark samt transportyta.	

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Föroreningarnas farlighet (F)

Skriv ämne/ämnesgrupp i aktuell ruta.

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Ca, Fe, Mg, Mn	Al, Zn	Cu, Co, Cr, fenol, K, Li, Ni, oljor, terpener, V	As, Be, Cd, EOX, Hg, Pb, PAH

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	V, övriga PAH	Co, Cr(tot), Ni, EOX, cancerogena PAH	As, oljeindex	Pb, Zn, Cd, Cu, Hg, (Cr(VI))
Grundvatten	As, Cd, Cu, Hg, Ni, Zn, oljeindex	Cr, Pb	Al	
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			Metaller (?)	
Till ytvatten				
I ytvatten				
I sediment				

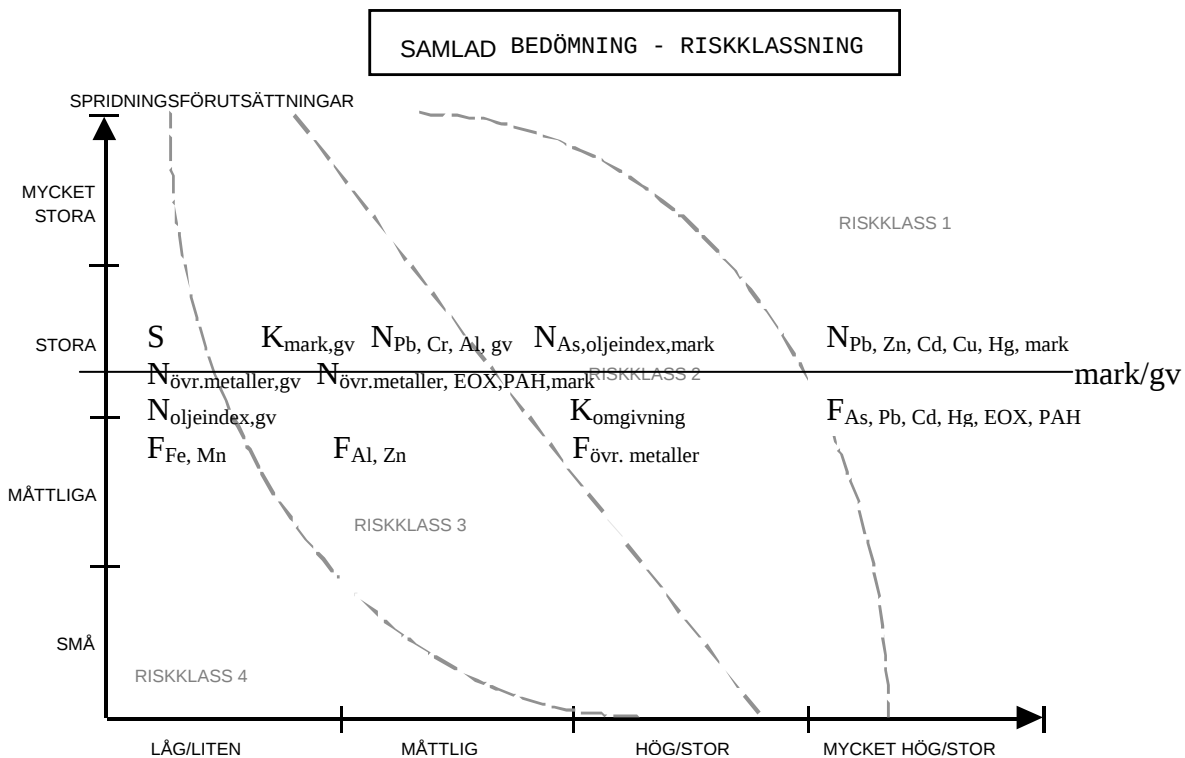
Känslighet/skyddsvärde (KoS)

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

	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Byggn/anlägg				
Mark o grundvatten	S	K (grundvatten, mark)	K (omgivning)	
Ytvatten o sediment	S		K	

Bedömningen av K/S baseras på markanvändningen: Industrimark, rekreationsområde (badplats) vilken är (sätt kryss) [X] pågående markanvändning, [] framtida markanvändning enligt detaljplan, [X] framtida markanvändning enligt översiktsplan.

Kort beskrivning av exponeringssituationerna: Inget grundvattenuttag nu eller i framtiden. Inhägnat industriområde, endast yrkesverksamma exponeras. Undersökningsområdet asfalterat, varför exponering främst vid grävarbeten. Ingen naturlig flora och fauna inom undersökningsområdet. Akvatiska organismer i recipientens redan påverkade ytvatten och sediment exponeras. Människor vid närliggande badplatser exponeras.



F = Föroreningarnas farlighet, N = Föroreningsnivå, K = Känslighet, S = Skyddsvärde, gv = grundvatten

Inventerarens intryck: Heterogent område p.g.a. utfyllnader. Huvudsakligen sand och siltig sand. Kisaska på 0-1 m djup under markytan. Därunder omväxlande sand, siltigt material, mesa, bark- och trärester. Under grundvattenytan (ca 2,3 m djup) vanligtvis siltigare sand. Underlagras troligtvis av morän.

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

Motivering:

Höga metallhalter i mark, främst i ytligt liggande kisaska (Pb, Zn, Cd, Cu, As). Högre halter av tyngre oljor i vissa punkter (truckspill), men låg PAH, EOX och fenol i markproverna. Generellt sett låga metallhalter (även Hg) i grundvattnet, dock något högre halter i punkter med högt pH och hög temp. Även låg oljeindex i grundvattnet.

Genomsläppligt material ovan grundvattenytan, men låg infiltration p.g.a. asfalt och dagvattendränring samt grundvattenyta på ca 2,3 m djup. Troligtvis relativt lågt flöde p.g.a. dagvattendränring och dränring vid kvicksilverdeponin. Dessutom mesa- och moränlager uppströms undersökningsområdet som kan stoppa upp flödet.

Låg halt organiskt material i sand och kisaska, men spridda områden med rester av trä och bark. Ofta siltig sand under grundvattenytan, samt förekomst av mesa.

Många markledningsgravar finns som skulle kunna ha en dränerande verkan och på så vis öka föroreningstransporten. Ledningsgravarna är antagligen fyllda med samma eller liknande sand som utfyllnaden, varför transporten ej bör vara större i dessa. Dessutom ligger de troligtvis ovan grundvattenytan där infiltrationen är låg.

Låg exponeringsrisk för yrkesverksamma, med undantag för grävarbeten. Exponeringsrisk vid badstränder utefter Gävlebukten, samt för akvatiska organismer i hamnbassängen. Historisk spridning i ytvatten och sediment konstaterad.

Övrigt:

Riskklassningen gäller endast aktuellt undersökningsområde mellan renseri och kokeri.

Platsspecifika riktvärden bör tas fram vid en eventuell MIFO fas 2-utredning för hela industriområdet.

Sulfat- och nitrathalter skulle kunna analyseras för att undersöka huruvida reduktion i grundvattnet förekommer.

Andra prioriteringsgrunder:

☐ exponering av föroreningar sker i dag, på följande sätt

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