

Miljöteknisk undersökning enligt MIFO

- en studie på fastigheten Bodsjölandet 1:14
avseende den nedlagda tjärfabriken i Grötingen

Maria Ed

REFERAT

Miljöteknisk undersökning enligt MIFO

– en studie på fastigheten Bodsjölandet 1:14 avseende den nedlagda tjärfabriken i Grötingen

Maria Ed

Från slutet av 1890-talet och fram till slutet av 1930-talet tillverkades träkol och trädestillationsprodukter vid AB Carbos kolugnsanläggning i Grötingen, Jämtlands län. En undersökning enligt MIFO-modellen motsvarande fas 1 och fas 2 har genomförts på området med syfte att fastställa vilka föroreningar som förekommer på området, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar och sammanfattningsvis bedöma föroreningssituationen på området utifrån de miljö- samt hälsorisker som området ger eller kan ge upphov till. Objektsområdet har hög känslighet och högt skyddsvärde då människor bor permanent alldeles intill objektsområdet samt att det intilliggande vattendraget Gimån ingår i Natura 2000-nätverket.

Genom de orienterande studier som genomfördes i MIFO fas 1 har kart- och arkivstudier samt intervjuer resulterat i information om kolugnsanläggningens verksamhet samt tillverkade produkter. På fabriksområdet identifierades potentiella punktkällor vid fabriken smedja, källare, reningsverk samt vid den träränna varigenom spilltjära släpptes ut till Gimån.

Utifrån den information som erhöles i den orienterande fasen genomfördes en riktad provtagning enligt MIFO fas 2 i såväl mark och sediment som grund- och ytvatten. Bedömning av uppmätta föroreningshalter baseras på riktvärden och skattas från mindre allvarliga till mycket allvarliga. Analysresultaten påvisar allvarliga till mycket allvarliga halter av PAH, aromater och bly i jorden och grundvattnet. Andra föroreningar som påvisas i högre halter på området är alifater och koppar. Föroreningsnivån med avseende på PAH i sedimenten bedöms som allvarlig medan analysresultaten från ytvattenprovtagningen påvisar mycket låga föroreningsnivåer. Provtagningsresultaten påvisar ett mycket förorenat grundvattenflöde från reningsverket, där en punktkälla i form av större spill eller nedgrävda förvaringskärl kan vara lokaliserad. Eventuell spridning av föroreningar från trärännan går inte att fastställa då förorenings-spridning även kan ske från det intilliggande området där kolugnar och kondenseringshus har varit lokaliserade.

Föroreningarna fenantren och fenol studerades genom modellering i CHEMFLO-2000 med avseende på deras rörlighet i omättad jord under de geohydrologiska förhållanden som råder på objektsområdet i Grötingen. Resultatet visar att fenantren adsorberas i marken i betydligt större grad än fenol. Koncentrationen fenantren i porvattnet minskar nästan lika mycket som den totala koncentrationen fenantren i marken, vilket tyder på att fenantren binds starkt genom adsorption i marken.

Den samlade riskbedömningen av objektet resulterar i att objektet bedöms tillhöra riskklass 2, vilket innebär att objektet ger upphov till en stor risk för människa och miljön. Fortsatta undersökningar på området i Grötingen bör fokusera på att hitta den punktkälla vid reningsverket som bedöms vara orsaken till de höga föroreningsnivåer som uppmättes i grundvattenrör V1. Den geografiska utbredningen av de ytliga föroreningarna som påträffades där smedjan har stått bör också utredas vidare och eventuellt avlägsna förorenad jord eller vidta åtgärder för att minska exponeringen. Vidare undersökningar bör även klarlägga spridningen från trärännan samt orsakerna till de höga föroreningsnivåer av bly som uppmättes på området.

Nyckelord: MIFO, miljöteknisk undersökning, förorenade områden, tjära, träkol, Grötingen

ABSTRACT

Contaminant survey and risk assessment of a former tar factory site in Grötingen, Sweden

Maria Ed

During 40 years of industrial production, from the end of the 1890's until the end of 1930's, coal and wood distillation products were manufactured in AB Carbo's tar factory along the River Gimån in Grötingen, in the county of Jämtland, Sweden. In accordance with the Swedish Environmental Protection Agency's Methods for Inventories of contaminated sites, MIFO, the site in Grötingen has been identified as a potentially contaminated site. In order to determine whether toxic substances pose a threat to human health and ecological systems in the area, there was a need to investigate the presence of contaminants, their levels and potential for migration. Sensitivity and protection value regarding exposure of man and the environment at the site is high, since people live next to the site and River Gimån is a part of the Natura 2000 network.

The initial phase of the MIFO method includes a preliminary survey. Information regarding AB Carbo's activities and production has been obtained by studying map and archive material, as well as by interviews and site inspections. Potential point sources have been identified around the factory forge, storage cellar, distillation building and the wooden channel for the discharge of tar and other condensates into the River Gimån.

Guided by the information gathered in MIFO phase 1, a preliminary site investigation was carried out at the site. It included sampling of soil, sediment, groundwater and surface water together with sample analysis of heavy metals and organic pollutants. The result of the analysis shows that very high levels of the contaminants PAH, aromatics and lead are found in both soil and groundwater. The sediment contamination level is high while that of surface water is very low. The distribution of contamination levels among the samples indicates a likely point source close to the distillation building due to very high contamination levels in soil and groundwater close to that point. The point source may represent a larger spillage or dumped waste products.

Two of the contaminants present at the site, phenantrene and phenol, were studied by using the model CHEMFLO-2000. The analysis focussed on mobility in unsaturated soils under conditions that prevail at the site in Grötingen. The adsorption of phenantrene is significantly higher in comparison to that of phenol.

Comprehensive assessment and risk classification results in risk class 2 for the site in Grötingen, which implies a need for further investigations and measurements. The risk of human exposure could be reduced by removing contaminated soil around the factory forge. Additional studies should focus on finding the location of the point source around the distillation building as well as contaminant migration from the wooden channel and the geographical spreading of heavy metal contamination.

Keywords: MIFO, risk assessment, contaminants, contaminated site, tar, coal, Grötingen

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

FÖRORD

Detta examensarbete har genomförts inom civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och motsvarar 20 poäng. Examensarbetet har utförts i samarbete med Länsstyrelsen i Jämtlands län och SWECO VIAK i Östersund. Lars Edlund på SWECO VIAK i Östersund har stått för handledning och Roger Herbert, docent vid institutionen för geovetenskaper, avdelningen för luft- och vattenlära, Uppsala Universitet har varit ämnesgranskare.

Ett stort tack vill jag rikta till min handledare Lars Edlund för mycket kloka råd och tips under arbetets gång. Jag är också mycket tacksam över det stöd jag har fått från Johan Kjellgren, SWECO VIAK, Östersund. Jag vill också tacka ämnesgranskaren Roger Herbert för ett mycket stort engagemang i mitt arbete.

Maria Lillemägi, Anna Eriksson, Karin Olsson, Ida Florberger och Cecilia Cederborg, Länsstyrelsen i Jämtlands län, ska ha ett stort tack för stöd och råd. Ett extra stort tack riktas till Maria Lillemägi då hon har gjort detta examensarbete möjligt.

Ett stort tack riktas även till de människor som bor i Grötingen, ni har gjort mitt arbete oförglömligt! Speciellt vill jag tacka Ejan och Siv Lindgren för ert öppna varma hem och er gästfrihet. Andra grötingebor som jag är mycket glad över att ha fått träffa är Lars Olof och Birgit Lindgren, Charlie Lindgren, André och Sigrid Lindgren, Anna Lindström och Alex Johansson. Tack alla för er hjälp! De före detta grötingeborna Ivar Nordlander och Isidor Segemar ska också ha ett stort tack för vänligt bemötande och för att ni tog er tid att berätta för mig om Grötingen och kolugnsanläggningen. Edvin Backman har med sin långa erfarenhet och gedigna intresse för kolning och tjärbränning fått mig att inse den verkliga konsten med tillverkning av träkol och trätjära. Jag vill även tacka min morfar, Sven Ed, för hans berättelser och erfarenheter från kolmilning och tjärbränning.

För arbetet i fält vill jag tacka Larry Johansson, SWECO VIAK, för proffsigt borrhande. Jag vill även tacka Länsstyrelsens Ida Florberger och Maria Lillemägi för stöd under provtagningarna.

Jag är oerhört tacksam över den hjälp jag har fått från Mats Rolén som är bördig från Nyhem, inte långt från Grötingen. Han har skrivit flera uppsatser, böcker och artiklar om Jämtlands historia, vilket även inkluderar AB Carbos verksamhet och Grötingen.

Bengt Larsson, Skogens Kol AB, har genom sin erfarenhet inom träkolstillverkning bidragit med ytterligare viktig information angående träkolets och biprodukternas egenskaper, tillverkningsprocesser samt användningsområden.

Även Anders Östman på Kemiinformation AB har varit till stor hjälp vid bedömning av trätjäreans möjliga påverkningar på hälsa och miljö.

Nicholas Jarvis, Institutionen för markvetenskap vid Sveriges Lantbruksuniversitet har bidragit med råd och tips kring modelleringen i CHEMFLO-2000.

*Copyright © Maria Ed och Institutionen för Geovetenskaper, Uppsala Universitet
UPTEC W06 026, ISSN 1401-5765*

Tryckt hos Institutionen för Geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala Universitet, 2006

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

TABELL- OCH FIGURFÖRTECKNING	12
1. INLEDNING	13
1.1. AB CARBO I GRÖTINGEN	14
1.2. SYFTE	14
1.3. DISKUSSION AV TILLVÄGAGÅNGSSÄTT	14
2. BAKGRUND	16
2.1. TRÄVARUINDUSTRIN KOMMER TILL GRÖTINGEN I JÄMTLAND	16
2.2. FRAMSTÄLLNING AV TRÄKOL OCH TRÄDESTILLATIONSPRODUKTER	17
2.2.1. Vedens sammansättning	17
2.2.2. Torrdestillering av trä	18
2.2.3. Träkolet – nödvändigt för järnframställningen	18
2.2.4. Tjärbränning	19
2.2.5. Kombinerad produktion av trätjära och träkol i ugn	19
2.2.6. Kolugnsanläggningarnas dokumenterade miljöpåverkan	20
2.2.7. Förväntade föroreningar vid kolugnsanläggningar	20
2.3. METODIK FÖR INVENTERING AV FÖRORENADE OMRÅDEN	21
2.3.1. MIFO fas 1 – orienterande studier	21
2.3.2. MIFO fas 2 – översiktlig undersökning	21
2.3.3. Föroreningarnas farlighet	22
2.3.4. Föroreningsnivå	22
2.3.5. Spridningsförutsättningar	22
2.3.6. Känslighet och skyddsvärde	23
2.3.7. Samlad riskbedömning	23
2.4. RIKTVÄRDEN FÖR BEDÖMNING AV FÖRORENINGSNIVÅ	24
2.5. FÖRORENINGARS RÖRLIGHET I MARK OCH GRUNDEVATTEN	25
2.5.1. Organiska föreningar	25
2.5.2. Metaller	25
2.6. ANSVAR, SKYLDIGHETER OCH TILLSYN FÖR FÖRORENADE OMRÅDEN	26
3. METOD	27
3.1. MIFO FAS 1	27
3.1.1. Arkivstudier	27
3.1.2. Kart- och fältstudier	27
3.1.3. Intervjuer	27
3.1.4. Bedömning av markanvändning och exponeringsförhållanden	27
3.2. MIFO FAS 2	27
3.2.1. Upprättande av geokarta	27
3.2.2. Provtagning	27
3.2.2.1. Val av provtagningspunkter och provtagningsmedia	28
3.2.2.2. Val av analysparametrar samt upphandling med laboratorium	29
3.2.2.3. Val av fältmetoder och utrustning	29
3.2.2.4. Jordprovtagning	30
3.2.2.5. Sedimentprovtagning	30
3.2.2.6. Installation av grundvattenrör	30
3.2.2.7. Avvägning av provtagningspunkter	30
3.2.2.8. Grundvattenprovtagning	30
3.2.2.9. Ytvattenprovtagning	30
3.3. MODELLERING AV FÖRORENINGARS SPRIDNING I CHEMFLO TM -2000	30
3.4. ANSVARSUTREDNING	33
4. RESULTAT	34
4.1. ARKIVSTUDIER	34
4.1.1. AB Carbos industrihistoria	34
4.1.2. Kolugnsanläggningen	34
4.1.3. Reningsverket	35

4.1.4. Förvaringskällare och sedimenteringskar.....	35
4.1.5. Smedjan/förrådet.....	35
4.1.6. AB Carbos tidigt dokumenterade miljöpåverkan.....	35
4.2. KART- OCH FÄLTSTUDIER	36
4.2.1. Topografi.....	36
4.2.2. Geologi.....	36
4.2.3. Hydrologi.....	36
4.2.4. Växtlighet.....	36
4.2.5. Gimån och sjön Grötingen	36
4.2.6. Skyddsvärd natur.....	36
4.3. INTERVJUER.....	37
4.4. BEDÖMNING AV MARKANVÄNDNING OCH EXPONERINGSRISKER.....	39
4.5. GEOKARTA	40
4.6. PROVTAGNINGSPROVRESULTAT	40
4.6.1. Jordprovtagning	40
4.6.2. Sedimentprovtagning.....	43
4.6.3. Grundvattenprovtagning	43
4.6.4. Ytvattenprovtagning.....	44
4.6.5. Fältanalyser.....	45
4.6.6. Bestämning av grundvattenströmningsriktning och grundvattenytans lutning.....	45
4.7. MODELLERING	45
4.8. ANSVARSUTREDNING	47
5. RISKKLASSNING	48
5.1. FÖRORENINGSNIVÅ	48
5.1.1. Jord.....	48
5.1.2. Sediment	49
5.1.3. Grundvatten.....	49
5.1.4. Ytvatten.....	50
5.2. FÖRORENINGARNAS FARLIGHET	50
5.2.1. Trätjära	50
5.2.2. Alifatiska kolväten	50
5.2.3. Aromatiska kolväten	50
5.2.4. Fenoler, alkylfenoler och kresoler.....	51
5.2.5. Terpenener	51
5.2.6. Tungmetaller.....	52
5.3. SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	52
5.3.1. Spridning i mark och grundvatten	53
5.3.2. Spridning från mark och grundvatten till ytvatten.....	54
5.3.3. Spridning från sediment till ytvatten.....	54
5.4. KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE	54
5.4.1. Känslighet – människan.....	54
5.4.2. Skyddsvärde – miljön.....	55
5.5. SAMLAD RISKBEDÖMNING	55
6. DISKUSSION.....	56
6.1. RISKKLASSNING ENLIGT MIFO	56
6.2. BEDÖMNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN UTIFRÅN RIKTVÄRDEN	57
6.3. OSÄKERHETER VID PROVTAGNING OCH PROVANALYS	58
6.4. FÖRORENINGSTRANSPORT OCH SPRIDNINGSRISKER	58
6.5. FÖRSLAG PÅ FORTSATTAS UNDERSÖKNINGAR	59
7. SLUTSATSER.....	60
 BILAGOR	
BILAGA 1. AB CARBOS INDUSTRIHISTORIA	
BILAGA 2. TRÄDESTILLATIONSPRODUKTER	
BILAGA 3. BEDÖMNING AV FÖRORENINGSNIVÅ	
BILAGA 4. BEDÖMNING AV FÖRORENINGARNAS FARLIGHET	
BILAGA 5. BEDÖMNING AV SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR	

BILAGA 6. BEDÖMNING AV KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE
BILAGA 7. INTERVJUFRÅGOR
BILAGA 8. INMÄTNINGAR AV PROVTAGNINGSPUNKTER
BILAGA 9. ANALYSRESULTAT JORD- OCH SEDIMENTPROVER
BILAGA 10. BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKT RIKTVÄRDE
BILAGA 11. ANALYSRESULTAT GRUND- OCH YTVATTENPROVER

TABELL- OCH FIGURFÖRTECKNING

FIGUR 1. GEOGRAFISK LOKALISERING AV SAMHÄLLET OCH SJÖN GRÖTINGEN.....	16
FIGUR 2. SPRIDNINGSVÄGAR SOM BEAKTAS I RISKBEDÖMNINGEN ENLIGT MIFO.....	22
FIGUR 3. EXPONERINGSVÄGAR FÖR MÄNNISKAN.....	23
FIGUR 4. KARTA ÖVER OBJEKTSOMRÅDET MED PROVTAGNINGSPUNKTER.....	28
FIGUR 5. MODELLENS INPARAMETRAR.....	32
FIGUR 6. KONCENTRATIONEN FENANTREN RESPEKTIVE FENOL I PORVATTNET I JORDPROFILEN EFTER TIO ÅR.	45
FIGUR 7. TOTALKONCENTRATIONEN FENANTREN RESPEKTIVE FENOL I JORDPROFILEN EFTER TIO ÅR.	46
FIGUR 8. KONCENTRATIONEN FENANTREN RESPEKTIVE FENOL I PORVATTNET VID MARKYTAN EFTER TIO ÅR.....	46
FIGUR 9. TOTALHALTEN FENANTREN RESPEKTIVE FENOL VID MARKYTAN EFTER TIO ÅR.	46
FIGUR 10. FÖRORENINGARNAS FLYKTIGHET OCH VATTENLÖSLIGHET (NATURVÅRDSVERKET, 2002).	54
FIGUR 11. RISKKLASSNINGSDIAGRAM.....	55
TABELL 1. BARRVEDENS INNEHÅLL.....	17
TABELL 2. UNGEFÄRLIGT UTBYTE AV PRODUKTER VID RETORTKOLNING AV 100 KG TORR BARRVED.	18
TABELL 3. ERHÅLLNA PRODUKTER I VIKTPROCENT PER TORRSUBSTANS VID KOLNING I RETORT.	18
TABELL 4. OLIKA TYPER AV MARKANVÄNDNING.	24
TABELL 5. FÄLT OBSERVATIONER VID JORDPROVTAGNINGEN.....	40
TABELL 6. FÖRORENINGSNIVÅER I JORDEN, TILLSTÅND ENLIGT MIFO SAMT RIKTVÄRDE OCH TOC.....	41
TABELL 7. FÖRORENINGAR PÅVISADE I JORDEN OCH AVVIKELSE FRÅN JÄMFÖRVÄRDEN ENLIGT MIFO.....	42
TABELL 8. FÄLT OBSERVATIONER VID SEDIMENTPROVTAGNINGEN.....	43
TABELL 9. ANALYSRESULTAT SAMT TILLSTÅNDBEDÖMNING FÖR SEDIMENTPROVTAGNINGEN.....	43
TABELL 10. FÖRORENINGAR I SEDIMENTPROVEN OCH AVVIKELSE FRÅN JÄMFÖRVÄRDEN ENLIGT MIFO.....	43
TABELL 11. FÄLT OBSERVATIONER VID GRUNDTVATTEN- OCH YTVATTENPROVTAGNINGEN.....	43
TABELL 12. ANALYSRESULTAT SAMT TILLSTÅNDBEDÖMNING FÖR GRUNDTVATTENPROVTAGNINGEN.....	44
TABELL 13. ANALYSRESULTAT SAMT TILLSTÅNDBEDÖMNING FÖR YTVATTENPROVTAGNINGEN.....	45
TABELL 14. TILLSTÅNDBEDÖMNING ENLIGT MIFO FÖR I JORDEN PÅTRÄFFADE FÖRORENINGAR.....	48
TABELL 15. TILLSTÅNDBEDÖMNING FÖR I SEDIMENT PÅVISADE FÖRORENINGAR.....	49
TABELL 16. TILLSTÅNDBEDÖMNING FÖR I GRUNDTVATTEN PÅVISADE FÖRORENINGAR.....	49
TABELL 17. FARLIGHETSBEDÖMNING MED AVSEENDE PÅ PÅVISADE FÖRORENINGAR PÅ OMRÅDET.....	50

1. INLEDNING

Naturvårdsverket fick år 1990 i uppdrag av regeringen att planera inför efterbehandling och sanering av potentiellt förorenade områden. På ett förorenat område överskrider föroreningshalterna de lokala bakgrundsnivåerna och området kan innefatta såväl mark som vatten, sediment och byggnader. Förorenade områden anses utgöra en betydande del av de föroreningskällor som utgör en negativ påverkan på våra ekosystem och vår hälsa, idag såväl som i framtiden.

Arbetet med förorenade områden utgår från miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö, vilket syftar till att eliminera hälsoskadliga och miljöförstörande ämnen i samhället och naturen (Sveriges Miljömål, 2006). Enligt det delmål som rör förorenade områden ska ”samtliga förorenade områden som innebär akuta risker vid direkt exponering och sådana områden som idag, eller inom en snar framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010”. År 2005 avslutades identifieringsarbetet av förorenade områden, där antalet områden uppgår till ungefär 80000. Naturvårdsverket uppskattar att 96 % av alla potentiellt förorenade områden är identifierade (Naturvårdsverket, 2006a). I Jämtlands Län har 3360 potentiellt förorenade områden identifierats och de branscher som bidragit till de allvarligaste föroreningarna i länet är pappers- och massaindustrin, träimpregneringsverksamheter samt tillverkning av trätjära (Sveriges Miljömål, 2005). Länet har som mål att ”efterbehandlingsåtgärder ska ha påbörjats år 2010 vid minst 30 % av de förorenade områden som prioriterats med avseende på risker för hälsa och miljö” (Länsstyrelsen Jämtlands län, 2003).

En miljöteknisk undersökning av ett potentiellt förorenat område utgörs av flera stadier (Naturvårdsverket, 1998). Det första stadiet utgörs av den orienterande fasen, som därefter efterföljs av en undersökningsfas. Undersökningsfasen är indelad i en översiktlig undersökning, en detaljerad undersökning samt en åtgärdsundersökning. Det tredje stadiet utgörs av åtgärdsfasen och utredningen avslutas med kontrollverksamhet.

För att med ett begränsat underlag kunna bedöma de hälso- och miljörisker som förorenade områden kan medföra har Naturvårdsverket utarbetat en Metodik för inventering av förorenade områden, MIFO, vilken finns sammanställd i Naturvårdsverkets rapport 4918. Metodiken är ett resultat av samarbetet mellan Naturvårdsverket, Sveriges Geologiska Undersökning, Institutet för Miljömedicin vid Karolinska Institutet samt Institutet för tillämpad miljöforskning vid Stockholms Universitet. Metodiken omfattar orienterande studier, MIFO fas 1, samt en översiktlig undersökning, MIFO fas 2. Varje fas ska resultera i en samlad riskbedömning och en riskklassning baserad på uppmätta föroreningshalter på området, föroreningarnas farlighet, spridningsförutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde. I den orienterande fasen utförs en första riskbedömning utifrån intervjuer samt kart-, arkiv- och fältstudier. Den information som erhålls i fas 1 ligger till grund för den provtagning som sker i undersökningsfasen. Undersökningsfasen ska fastställa vilka föroreningar som förekommer på det undersökta området, föroreningsnivå samt en mer detaljerad studie vad gäller spridningsförutsättningar. För båda faserna utförs således en riskklassning av objektet som ska ligga till grund för bedömning huruvida det finns behov för efterbehandling och sanering på området. Området riskklassas i en av fyra riskklasser, där klass 1 motsvarar mycket hög risk och klass 4 liten risk. De områden som bedöms tillhöra riskklass 1 och 2 prioriteras och ytterligare undersökningar genomförs. MIFO-modellen har som syfte att möjliggöra ett mer enhetligt system för riskbedömning av enskilda förorenade områden och därmed höja kvaliteten vad gäller riskbedömningarna (Naturvårdsverket, 2002).

1.1. AB CARBO I GRÖTINGEN

Från slutet av 1890-talet och fram till slutet av 1930-talet tillverkades trätjära och andra trädestillationsprodukter i AB Carbos kolugnsanläggning i Grötingen, Jämtlands Län. Verksamheten bedöms ha lett till förorening av marken på det gamla fabriksområdet, vilket det finns visuella spår av på området idag. Området där fabriken har legat har hög känslighet och ett högt skyddsvärde på grund av att det intilliggande vattendraget, Gimån, ingår i Natura 2000-nätverket samt att människor bor och vistas på eller i närheten av fabriksområdet. För att bedöma områdets hälso- och miljörisker har en MIFO-undersökning utförts på området.

Då tidigare undersökta områden där tjärtillverkning ägt rum i Jämtland påvisat allvarliga föroreningsnivåer samt på grund av de visuella spår av tjära som finns på det aktuella området i Grötingen, har undersökningen av objektet omfattat såväl MIFO fas 1 och fas 2 och endast MIFO fas 2 har resulterat i en riskklassning. På fabriksområdet fanns också en såg, vilken behandlas som ett separat objekt och som därmed inte kommer att analyseras i denna studie. Denna rapport behandlar således objektsområdet tillhörande AB Carbos kolugnsanläggning.

1.2. SYFTE

Syftet med denna rapport är att karakterisera och geografiskt avgränsa potentiella föroreningar på det område där AB Carbos kolugnsanläggning med tillverkning av trätjära och andra trädestillationsprodukter har varit lokaliserad. Dessutom syftar rapporten till att bedöma den nuvarande samt framtida spridningen av föroreningar inom och från objektsområdet. Denna rapport ska därmed verka som beslutsunderlag inför en eventuellt kommande detaljstudie och innefattar följande moment

- att enligt MIFO fas 1 bedöma förekomst samt översiktlig geografisk utbredning av föroreningar på objektsområdet genom orienterande studier såsom kart-, arkiv- och fältstudier, litteratursökningar och intervjuer. Även exponeringsrisker med avseende på människor och miljö ska bedömas.
- att utföra en översiktlig provtagning med påföljande riskklassning enligt MIFO fas 2
- att med hjälp av modellen CHEMFLOTM-2000 kvantifiera kemikalietransporten i marken på det aktuella området
- att redogöra för eventuella kompletterande undersökningar samt åtgärdsförslag
- att fastställa om någon kan ställas till svars för föroreningen på objektsområdet

1.3. DISKUSSION AV TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

MIFO-modellen är en väl beprövad metodik och omfattar rapportering och riskklassning efter såväl fas 1 som fas 2. Den riskklassning som genomförs i den första fasen avgör om objektet ska undersökas vidare enligt fas 2. Provtagning i begränsad skala kan även genomföras i MIFO fas 1. Då den undersökning som genomförts i denna studie omfattar provtagning av såväl jord och sediment som grund- och ytvatten samt fokuserar på spridningsförutsättningar, innefattas den av MIFO fas 2.

Genom att både MIFO fas 1 och 2 har genomförts i denna rapport har svårigheter uppstått vad gäller rapportens disposition. Under rubriken Metod återfinns således resultat från MIFO fas 1 i och med att provtagningsplanen baseras på de orienterande studier som genomförts i den första fasen.

Under de orienterande studierna var det inledningsvis svårt att hitta en karta över fabriksområdet och de intervjuer som genomfördes inriktades mycket på att komma i kontakt med människor som hade vetskap om detta. Dessa uppgifter var kompletterande till det kartmaterial som slutligen kunde erhållas från tarifföreningens arkiv.

Då intervjuerna anses vara en viktig del av rapporten och på grund av den hjälpsamhet och öppenhet människorna i Grötingen har uppvisat, har intervjuerna placerats i rapporten istället för som bilagor.

2. BAKGRUND

2.1. TRÄVARUINDUSTRIN KOMMER TILL GRÖTINGEN I JÄMTLAND

Längs med Gimån och sjön Gröttingens södra strandområde slingrar sig norra stambanan fram. År 1886 var järnvägssträckningen klar och tillsammans med övrig järnvägsexpanding i länet under denna tidsperiod fanns plötsligt helt andra möjligheter än tidigare till träförädling i Jämtland. Sågverksindustrin i Sundsvall var redan i stort sett världsledande vad gällde trävaruexport, och timmer hade sedan årtionden flottats via bland annat Gimån och Ljungan från Jämtlands skogar ned till kusten och ångsågarna (Rolén, 1986). Vid byggandet av stambanan uppfördes av trafiktekniska skäl en mötesplats för tågen mitt i den jämtländska ödemarken vid sjön Gröttingen med såväl telefon- som poststation (Rolén, 1986).



Figur 1. Geografisk lokalisering av samhället och sjön Gröttingen
(© Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/2031).

Det var här, längs sjön Gröttingens södra strand, som grosshandlaren Johan Emanuel Åslin från Stockholm på 1890-talet insåg att tillgången till järnvägen, flottleden, utbyggbar vattenkraft samt skogsråvara tillsammans skapade mycket goda förutsättningar för att etablera en kolugnsanläggning (Rolén, 1985). Efterfrågan på träkol till järn- och ståltillverkningen i landet var stor och biprodukterna trätjära, terpentin och träsprit var viktiga för impregnering och som lösningsmedel (Bengt Larsson, muntlig källa). Grosshandlaren Åslin hade konstruerat en ny typ av retortugnar för ugnskolning, den så kallade Carbougner. Retortugnar utgjordes av stående cylindrar i järnplåt, där carbougner utgjorde den största modellen rymmande 400 m³ (Larsson, 1922). Jämfört med redan existerande retortugnar kunde denna nya större ugn ge ett bättre utbyte av biprodukter genom indirekt värmeförsel. Under 1890-talet började kolning i ugn ske i experimentell skala i Gröttingen och år 1897 mantalsskrevs de första personerna i det lilla samhället (Rolén, 1986). Först år 1898 inregistrerades bolaget AB Carbo hos Kungliga Patent och registreringsverket (PRV, 1913). AB Carbos verksamheter i Gröttingen innefattade en kolugnsanläggning, tre kondensatorhus, ett reningsverk, ett sågverk,

ett hyvleri samt en kraftstation (AB Carbos Nya Fabrikers arkiv, 1924-1926). Under de 40 år som anläggningen var i drift gick företaget i konkurs flera gånger. Viktiga årtal i Grötningens industrihistoria finns representerade i bilaga 1.

År 1900 arbetade omkring 44 personer på AB Carbos fabriker i Grötningen, ett antal som fem år senare kom att uppgå till 83. År 1910 arbetade som mest 118 personer i Grötningen och i Grötningen samhälle uppgick invånarantalet till 263 personer (Rolén, 1985). Under somrarna var invånarantalet betydligt större då många säsongarbetare från olika delar av Sverige kom till Grötningen i hopp om arbete (Rolén, 1986).

I Sverige fanns på 1910-talet ett trettiotal större kolugnsanläggningar och på 1930-talet var kolugnsanläggningen i Grötningen en av de största i landet (Davidsson m.fl., 1975). I AB Carbos fabriker i Grötningen kolades framförallt barrved varvid det i huvudsak framställdes träkol, trätjära, terpentin, träsprit och tjäroljor (AB Carbos Nya Fabrikers arkiv, 1924-1926).

2.2. FRAMSTÄLLNING AV TRÄKOL OCH TRÄDESTILLATIONSPRODUKTER

Vid kolugnsanläggningarna framställdes förutom träkol ett flertal trädestillationsprodukter. Vilka produkter som utvanns berodde på anläggningens storlek och bolagets ekonomi. Destillationsprodukternas beståndsdelar och egenskaper bestäms utifrån vedens innehåll.

2.2.1. Vedens sammansättning

Barrved byggs upp av trakeidceller, vilka bär upp trädets tyngd och genom osmos och ytspänning möjliggör transport av vatten och näringsämnen från rot till blad. I trakeidcellernas väggar återfinns cellulosa, hemicellulosa och lignin (Vannerberg m.fl., 2004). Cellulosan och hemicellulosan är polymerer uppbyggda av kolhydrater i form av enkla sockermolekyler medan lignin är ett fenoliskt ämne vars koncentration varierar beroende på trädslag. Cellulosan har störst betydelse vad gäller vedens styvhet medan ligninet har som funktion att binda ihop mikrofibrillerna och därmed påverka vedens böjlighet. Hemicellulosan viktigaste funktioner rör vattentransporten samt bryggbildning mellan cellulosamolekyler och mellan cellulosa och lignin (Vannerberg m.fl., 2004). Som skydd mot svampangrepp och uttorkning innehåller veden även aromatiska kolföreningar i form av terpener, fettsyror, oljesyra och linolensyra (Vannerberg m.fl., 2004).

Peter Klason, professor i kemi och kemisk teknologi vid Kungliga Tekniska Högskolan 1890-1913, utförde på uppdrag av Kungliga Maj:t undersökningar i början av 1900-talet kring träkolning och trädestillationsprodukter. Hans undersökningar gällande barrvedens innehåll påvisade ett innehåll av cellulosa, lignin, hemicellulosa, harts, olja, fett, aska och albuminater fördelat enligt tabell 1. Hartser består huvudsakligen av hartssyror, vilka är karboxysyror med delvis mättad polycyklisk struktur. Albuminater motsvarar vegetabiliskt protein (Klason, 1919).

Tabell 1. Barrvedens innehåll (Klason, 1919).

Innehåll	Procent (%)
Cellulosa	53
Lignin	29
Hemicellulosa	15
Harts, olja, fett, aska	2,5
Albuminater	0,5

Vid jämförelse mellan gran- och tallved är tallvedens kärnved, även kallad töre, mer rik på hartser, terpentinoljor och fetter. Lövved innehåller till skillnad från barrved stärkelse istället för hartsoljor eller terpentinoljor (Klason, 1919).

2.2.2. Torrdestillering av trä

Vid uppvärmning av ved i ett slutet rum utan syretillförsel sker en så kallad torrdestillering eller pyrolys, varvid gaser i veden avlägsnas. Vid upphettningen av veden förångas först det hygroskopiskt bundna vattnet i veden och vid en temperatur av 270°C påbörjas sönderdelning av den organiska substansen (Ödqvist, 1928). Vidare destillering av rå tjära och träsyra ger bland annat terpentinoljor, beck, metanol och ättiksyra enligt bilaga 2. B-tjäran samt metanolen är löst i träsyran, vilken annars huvudsakligen utgörs av vatten och ättiksyra (Bergström, 1948). Vid destillering av trätjära kan även kresot bildas, men då denna bildning inte är önskvärd är produktionen begränsad. Trätjärekresot består bland annat av fenol och kresol (KEMI, 2006a). Vedens innehåll av terpener, hartssyror och fria feta syror återfinns till stor del i A-tjäran (Bergström, 1947). Hög halt cellulosa i veden ger hög halt ättiksyra och ligninet bidrar till stor del till bildandet av metanol (Klason, 1919). Ett ungefärligt utbyte av destillationsprodukter vid träkolning presenteras i tabell 2.

Tabell 2. Ungefärligt utbyte av produkter vid retortkolning av 100 kg torr barrved (Bergström, 1948).

Erhållna mängder träkol samt trädestillationsprodukter i kg från 100 kg torr barrved						
Träkol	A-tjära	B-tjära	Acetat	Terpentin	Förolja	Träspnit
32	7,0	3,0	3,3	0,6	0,4	1,0

Även icke kondenserbara gaser som CO₂, CO och CH₄ bildas vid pyrolysen och dessa gaser används som bränsle (Ödqvist, 1928). Ju högre temperaturen är vid pyrolysen, desto högre blir gasutveckling och desto högre kolhalt får träkolet (Ödqvist, 1928). När temperaturen når upptill 400-500°C sker gasutvecklingen som snabbast och denna temperatur bör uppnås för att höja träkolets kvalitet. I kolmilorna blir temperaturen högre jämfört med i ugnarna, vilket kan påverka kvaliteten på ugnskolet negativt (Öman, 1945). Förutom av vedens sammansättning speglas trätjärens sammansättning även av den temperatur under vilken trädestillationen har skett, då sönderdelning sker snabbare vid högre temperaturer.

En jämförelse mellan mängden erhållna biprodukter för olika träslag vid retortkolning presenteras i tabell 3. Vid jämförelse mellan barrträds- och lövträdsved ger barrträdsved bättre tjära och mer terpentin på grund av det högre innehållet av hartsämnen. Lövträdsved genererar emellertid större mängd ättiksyra och metanol (Cyrén, 1946).

Tabell 3. Erhållna produkter i viktprocent per torrsbstans vid kolning i retort (Larsson, 1922).

Träslag	Utbyte i viktprocent			
	Träkol	Tjära och oljor	Träsyra	Okondenserbara gaser
Tall	38	7	36	19
Töre	36	22	28	14
Gran	39	6	36	19
Björk	33	6	43	18

2.2.3. Träkolet – nödvändigt för järnframställningen

Den omfattande järnframställningen i Sverige under 1600- och 1700-talen ökade drastiskt behovet av träkol till masugnarna. För att producera ett ton järn fordrades fem ton träkol (Lagerqvist m.fl., 1999). Träkolstillverkningen var även omfattande i slutet av 1800-talet då 15 procent av de svenska virkestillgångarna gick till framställning av träkol (Lagerqvist m.fl.,

1999). Från 1918 och fram till 1939 sjönk träkolstillverkningen markant på grund av att andra alternativ till träkol började användas vid järnframställningen. Träkolstillverkningen ökade igen under andra världskriget när det uppstod stor efterfrågan på gengaskol som bilbränsle på grund av dålig tillgång till bensin och olja. Efterfrågan på träkol under denna tidsperiod överskred periodvis de svenska tillgångarna (Bergström, 1947). Andra mindre användningsområden för träkol har rört smide, hönsfodring, jordförbättringsmedel samt framställning av kolsvavla, aktivt kol och kimrök (Tideström, 1957).

Träkolning utfördes ursprungligen i kolningsgropar och den äldsta daterade kolningsgropen i Sverige härstammar från romersk järnålder, vilket motsvarar perioden Kr f till 400 e Kr (Hjulström m.fl., 2006). Kolningsgroparna utformades mestadels med ett djup och en diameter motsvarande några meter. Däri lades flera lager av halm och ved som successivt antändes. Avslutningsvis täcktes gropen med grästorv och ett tillstampat jordlager och en till två dagar senare var kolningen avslutad. Den enkla kolningsmetoden och den snabba kolningstiden kan ha legat till grund för att kolningsgropar kom att användas ända fram till början av 1900-talet (Gunnarsson, 1998).

Nya kolningsmetoder utvecklades emellertid parallellt med kolning i gropar och under senare delen av medeltiden började kolning att ske i milor (Nilsson, 2005). Istället för att gräva en grop travades ved på marken varvid vedtraven sedan täcktes med mossor och jordlager. Den äldsta typen av mila som använts i Sverige är liggmilan (Nilsson, 2005). I denna mila placerades veden horisontellt på ett rektangulärt lätt lutande underlag varefter täckning skedde med torv och jord. Under 1500-talet blev det allt vanligare att utforma milan med stående ved, en så kallad resmila (Gunnarsson, 1998). Då kolningstiden i såväl liggmilan som resmilan var lång utvecklades i början av 1900-talet skorstensmilor, med vilka kolningsprocessen genom förenklad reglering av lufttillförseln gick betydligt snabbare (Bergström, 1947).

2.2.4. Tjärbränning

Tjärbränning i dal, vilket baseras på torrdestillation av trä i en slags mila, var den dominerande metoden som användes för tjärframställning fram till 1900-talet (Gunnarsson, 1998). Till skillnad från kolmilorna utvanns i tjärdalarna trätjära som huvudprodukt och träkol som biprodukt. I milorna kolades stockar av trä medan det i tjärdalar var önskvärt att kola kådrika stubbar, töre, som var rik på hartsämnen. Kvaliteten på träkolet från tjärdalar ansågs inte vara av bästa kvalitet (Öman, 1945). Tjärdalarna utgjordes av trattformade gropar placerade i sluttningar, där trätjären rann ned i trattens mitt.

Trätjärens främsta användningsområde var inom replageriet samt som impregneringsmedel för träfartyg, jordbruksredskap och tak (Gunnarsson, 1998). Tjära var tillsammans med järn och koppar Sveriges viktigaste exportprodukter under 1600- och 1700-talen (Boëthius, 1939). Trätjären producerades huvudsakligen på Gotland, i Småland och Norrland och transporterades vidare till hamnarna i Stockholm och Kalmar. Den största efterfrågan av trätjära kom från England och Holland, där skogsresurserna var små och träfartygen många. Sverige var världsledande vad gäller tjärproduktion och export i mitten av 1600-talet och Stockholm var den främsta exporthamnen för dessa produkter (Gunnarsson, 1998). På 1700-talet konkurrerades den svenska tjären med den från Amerika och Ryssland men även i mitten av 1800-talet var produktionen och exporten av tjära i Sverige stor.

2.2.5. Kombinerad produktion av trätjära och träkol i ugn

Under 1700-talet började ugnar att användas för kolning men det var först under 1900-talet som genombrott skedde (Gunnarsson, 1998). Kolmilorna största fördelar var att de var billiga

att uppföra samt att lokaliseringen kunde ske inne i skogarna och lätt omplaceras. Emellertid krävdes många goda kolare och en eftersträvan efter ett högre utbyte av kol, en kortare kolningstid och utvinning av biprodukter gjorde att kolugnarna kom att bli dominerande på 1900-talet. År 1917 utgjorde ugnskol 8 % av mängden tillverkad träkol, år 1944 var motsvarande siffra 61 % (Bergström, 1947).

De allra första ugnarna i Sverige användes under mitten av 1700-talet och var av typen ”Funckska”, vilka utgjordes av inmurade kolmilor (Larsson, 1922). År 1820 tillverkades den första Schwartzska ugnen, i vilken eldstaden placerades utanför ugnen och där förbränningsgaserna leddes in i ugnen. Ljungbergs ugn är en typ av Schwartzsk ugn där flera ugnrum är ihopkopplade. En större mängd ved kunde på detta sätt kolas, vilket medförde lägre driftskostnader. Båda de ovannämnda ugnarna baseras på direkt uppvärmning, vilket orsakar förorening av biprodukterna.

Runt sekelskiftet utvecklades kolugnar med indirekt uppvärmning, där varken luft eller rökgaser kom i kontakt med kolveden. De första ugnarna med dessa egenskaper som tillverkades var rörugnar. Dessa var dock murade i tegel och var därmed inte fullständigt täta. Genom att kola i slutna cylindriska rum av plåt, så kallade retorter, löstes detta problem. På så sätt tillverkades Carbougnen. Denna ugn var speciell genom att förbränningsgaserna transporterades i värmekanaler omkring ugnen för att sedan ledas in en tub mitt i ugnen och sedan ut genom skorstenen (Larsson, 1922). Således skedde såväl inre som yttre uppvärmning av veden. Dessvärre var ugnen periodisk och dessutom tog kolningen lång tid då kolen måste svalna i ugnarna samt att påfyllning och utrivning av ugnen var tidskrävande och tungt. Ett antal olika modeller av ugnar med kontinuerlig drift utvecklades därför under 1900-talet.

2.2.6. Kolugnsanläggningarnas dokumenterade miljöpåverkan

Vid kolugnsanläggningarna styrde ekonomi och efterfrågan tillhandahållandet och utvinningen av trädestillationsprodukter och verksamhetens miljöpåverkan var i många fall uppenbar vad gällde vatten- och luftkvalitet. Restprodukter, framförallt träsyran, släpptes ofta rakt ut i vattendragen, och spill kunde uppstå genom förflyttning av produkter inom fabriken olika byggnader. Även läckage från ugnar och förvaringskällare kan ha uppstått. Enligt civilingenjören Hilding Bergström (1947) härstammar de vattenförorenande produkterna som genereras från kolugnsanläggningarna framförallt från träsyran. De mindre kolugnsanläggningarna utvinna inga produkter ur träsyran och i de fall träsprit utvinns släpps resterande syra ut i närliggande vattendrag på grund av att kostnaderna är stora för ett mer fullständigt tillvaratagande av träsyran. Vidare beskriver Bergström att träsyran är giftig för fisken och att det är framförallt träsyrans flyktiga delar samt B-tjäran som ger vattnet dess oangenäma lukt och smak på fisken. Kolugnsanläggningarna medför även en påverkan på luftkvaliteten genom utsläpp av okondenserbara gaser såsom koldioxid, kolmonoxid och metan. I de fall då den okondenserbara gasen används som bränsle är luftens miljöpåverkan kring kolugnsanläggningarna betydligt reducerad.

2.2.7. Förväntade föroreningar vid kolugnsanläggningar

Trätjärans sammansättning utgörs av en komplex blandning av kolväteföreningar, fenoler och heterocykliska föreningar (Lundstedt, 2003). Heterocykliska föreningar är uppbyggda av ett ringssystem som inte bara utgörs av kolatomer. Trätjära kan innehålla upp till 400-500 olika föreningar (Lindhart m.fl., 1996).

De organiska föroreningar som förväntas förekomma runt kolugnsanläggningar med framställning av trädestillationsprodukter är framförallt alifater, aromater, PAH, terpenier och

fenoler. Även tungmetaller kan förekomma på dessa områden då olika och inte alltid kända tillsatser och processer kan ha orsakat kontaminering.

2.3. METODIK FÖR INVENTERING AV FÖRORENADE OMRÅDEN

Då förorenade områden anses kunna vara ett hot mot vår miljö och hälsa har Naturvårdsverket utarbetat en metodik för inventering av förorenade områden, MIFO. Metodiken grundar sig på att med ett begränsat underlag bedöma huruvida ett potentiellt förorenat område är i behov av efterbehandling och sanering. Metodiken resulterar i en riskklassning av objektet, där objektet klassas från klass 1 till klass 4 beroende på de risker det förorenade området kan medföra för människor och miljön. Metodiken är indelad i två faser, en orienterande studie samt en översiktlig undersökning. Riskklassning sker efter varje fas och baseras på en sammanvägning av föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde. Alla data som samlas in under identifierings- och inventeringsarbetet sammanställs i en MIFO-databas.

2.3.1. MIFO fas 1 – orienterande studier

Syftet med den orienterande fasen är att utifrån insamling av bakgrundsinformation bedöma sannolikheten att ett område är förorenat, vilka föroreningar som förekommer på det aktuella området och uppskatta föroreningarnas utbredning geografiskt (Naturvårdsverket, 2002). I den första fasen ingår en objekts- och branschidentifiering, uppgiftsinsamling och platsbesök, sammanställning och utvärdering samt riskklassning, prioritering och rapportering. Bakgrundsinformationen baseras på industrihistoria, intervjuer och platsbesök.

En branschkartläggning utfördes av Naturvårdsverket och länsstyrelserna i början av 1990-talet för att prioritera och bedöma efterbehandlingsbehovet för olika verksamheter och branscher (Naturvårdsverket, 2002). Olika branscher riskklassades utifrån branschspecifika föroreningar, föroreningarnas farlighet, produktionsprocesser, råvaror, produkter och avfall. Branscherna är indelade i fyra klasser, där klass 1 motsvarar mycket stor risk och klass 4 mycket liten risk. Riskklassningen baserades på befintliga data vilket innebär osäkerheter vid bedömningen. De objekt som är tilldelade klass 1 och 2 ska inventeras medan de i klass 4 endast ska identifieras. För de branscher placerade i klass 3 ska vissa identifieras. Genom objektidentifiering av förorenade områden på Länsstyrelsen i Jämtlands län identifierades kolugnsanläggningen i Grötingen. Branschen för *tillverkning av trätjära* tillhör klass 3 och innefattar inte kolmilor och tjärdalar (Naturvårdsverket, 2004).

Uppgiftsinsamlingen omfattar kart- och arkivstudier samt intervjuer. Vid platsbesöket är det viktigt att identifiera närbelägna brunnar samt att genom intervjuer eller synintryck i fält påvisa eventuella fyllnadsmassor, gropar, diken, mindre vattendrag, vegetationsskador, jordart, berg i dagen och byggnader. De orienterande studierna avslutas med en riskklassning av området genom att bedöma föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde.

2.3.2. MIFO fas 2 – översiktlig undersökning

Den översiktliga undersökningen har som syfte att fastställa om ett område är förorenat och i sådana fall avgöra vilka föroreningar som finns. Den översiktliga undersökningen ska utgöra det underlag som en kommande eventuell detaljerad undersökning ska baseras på. Fas 2 initieras med att ta fram en karta över geologin på området samt en provtagningsplan. Provtagningsplanen ska innefatta aktuella provtagningsmedier, lokalisering av provtagnings-

och borrhpunkter, beskrivning av hur proverna ska tas, beredas samt vilka analyser som är aktuella för respektive prov. Provtagningsplanen baseras på föroreningskällornas lokalisering. Provtagning genomförs och proverna analyseras för att sedan sammanställa och utvärdera provresultaten. Avslutningsvis sker en ny riskklassning och rapportering (Naturvårdsverket, 2002).

2.3.3. Föroreningarnas farlighet

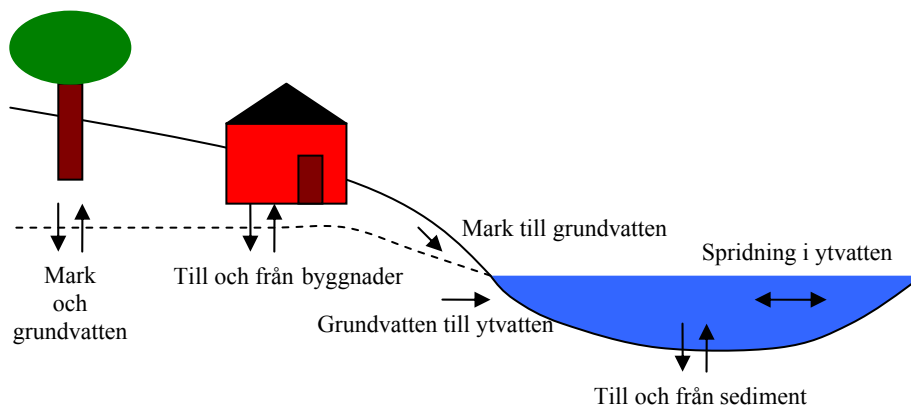
Föroreningars farlighet indelas i en skala från låg till mycket hög och indelningens innebörd bygger på föreningarnas toxicitet. Bedömning av vanligt förekommande föreningar och deras farlighetsbedömning redovisas i bilaga 3. Om klassning av ett ämne inte har utförts enligt bilaga 3, har i denna studie föroreningens farlighet bedömts enligt Kemikalieinspektionens klassificeringslistor och faroklasser.

2.3.4. Föroreningsnivå

De föroreningsnivåer som uppmätts på området jämförs med såväl effektbaserade värden som jämförvärden (Naturvårdsverket, 2002). De effektbaserade värdena ger en tolkning av det förorenade områdets tillstånd medan jämförvärdena ger en uppfattning om avvikelse. Jämförvärdena är generaliserade värden från ett större antal undersökningar i Sverige och har som syfte att ge en bild av hur föroreningarna på objektet är påverkade av en punktkälla (Naturvårdsverket, 2002). För mark används huvudsakligen svenska riktvärden för förorenad mark framtagna av SPIMFAB, Svenska Petroleum Institutets Miljösaneringsfond AB, där riktvärden anpassas efter aktuell markanvändning (Naturvårdsverket, 1998). I de fall där svenska riktvärden inte finns att tillgå kan andra länders riktvärden användas. Vad gäller grundvatten finns riktvärden på ett antal ämnen som är kopplade till bensinstationer (Elert, 2006). För de ämnen där riktvärden inte finns används gränsvärden för dricksvatten. Dessa gränsvärden måste vara hälsomässigt grundade och även i dessa fall kan andra länders gränsvärden användas vid behov. För bedömning av tillstånd i ytvatten finns inga svenska riktvärden utan kanadensiska vattenkvalitetskriterier används vid jämförelse (Naturvårdsverket, 2002). För sediment finns inga utarbetade värden för vidare indelning av tillstånd utan jämförelse från avvikelsevärdet ger ofta mer information. För indelning av tillstånd från mindre allvarligt till mycket allvarligt, har riktvärden använts för respektive medium. Riskbedömning av föroreningsnivån utgår från varje enskild förorening i varje enskilt provmedium och dess tillstånd, avvikelse från jämförvärde, mängd föroreningar och volym förorenade massor (Bilaga 4).

2.3.5. Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningarna bedöms utifrån hur snabbt föroreningar sprider sig i och mellan olika medier. I MIFO-metoden beaktas spridningsvägarna enligt figur 2.

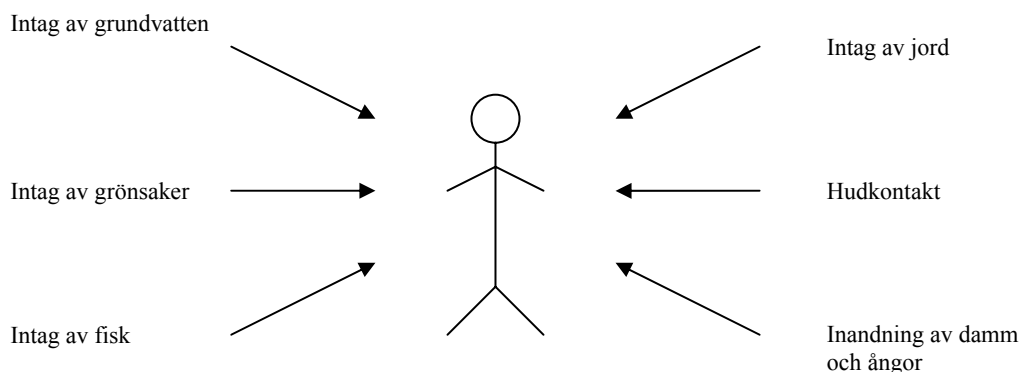


Figur 2. Spridningsvägar som beaktas i riskbedömningen enligt MIFO.

Vid bedömning av spridningsrisker av föroreningar beaktas jordart, föroreningarnas egenskaper, markens geokemi och hydrogeologi, lutningen på grundvattenytan samt var föroreningarna i dagsläget är lokaliserade (Bilaga 5). Fastläggningen i marken är positivt korrelerad till förekomsten av lerpartiklar, förekomst av järn- och manganoxider/hydroxider och kalk samt organiskt material (Brady, 2002). Beroende på förorening sker en viss biologisk nedbrytning med tiden. Föroreningar i marken kan förekomma i fast fas, vätskefas och i porluften. Dessutom kan föroreningar som inte är vattenlösliga förekomma i en egen fas, antingen flytande på vattenytan eller tyngre föroreningar som lägger sig på täta jordlager eller berggrunden. De faktorer som påverkar denna fördelning beror framförallt på föroreningarnas ångtryck och vattenlöslighet.

2.3.6. Känslighet och skyddsvärde

Känslighet respektive skyddsvärde på objektet och dess närhet bedöms utifrån den grad människor, djur och växter exponeras för föroreningarna idag och i framtiden (Naturvårdsverket, 2002). Indelning av känslighet och skyddsvärde presenteras i bilaga 6. Vad gäller känslighet beaktas de risker människan kan utsättas för och potentiella exponeringsvägar åskådliggörs i figur 3. Bedömningen av risker för människan tar hänsyn till individnivå, vilket innebär att det räcker att en människa utsätts för dessa risker. Exponeringsrisken beror på lokaliseringen av föroreningar. Ytliga föroreningar kan innebära direkt kontakt med förorenad jord. Föroreningar längre ned i marken kan orsaka spridning till grundvatten samt inläckage av ångor till byggnader. Områdets skyddsvärde motsvarar på samma sätt de risker aktuella arter och ekosystem kan utsättas för.



Figur 3. Exponeringsvägar för människan

2.3.7. Samlad riskbedömning

Genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighet och skyddsvärde utförs en samlad riskbedömning och en påföljande riskklassning av objektet. Aktuella riskklasser är 1 till 4, där riskklass 1 innebär mycket stor risk och riskklass 4 liten risk. Varje aspekt bedöms utifrån de fyra riskklasserna för att sedan vägas samman i en riskklassning för hela objektet. För att underlätta riskbedömningen används blanketter för beskrivning av administrativa uppgifter samt inventerarens intryck och motivering av riskklassning. Riskklassningen bedöms med hjälp av en graf, där spridningsförutsättningarna på området definieras på y-axeln och graderingen av de fyra olika aspekterna på x-axeln (se avsnitt 5.5). Varje undersökt medium representeras sedan av en horisontell linje som skär y-axeln vid aktuell grad av spridningsrisk. På de horisontella linjerna markeras sedan föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighets- och skyddsvärde från skalan låg eller liten till mycket hög eller stor. Grafen är indelad i fyra olika riskklasser och den aktuella riskklassen på objektet beror av var

markeringarna på linjerna befinner sig. I de fall där markeringarna hamnar i olika riskklasser utförs bedömningen utifrån faktorer såsom inventerarens intryck av området, antalet föroreningsparametrar samt objektets storlek. Den samlade riskbedömningen avgör vilken prioritering ett visst område får med avseende på efterbehandling samt i vilken omfattning efterbehandling bör genomföras.

2.4. RIKTVÄRDEN FÖR BEDÖMNING AV FÖRORENINGSNIVÅ

Naturvårdsverket har i samarbete med Svenska Petroleum Institutet, SPI, tagit fram riktvärden för mark och grundvatten vid förorenade bensinstationer. Dessa riktvärden finns dokumenterade i Naturvårdsverkets rapport 4889, vilken har som syfte att ge vägledning vid riskbedömningar. Riktvärdena ska underlätta den riskklassning som utförs i MIFO-modellen genom bedömning av föroreningsnivå. De branschspecifika riktvärden som behandlas i rapporten är bland annat alifater, aromater och PAH, vilka är vanligt förekommande föroreningar vid nedlagda bensinstationer.

Riktvärdena är anpassade för de fem olika markanvändningar känslig markanvändning (KM), mindre känslig markanvändning (MKM), mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV), parkmark (Park) samt mark med lite utnyttjande (MLU). De olika markanvändningarna redovisas i tabell 4.

Tabell 4. Olika typer av markanvändning (Naturvårdsverket m.fl., 1998).

Markanvändning	
Känslig Markanvändning, KM	<ul style="list-style-type: none"> • All markanvändning tillåten • Grundvattnet skyddas • Markekosystem och ekosystem i närliggande ytvatten skyddas
Mindre Känslig Markanvändning, MKM	<ul style="list-style-type: none"> • Begränsad markanvändning (kontor, industrier, vägar) • Grundvattnet skyddas inte • Ekosystem i närliggande ytvatten skyddas
Mindre Känslig Markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV)	<ul style="list-style-type: none"> • Som MKM men grundvattnet skyddas
Parkmark (Park)	<ul style="list-style-type: none"> • Begränsad markanvändning (park, grönområde) • Inga byggnader • Ingen odling • Grundvattnet skyddas • Markekosystem och ekosystem i närliggande ytvatten skyddas
Mark med Lite Utnyttjande (MLU)	<ul style="list-style-type: none"> • Begränsad markanvändning (vägar) • Inga byggnader • Ingen odling • Grundvattnet skyddas • Miljön har lägre skydd

De framtagna riktvärdena är även anpassade efter jordart och jorddjup. Aktuella jordarter är indelade i genomsläppliga, normaltäta och täta jordarter och jorddjupen är 0-0,7 m, 0,7-2 m

och under 2 m. De branschspecifika riktvärdena kan korrigeras utifrån lokala förhållanden, vilket bland annat gäller halten organiskt kol.

Kemakta Konsult AB har på uppdrag av SPIMFAB omarbetat de branschspecifika riktvärdena för grundvatten vid bensinstationer. Riktvärdena är framtagna utifrån fem olika exponeringsvägar; intag av dricksvatten, inandning av ångor från grundvatten till byggnader samt från bevattning, bevattning, förorening av ytvatten och förorening av våtmarker (Elert, 2006). Beräkning av riktvärden för grundvatten för de fem olika exponeringsvägarna baseras på utspädningsförhållanden. Utifrån platspecifika exponeringsvägar används det lägsta riktvärdet vid riskbedömningen.

I Naturvårdsverkets rapport 4638 (2000) redovisas generella riktvärden för 36 vanligt förekommande föroreningar på förorenade områden.

2.5. FÖRORENINGARS RÖRLIGHET I MARK OCH GRUNDTVATTEN

Processer som påverkar spridning av ett ämne i mark och grundvatten är främst advektion, diffusion, dispersion, adsorption och nedbrytning (Naturvårdsverket, 1998). Diffusion innefattar koncentrationsutjämning och dispersion utspädning under transport. Graden av adsorption beror av ett ämnes fördelningskoefficient, K_d . Ju högre fördelningskoefficient ett ämne har, desto mer binder det till jordpartiklarnas ytor. Nedbrytningshastigheten beror, förutom av ämnets struktur och egenskaper, av tillgång på vatten, elektronacceptorer samt organiskt material för att gynnsamma förhållanden ska uppstå för mikroorganismerna.

Föroreningstransporten sker huvudsakligen i grundvattnets strömningsriktning och bildar därmed en föroreningplym. Föroreningar som är svårösliga i vatten kan transporteras i en fri fas, antingen på grundvattenytan eller på ett tätare lager i marken alternativt berggrunden (Naturvårdsverket, 1998). I det första fallet, när föroreningen har lägre densitet än grundvattnet, benämns vätskan *light non-aqueous phase liquids*, LNAPL. De vätskor som har högre densitet och som därmed sjunker genom grundvattenmagasinet benämns *dense non-aqueous phase liquids*, DNAPL.

2.5.1. Organiska föreningar

Organiska föreningars flyktighet och vattenlöslighet beror till stor del av kolkedjornas längd. Lågmolekylära aromater och alifater är både lättflyktiga och vattenlösliga, medan högmolekylära alifater och PAH kan vara svårösliga (Bergknut, 2006). Tyngre organiska föreningar binder gärna till organiskt material och lakas därmed väldigt långsamt ur marken. Vad gäller PAH och biologisk nedbrytning bryts generellt sätt lågmolekylära PAH lättare ned jämfört med högmolekylära. De lättflyktiga ämnena toluen, etylbensen och xylene, även kallade TEX, sprids främst genom diffusion i gasfasen (Naturvårdsverket, 1998). Spridningshastigheten i gasfasen är positivt korrelerad till ökad porstorlek, torr mark samt hög marktemperatur.

2.5.2. Metaller

Till skillnad från organiska föreningar sker ingen nedbrytning av tungmetaller i naturen utan under transport från mark till grundvatten och ytvatten uppstår fastläggning i marken främst genom utfällning och adsorption av metallerna (Berggren Kleja m.fl., 2006). De binds till järnhydroxider/oxider, lermineral samt organiskt material eller förekommer i löst form. Markens redoxförhållanden är av stor betydelse vad gäller metallers förekomstform. Metallers adsorption sker framförallt genom jonbyte och ytkomplexbildning. Katjoner har generellt en

tendens till att bilda komplex med syret i partikelytornas hydroxylgrupper samt med humusämnenas karboxylgrupper. Anjoner binder gärna till järn- och aluminiumoxider. Den viktigaste faktorn som styr metallers adsorption är pH-värdet, eftersom vätejonerna konkurrerar ut katjonerna. Ett lågt pH främjar dock adsorption av anjoner.

2.6. ANSVAR, SKYLDIGHETER OCH TILLSYN FÖR FÖRORENADE OMRÅDEN

Ansvar vad gäller utredning och efterbehandling av förorenade områden beror på från när föreningarna härstammar, när fastigheter har förvärvats och huruvida det finns någon markägare (Naturvårdsverket, 2003a). I enlighet med miljöbalken är ansvaret fördelat på verksamhetsutövare och markägare, även kallade första respektive andra ansvarskretsen (Naturvårdsverket, 2003b). Enligt 10 kap 2§ MB är det den som bedrivit en verksamhet, eller vidtagit en åtgärd med en förorening som följd, som ska förebygga, hindra och motverka att skada och olägenhet uppkommer för människor och miljön. Omfattningen av ansvaret styrs av skälighetsprincipen som beskrivs i 10 kap 4§ MB. 10 kap 8§ MB beskriver att reglerna gällande ansvar för efterbehandling ska tillämpas på verksamheter som varit i drift efter den 30 juni 1969, vilket motsvarar den tidpunkt då miljöskyddslagen stiftades. Dock är kraven preventiva i de fall där verksamhetsutövaren förvarat avfall enligt 9 kap 1§ MB. Enligt 10 kap 3§ MB innebär de fall där en verksamhetsutövare inte kan genomföra eller bekosta en efterbehandling att ansvaret går över på den nuvarande fastighetsägaren om denne vetat om eller borde ha känt till de föroreningarna som finns på det aktuella området om fastigheten är köpt efter den 30 juni 1999. Det finns emellertid en del fall där ansvaret är omöjligt att fastställa beroende på att verksamheten utfördes för mycket länge sedan, många ägarbyten eller på grund av svårigheter med att fastställa från när föroreningarna härstammar. När det inte finns någon som kan ställas till svars för en förorening kan länsstyrelserna och kommunerna via Naturvårdsverket få statliga anslag för efterbehandlingskostnaderna. Såväl kommunernas miljönämnder som länsstyrelserna är tillsynsmyndigheter vad gäller förorenade områden och deras arbete är därmed att se till att lagarna enligt miljöbalken efterföljs.

3. METOD

MIFO-modellen inkluderar orienterande studier i form av noggranna kart- och arkivstudier i kombination med intervjuer och andra källor till information om objektet. Med den kunskap som erhållits genom de orienterande studierna bygger modellen vidare med en översiktlig provtagning.

3.1. MIFO FAS 1

3.1.1. Arkivstudier

För att få fram mer detaljerad dokumentation av äldre industriverksamheter är kart- och arkivstudier en viktig informationskälla (Naturvårdsverket, 2002). Information kan exempelvis erhållas från arkiv på Lantmäteriet, kommuner och länsstyrelser, genom branschorganisationer eller hembygdsgårdar.

3.1.2. Kart- och fältstudier

För att uppskatta områdets förutsättningar för förorenings-spridning och grundvattenbildning samt bedöma eventuella skador på vegetationen fordras uppgiftsinsamling från fält- samt kartstudier. Såväl SGU:s kartor som Bräcke kommuns översiktsplan har studerats för att bedöma områdets känslighet och skyddsvärde.

3.1.3. Intervjuer

Då en längre tid löpt sedan fabriken lades ned 1937 är de muntliga informationskällorna från personer som har bott i Grötingen eller själva arbetat på fabriken mycket värdefulla. Kontakt har därför tagits med flertalet personer bosatta i Grötingen, personer som vuxit upp i Grötingen eller personer som har kännedom om fabriken. Intervjufrågorna redovisas i bilaga 7.

3.1.4. Bedömning av markanvändning och exponeringsförhållanden

Riktvärden för förorenad mark baseras på den markanvändning som är aktuell på området, vilken i sin tur grundas på de exponeringsrisker som människor och miljö kan utsättas för.

3.2. MIFO FAS 2

Samhället Grötingen ligger 10 km norr om Bräcke i östra Jämtland, strategiskt lokaliserat längs med järnvägen och sjön Grötingen. Sjön utgör en del av Gimåns vattendrag, vilken är Ljungans största biflöde. AB Carbos kolugnsanläggning med tillhörande reningsverk, smedja och förvaringskällare låg precis intill vattendraget, på en yta motsvarande ungefär 10000 m² (Figur 4).

3.2.1. Upprättande av geokarta

Geokartan åskådliggör den ytliga geologiska sammansättningen på såväl objektsområdet som påverkansområdet. Syftet med geokartan är att utgöra underlag vid bedömning av spridningsförutsättningar genom att identifiera olika jordartsområden. På objektsområdet utförs en grundligare geologisk undersökning med hjälp av spade och sticksond.

3.2.2. Provtagning

Syftet med provtagningen är att fastställa förekomst av föroreningar samt föroreningsnivå på området. Provtagningen möjliggör även en mer detaljerad geologisk undersökning, vilket är

nödvändigt för att kunna bedöma föroreningarnas spridningsrisker. Provtagningsplanen baseras på geologiska bedömningar samt förväntade föroreningar och deras lokalisering.

3.2.2.1. Val av provtagningspunkter och provtagningsmedia

Val av provtagningspunkter och provtagningsmedia baseras på de industrihistoriska uppgifter som erhöles i fas 1 genom kart- och arkivstudier samt intervjuer. Utifrån bedömningen av eventuella punktkällor samt föroreningarnas spridningsmöjligheter genomfördes en riktad provtagning på området (Figur 4). Att grunda provtagningen på information från den orienterande fasen är lämpligt då syftet med provtagningen är att belägga förekomst av föroreningar (Naturvårdsverket, 1998). En stor nackdel med riktad provtagning är att statistisk bearbetning av data inte är möjlig.



Figur 4. Karta över objektsområdet med provtagningspunkter
(© Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/2031)

Val av provtagningsmedia och provtagningspunkter ska ske med syfte att så få prover som möjligt ska beskriva föroreningssituationen. Vidare avgörs valen av ekonomi, tillgänglig fältutrustning samt föroreningarnas fysikaliska och kemiska egenskaper. Jordprovtagning utfördes då detta ger möjligheter till att vid jämförelse med riktvärden och kvalitetskriterier avgöra efterbehandlingsbehov. Vad gäller föroreningar med låg vattenlöslighet och som gärna binder till fasta partiklar och organiskt material, såsom PAH, är jordprovtagning lämpligt. Då flera av de komponenter som finns i trätjära har låg flyktighet och låg vattenlöslighet kommer föroreningarna med stor sannolikhet att än idag påträffas i jorden. Sedimentprovtagning kan påvisa recipientens påverkan samt förklara historiken på området. Då sjösedimenten strax utanför trärännans utlopp är täckt av större stenar och tegelrester från nedläggningen bedömdes en provtagning medföra komplikationer samt en stor risk för omsättning av föroreningar från sedimenten till ytvattnet. Med hänsyn till detta, samt att det redan med stor sannolikhet finns stora mängder föroreningar i sedimenten, togs endast två ytprover i sedimenten vid trärännans utlopp, J6 och J7. Då sedimentprovtagningen blev begränsad och med hänsyn till Gimåns skyddsvärde utfördes ytvattenprovtagning i två punkter. Den ena provtagningspunkten placerades strax intill trärännans utlopp, V5, medan det andra provet, V6, togs ungefär 150 meter i sydostlig riktning längs strandkanten. För att få en bild av spridningen av föroreningarna installerades två grundvattenrör mellan föroreningskällorna

och Gimån. Grundvattenytan bedömdes ligga på ett djup av en till två meter under markytan, vilket ytterligare motiverade grundvattenprovtagning ur vertikal spridningssynpunkt. Trätjärens innehåll av fenoler, vilka är mycket vattenlösliga, kan ha transporterats till grundvattnet. Två befintliga brunnar undersöktes också, V3 och V4, båda lokaliserade i utkanten av det potentiellt förorenade området. Dessa provtagningspunkter kan ge information om föroreningarnas geografiska begränsning.

Provtagningspunkterna är utvalda utgående från förväntade punktkällor. En större punktkälla antas vara i och kring kolugnsanläggningen. Här stod kondenseringshus samt de träkar där trätjära och condensat förvarades. Här finns dessutom den träränna under mark som går ned mot sjön. Provtagningspunkt J3 är placerad ungefär tre meter nedströms denna ränna. Andra punktkällor bedöms vara förvaringskällaren samt reningsverket enligt figur 4. Möjligheter till provtagning kring dessa anläggningar är dock begränsad då källaren samt området runt reningsverket är fylld av sten och bråte. Således togs jordprover längre nedströms grundvattenriktningen mot sjön för att se hur föroreningarna kan ha spridit sig. Punkt J4 är placerad där den gamla smedjan/förrådet har stått. Här finns ytliga spår av tjära på marken. Förutom ett borrhål togs också här ett ytprov, J5. Vad gäller provpunkter för sediment och ytvatten var de starkt kopplade till trärännans utlopp. Det ena ytvattenprovet togs några hundra meter sydost om området för att erhålla ett referensvärde.

3.2.2.2. Val av analysparametrar samt upphandling med laboratorium

Valet av analysparametrar baserades på de föroreningar som bedömdes finnas i trädestillationsprodukterna. Dessutom analyserades ett antal metaller då dessa föroreningar kan härstamma från okända processer under den tid verksamheten var i drift. Proverna skickades efter upphandling till Eurofins i Vadstena för analys. Jordproverna analyserades med avseende på alifater, aromater, polyaromatiska aromater, metaller och TOC. Jordprov J1:2 analyserades även med avseende på terpenier då terpentinlukten var tydlig vid provtagningen i fält. Vattenproverna analyserades med avseende på alifater, aromater, polyaromatiska aromater, metaller, fenol, alkylfenoler, kresoler och terpenier. Aktuella analysmetoder finns presenterade i bilagorna 9 och 11.

3.2.2.3. Val av fältmetoder och utrustning

Vid jordprovtagning användes skruvborr med diametern 80 mm och längden 1 m. Fördelarna med skruvborring är att en kontinuerlig jordföljd kan åskådliggöras samt att jorden lätt kan tas från borrhörens länsar. Nackdelarna är osäker nivåbestämning och risken för korskontaminering. Foderrör kan användas vid borrhörning för att undvika korskontaminering. Foderrör användes inte i denna undersökning. Jordprovtagningen kombinerades med installering av grundvattenrör, där rören trycktes ned i de borrhörens hålen.

Val av grundvattenrör baserades på de föroreningar som skulle analyseras, vilket inkluderade såväl oorganiska som organiska föroreningar. Det lämpligaste valet av material gällande grundvattenrören var miljörör i HDPE (High Density Polyeten).

För hämtning av vatten i grundvattenrören användes vattenhämtare med diametern 40 mm. För att undvika korskontaminering användes separata hämtare för varje enskilt grundvattenrör. Installation av grundvattenrör genomfördes en vecka innan grundvattenprovtagning och därför bedömdes det inte vara aktuellt med omsättning av grundvattenrören innan provtagning. För provtagning i brunnarna genomfördes ingen omsättning av vattnet av tids- samt ekonomiska skäl.

3.2.2.4. Jordprovtagning

Borrning med skruvborr utfördes den 30 maj 2006. Samlingsprov togs per meter. Jordproverna skickades för analys i mörka glasburkar och lades i en kylväska med frysklampor för att hålla en temperatur under 4°C. Vattenproverna förvarades i olika flaskor beroende på de analysparametrar som skulle undersökas. Alifater, aromater, PAH och alkylfenoler förvarades i mörka glasflaskor medan terpenier och fenol förvarades i ljusa. Vattenproverna för metallanalys förvarades i plastflaskor. Tidsmässigt skickades proverna så att de kom fram till laboratoriet påföljande dag.

3.2.2.5. Sedimentprovtagning

Två ytprov från sedimenten, J6 och J7, provtogs i samband med jordprovtagningen den 30 maj 2006. Ytproven togs alldeles intill trärännans utlopp där vattendjupet motsvarade 3-5 cm. Sedimentmaterialet utgjordes av hårt packad grusig sand. Till hjälp för att fylla provtagningsburkarna användes en spade gjord av hårdplast.

3.2.2.6. Installation av grundvattenrör

Grundvattenrören installerades i de hål som borrades för jordprovtagning. Miljörör valdes utifrån att såväl organiska som oorganiska föroreningar var aktuella för analys. Rörets diameter är 63,5 mm och den nedersta metern av röret utgörs av ett filter med 0,3 mm slits.

3.2.2.7. Avvägning av provtagningspunkter

Med hjälp av ett avvägningsinstrument mättes provpunkterna för jord- och grundvattenprovtagning in med ett avvägningsinstrument i ett lokalt höjdsystem. Även GPS-instrument har använts för inmätning av provpunkter (Bilaga 8).

3.2.2.8. Grundvattenprovtagning

Grundvattenprovtagning utfördes den 7 juni 2006. Innan grundvattenprovtagningen mättes grundvattennivåerna i rören med hjälp av ett ljuslod. Provtagningen utfördes i fyra provpunkter, varav två provtagningspunkter utgörs av grundvattenrör och två punkter från befintliga brunnar. För varje provtagningspunkt har separata vattenhämtare använts. Talkfria engångshandskar användes vid provtagningen. I grundvattenrör V1 stannade vattenflödet till, vilket medförde att endast en begränsad mängd vatten var tillgänglig. Olyckligtvis gick en flaska från grundvattenrör V2 sönder under transport till laboratoriet. Bevattningsbrunnen, provtagningspunkt V3, används frekvent medan den andra brunnen, provtagningspunkt V4, inte har används på mycket länge. Parallellt med provtagningen mättes pH, temperatur och konduktivitet i fält.

3.2.2.9. Ytvattenprovtagning

Ytvattenprovtagning utfördes i två punkter längs strandkanten i sjön Grötingen. Den ena provtagningspunkten är lokaliserad strax utanför trärännan där spilltjäran har runnit ut i sjön. Avståndet till stranden är 1,7 m. Den andra provtagningspunkten ligger sydost om området. Proverna togs 15 cm från botten, där vattendjupet från vattenytan till sjöbotten mäter 30 cm. Botten vid de båda provtagningspunkterna är stenig. Talkfria engångshandskar användes vid provtagningen. Parallellt med provtagningen mättes pH, temperatur och konduktivitet i fält.

3.3. MODELLERING AV FÖRORENINGARS SPRIDNING I CHEMFLO™-2000

Föroreningarnas vertikala rörelse i marken beror till stor del på ämnens förmåga att adsorberas till markpartiklarnas ytor. För att studera flöde och transport av markvatten och kemikalier i omättad jord har därför modellering utförts i programmet CHEMFLO™-2000

(Nofziger m.fl., 2003). Med denna modell kan såväl de fysikaliska som de kemiska egenskaper som påverkar markvattnets och föroreningars transport i marken studeras. Modellen är framtagen av Oklahoma State University och distribueras av U.S. Environmental Protection Agency.

Vattenflödesberäkningarna i modellen är baserade på Richards ekvation, en partiell differentialekvation för endimensionellt flöde

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial x} - \sin(A) \right) \right] \quad \left[\frac{1}{s} \right] \quad (1)$$

där $\theta = \theta(h)$ motsvarar vattenhalt volymandel, $h = h(x,t)$ är tryckpotentialen, x är avståndet från källan i flödets riktning, t är tiden, A är vinkeln mellan flödets riktning och den horisontella riktningen. $K(h)$ motsvarar den hydrauliska konduktiviteten i marken då tryckpotentialen är h .

Andra ekvationer som modellen använder är Darcy-Buckingham's ekvation

$$q(x,t) = -K(h) \frac{\partial H}{\partial x} \quad \left[\frac{m}{s} \right] \quad (2)$$

Där $q(x,t)$ är flödet och H är den totala potentialen.

Det kumulativa flödet erhålls genom integrering av flödet över en önskad tidsperiod

$$Q(x,t) = \int_0^t q(x,t) dt \quad [m] \quad (3)$$

De ekvationer som modellen bygger på för att beräkna transport och nedbrytning av en viss kemikalie beskrivs av konvektion-dispersionsekvationen

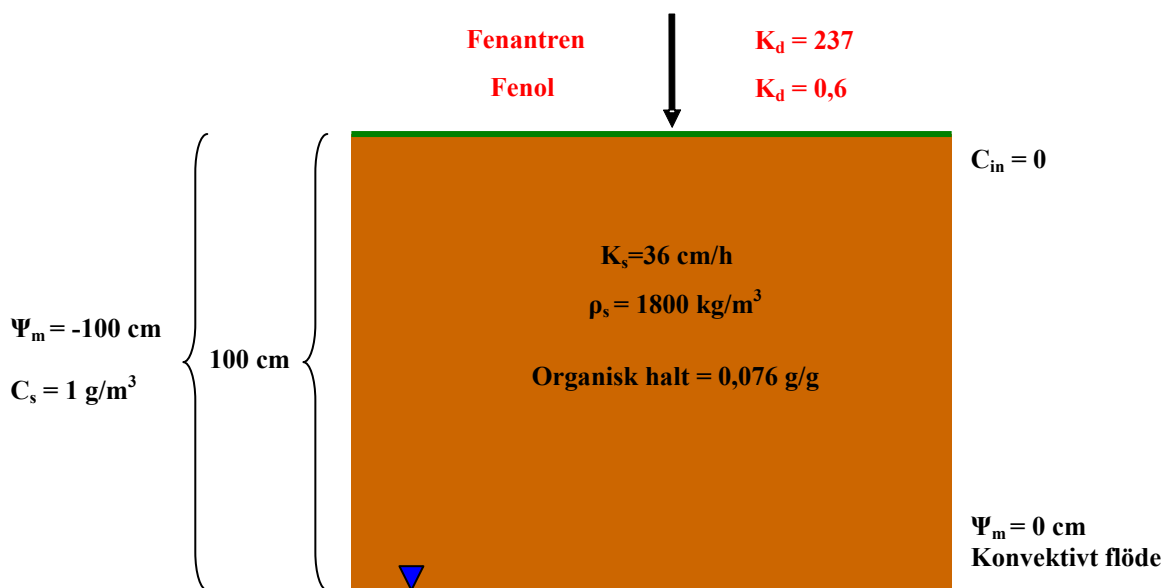
$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta c + \rho S) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D \frac{\partial c}{\partial x} - qc \right) - \alpha \theta c - \rho \beta S + \gamma \theta \quad \left[\frac{kg}{m^3 s} \right] \quad (4)$$

där $c=c(x)$ är kemikalien koncentration i vätskefasen (kg/m^3), $S=S(x)$ är koncentrationen av kemikalien i den fasta fasen (kg/kg), $D=D(x,t)$ är kemikalien diffusionskoefficient, $\theta = \theta(x,t)$ är vattenhaltvolymandel, $q=q(x,t)$ är vattenflödet, $\rho = \rho(x,t)$ är jordens skrymdensitet, $\alpha = \alpha(x,t)$ motsvarar första ordningens nedbrytningshastighetskonstant i vätskefasen, $\beta = \beta(x,t)$ motsvarar första ordningens nedbrytningshastighetskonstant i den fasta fasen och $\gamma = \gamma(x)$ motsvarar produktionskonstanten i vätskefasen.

Inför modelleringen följs fem grundsteg

1. Val och definition av jordtyp
2. Specificering av begynnelsevillkor för vatten och kemikalier i jorden
3. Definition av randvillkor för marksystemet
4. Definition av de egenskaper som påverkar transporten i det markkemiska systemet
5. Val av lämplig graf för att simulera och åskådliggöra resultaten

I detta fall har modellering utförts med avseende på fenantren och fenol, två föroreningar som uppmätts i höga halter på området. Dessa ämnens fördelningskoefficienter, K_d , har använts i modellen, där fördelningskoefficienten för fenantren motsvarar 237 och för fenol 0,6 (Naturvårdsverket, 2000). Jordprofilen utgörs av sandjord bestående av ett lager med den uppskattade hydrauliska konduktiviteten 36 cm/h (Naturvårdsverket, 2002). Grundvattenytan ligger på djupet 100 cm och halten organiskt kol har uppskattats till 0,076 g/g (se avsnitt 4.6.1.), vilket motsvarar de förhållanden som råder på det aktuella området i Grötingen. Skrymdensiteten för sand motsvarar 1800 kg/m³ (Axelsson, 2004). Vad gäller begynnelsevillkoret för vattenflödet antas tryckpotentialen vara konstant och initialvärdet uppskattas till -100 cm i hela jordprofilen. Begynnelsevillkoret vad gäller kemikalieflödet anges som en konstant koncentration i marken motsvarande 1 g kemikalie per m³ markvatten. Randvillkoret för vattenflödet vid markytan motsvarar en konstant nederbörd på 0,0057 cm/h, vilket är beräknat utifrån en medelnederbörd på området som motsvarar 500 mm per år. Vid grundvattenytan, $x=100$ cm, anges randvillkoret genom att tryckpotentialen definieras till 0 cm. Randvillkoret för infiltrerande vätska i jordprofilen är att det inte är förorenat med studerade föreningar och då $x=100$ är randvillkoret satt till endast konvektivt flöde. Diffusionskoefficienten D antas vara försumbar och dispersiviteten i en 100 cm lång jordprofil uppskattas till 1 cm (Fetter, 1999). Ingen hänsyn tas till föroreningarnas nedbrytningshastigheter. Simuleringstiden uppgår till 10 år, eller 87600 timmar. Simuleringsstegen motsvarar 10 h i tid och 0,5 cm i rum. Modellens inparametrar redovisas i figur 5.



Figur 5. Modellens inparametrar.

Modellen är begränsad till att studera endimensionellt flöde och vattenförlust kan endast ske där jordens randvillkor är definierade och inte genom till exempel växternas upptag av vatten. De ekvationer som används i modellen innebär antaganden där hänsyn inte tas till svällande jordar, jordar med större spricksystem och hysteresis. Markens hydrauliska egenskaper antas inte förändras i närvaro av kemikalier och fördelningen av kemikalier i fast fas och i vätskefas antas vara proportionerlig. Vidare ignoreras transporten av kemikalier i porluften. Modellen innebär antaganden vid definiering av begynnelse- samt randvillkor. Om dessa villkor inte överensstämmer med verkligheten kan detta medföra stora fel i utdata. Inparametrar rörande jordens och kemikaliernas egenskaper medför en viss osäkerhet. Resultatet kan även påverkas av diskretiseringsfel i och med att derivatorna antas vara finita.

3.4. ANSVARSUTREDNING

För att bedöma om någon är ansvarig för förorening av ett område där verksamheten upphörde före den 1 juli 1969, fordras information om när verksamheten upphörde, eventuella villkor avseende efterbehandling i tillstånd, typ av skada, fastighetsbeteckning, fastighetsägare, utredning av betalningsförmåga samt övrig information som kan vara av intresse i det specifika fallet.

4. RESULTAT

4.1. ARKIVSTUDIER

Faktamaterial har huvudsakligen inhämtats från AB Carbos arkiv på landsarkivet i Östersund. Arkivet är inte komplett men innehåller tillräcklig information för att avgöra vilka produkter som har tillverkats på området. Kompletterande uppgifter angående kolugnsanläggningen har även erhållits från Johan Emanuel Åslins arkiv på Tekniska Museet i Stockholm. Ritningar över området har erhållits genom Brandförsäkringsverkets handlingar via Riksarkivet. Fastighetsregistret och gamla kartor från Lantmäteriet har gett ytterligare information om såväl Grötingen, företaget AB Carbo och verksamheten. Tillgång på gamla foton har erhållits genom såväl Johan Emanuel Åslins arkiv och litteratur som genom hembygdsföreningen i Grötingen. Foton finns även tillgängliga på Läns museets bildarkiv i Östersund. I Johan Emanuel Åslins arkiv har även tidningsartiklar påträffats med väldetaljerade beskrivningar av kolugnsanläggningen. Lantmäteriets samt SGU:s GIS-kartor har använts för att kartlägga skyddsvärda områden, brunnar samt för att bedöma jordart och berggrund på området. Dessutom har ägarförhållanden, pågående och planerade verksamheter samt markanvändning på platsen undersökts samt berörda intressen rörande mark, vattentäkter, recipient och naturvård.

4.1.1. AB Carbos industrihistoria

AB Carbo anlade flertalet anläggningar på området mellan Grötingens strandlinje och järnvägen. Längs sjöstranden i områdets östra del anlades sågverk och hyvleri, vilka inte ingår i det objektsområde som denna rapport behandlar. Rälsbanor från dessa byggnader gick till tågstationen. Kolugnsanläggningarna, vilka utgjordes av sex stycken inmurade retorter i järnplåt, placerades närmare järnvägen. Dock var avståndet till sjön såväl som järnvägen inte mer än 100 m. Därtill byggdes arbetarbostäder intill kolugnsanläggningen (Figur 4) samt en kraftstation i nedre Bodsjöströmmen. Verksamheten var officiellt igång under en 40-års period, från 1898 till 1937. De flesta byggnader revs efter nedläggningen år 1937. De byggnader som finns kvar idag är arbetarbostäderna, handelsboden, disponentbostaden, den gamla plåtslagarverkstaden samt stenväggarna från en källare. Dessutom finns spår av husgrunder, bland annat där reningsverket och kondenseringshusen har varit lokaliserade. Det finns även upphöjningar och gropar i terrängen där kolugnarna har stått.

4.1.2. Kolugnsanläggningen

Totalt fanns sex stycken kolugnar på AB Carbos industriområde. Kolugnarna var av så kallad carbotyp, även kallad åslinugn, som grosshandlaren J.E. Åslin själv konstruerat. Varje ugn utgjordes av en cylinder i järnplåt, en så kallad retort med en botten av cement och plåt och ett lock av plåt (Tarifföreningen, 1913). Varje retort i Grötingen utgjorde en volym av mellan 350 - 430 m³ (Larsson, 1922). Retorterna var inmurade två och två i tegel. Ved och gas förbrändes i ugnens nederdel. De förbränningsprodukter som bildades leddes via en 75 meter lång murad kanal omkring cylindern, ned i plåttuben i ugnens mitt och sedan ut via skorstenen. Veden packades uppifrån i tre lager (Larsson, 1922), där ett lager ved mätte cirka tre meter (Isidor Segemar, muntlig källa). Det färdiga kolet togs ut i retortens nedre del efter att vatten tillsatts kolet för avkylning (Larsson, 1922). Genom en lutande ugnsbotten samlades destillationsprodukterna upp för vidare transport i kanaler från ugnens botten till uppsamlingskaren och kondensatorhusen strax utanför kolugnarna (Tarifföreningen, 1913). Först utkondenserades tjäran och genom kylare i kondenseringshusen erhöles därefter träsyra och tjäroljor. De i pyrolysen bildade gaserna koldioxid, monoxid och metan (Larsson, 1922) fördes tillbaka till ugnarna som bränsle.

År 1922 var den ungefärliga årsproduktionen vid Gröttingens kolugnsanläggning 300 000 hl träkol, 400 ton tjära, 100 ton träsprit, 100 ton terpentinolja och 100 ton tjärolja (Larsson, 1922).

4.1.3. Reningsverket

I reningsverket utvanns terpentin, metanol, träsyra och tjäroljor genom destillering (AB Carbos Nya Fabrikers arkiv, 1924-1926). I början av 1900-talet utvanns möjligen beck på industriområdet (Tarifföreningen, 1902) men det finns inga uppgifter om detta i de handlingar som finns att tillgå i AB Carbos arkiv på Landsarkivet i Östersund. Intentionerna att utvinna trätjära, terpentin och träsprit var tidiga men utvinningen berodde till stor del på efterfrågan. Ingen information har hittats angående tillvaratagande av ättiksyra. Enligt länsstyrelsens förordningar från 1908 nämns att tjäroljan behandlades med lut och svavelsyra. När inte produkter ansågs behövas släpptes de troligen ut direkt i Gimån.

4.1.4. Förvaringskällare och sedimenteringskar

På området fanns minst en källare för förvaring av trädestillationsprodukter. Denna källare hade jordgolv (Tarifföreningen, 1913). Inga deponier eller cisterner har påträffats eller finns dokumenterade. Under kolningen rann trätjära och kondensat ned i de träkar som var lokaliserade utanför kolugnsanläggningen. Denna transport bör ha skett ovan mark i ledningar, vilket dock är osäkert. Från träkaren går en träränna under mark ned till sjöstranden. Förmodligen släpptes all överloppstjära ut i sjön via denna ränna.

4.1.5. Smedjan/förrådet

På den plats där smedjan/förrådet har varit lokaliserad finns ytliga spår av tjära på marken. Ingen specifik information angående förorenande processer på platsen har framgått genom de orienterande studierna. I AB Carbos Nya fabrikers inventeringsböcker nämns större mängder blymönja. Användningsområden för blymönja har huvudsakligen berört rostskyddsfärg på byggnader och underredsbearbetning av båtar. Det är dock oklart i vilket sammanhang och i vilken omfattning blymönja har använts på området.

4.1.6. AB Carbos tidigt dokumenterade miljöpåverkan

År 1903 fick dåvarande landskontoret in en klagan från Gimdalens byamän angående den mängd föroreningar som AB Carbos verksamhet orsakade. Fisket i såväl Gröttingen som den nedströms liggande Idsjön påvisade stor negativ påverkan av den träsyra som släpptes ut i vattendraget (Nordberg, 1977). För att undersöka hur allvarligt problemet var fick Kungliga Lantbruksstyrelsen i uppgift att samma år analysera sjövattnet. Resultatet av analyserna påvisade att Gimån och sjön Gröttingen dagligen tillfördes 100-150 l tjärvatten, 100-150 l terpentin samt 7000 – 10000 l vätska innehållande 4,7 % ättiksyra. Utsläppen ledde förutom till direkta skador i form av sänkt pH också till syrebrist vintertid. År 1908 lade länsstyrelsen fram förslag på åtgärder, där bland annat acetatet i träsyran skulle tas omhand. Detta innebar att den lösning som bildades vid behandling av utvunnen olja med lut och svavelsyra skulle renas på acetat. Vidare skulle läckage från behållare innehållande bland annat tjära, oljor och träsyra åtgärdas. Först 1911 tvingade länsstyrelsen AB Carbo att följa åtgärdsförslagen då ingen förändring ditintills skett. År 1917 undersöktes vattnet på nytt varvid det antogs att föroreningshalterna inte längre var så stora och att fisket därmed inte borde ta någon skada.

4.2. KART- OCH FÄLTSTUDIER

4.2.1. Topografi

Markytan lutar svagt mot sjön inom det aktuella området. Dock ligger området där reningsverket var lokaliserat på en liten upphöjning i förhållande till nivån på det övriga området.

4.2.2. Geologi

Enligt SGU:s jordartskartor utgörs bergrunden på området av granit och jordarterna varierar från isälvsediment till morän. SGU:s kartläggning av goda grundvattenförekomster innefattar Grötingen med omnejd. I samband med platsbesök den 4 maj 2006 utfördes en geologisk ytkartering på området med hjälp av sticksond och spade. Större stenar påträffades på utspridda platser och det var svårt att gräva med spade. Det översta jordlagret ned till 15 cm bestod generellt av mulljord med hög organisk halt. Tegelrester från rivning av byggnader finns utslängt längs stranden vid trärännen och i vattnet. Inga diken eller hällar finns på området. Resultatet av den geologiska karteringen påvisade en sandig jordart med mycket organiskt material. Geologin bedömdes som homogen på fabriksområdet. En mer detaljerad bedömning av geologin utfördes i samband med jordprovtagning (se avsnitt 3.2.2.4).

4.2.3. Hydrologi

Inget stående vatten påträffas ovan mark och marken anses inte vara svårdränerad på grund av det grova jordmaterialet. Med referens till det närliggande vattendraget samt topografisk lutning uppskattades djupet till grundvattenytan till mellan en till två meter. Enligt SMHI är årsnederbörden på området 500 mm/år och årsavdunstningen motsvarar 300 mm/år.

4.2.4. Växtlighet

Vegetationen utgörs framför allt av öppen barr- och björkskog samt sly. Dock finns ytor där växtligheten är begränsad, vilka också till stor del sammanfaller med de ytor där tjärrester finns fläckvis på markytan.

4.2.5. Gimån och sjön Grötingen

Samhället Grötingen ligger intill sjön Grötingen som är en del av Gimån, Ljungans största biflöde. Gimån avvattnar Revsundssjön vid Bräcke samhälle för att sedan mynna ut i Ljungan vid Torpshammar i Västernorrlands Län. Gimåns totala längd motsvarar cirka tio mil och medelvattenföringen uppgår till 18 m³/s (Länsstyrelsen Jämtlands län, 2005). Längs med ån varierar vattenflödet i form av forssträckor och sjöar. Ån rinner huvudsakligen genom skogsterräng dominerad av granskog. Den biologiska mångfalden kring strandzonerna är mycket god och flera sällsynta arter har påträffats, däribland utter och stensimpa. Skogsbruket har dock satt sina spår kring Gimån, liksom den tidigare intensiva flottningen. På grund av vattenkemin och att vattendraget är oreglerat, innehar Gimån och sjön Grötingen ett högt naturvärde.

4.2.6. Skyddsvärd natur

Enligt Bräcke kommuns översiktsplan från 2003 utgör området kring Gimån ett riksintresse för friluftsliv. Gimån omfattas även av ett riksintresse för naturvård. Den del av Gimån som rinner genom Bräcke kommun utgör dessutom ett Natura 2000 område. Enligt Gimåns bevarandeplan för Natura 2000 (Länsstyrelsen Jämtlands Län, 2005) ingår följande naturtyper och arter;

- 3210 – Naturliga större vattendrag fennoskandisk typ

- 3260 – Vattendrag med flytbladsvegetation
- 3130 – Oligomesotrofa sjöar
- 3140 – Kalkrika oligomesotrofa sjöar
- 1163 – Stensimpa
- 1355 – Utter
- A095 - Fiskgjuse

Det potentiellt förorenade området ingår också i ett område av stor allmän betydelse för fisket.

4.3. INTERVJUER

Intervjuerna har haft som syfte att framförallt ge ytterligare information och belägg för var föroreningarna kan uppskattas vara lokaliserade på objektsområdet. Den information som har erhållits tyder framförallt på att tjärrester bör finnas i och omkring den träränna som löper under mark från kondenseringshusen och ut i Gimån.

Ejan Lindgren

Född 1933

Uppvuxen och bosatt i Grötingen

Hans morfar arbetade som faktor och hans far arbetade som hyvlare i fabriken

Ejan Lindgren bor i fabriken gamla plåtslagarverkstad, vilken ligger placerad 20 m från den plats där kolugnarna har stått. Ejan berättar att på sommaren kokar marken av tjära, speciellt längs vattnet. Vidare tror han att det med stor säkerhet finns mycket tjära på botten av sjön eftersom inga biprodukter utvanns utan allt rann ut i sjön före 1911, vilket var det år då reningsverket byggdes. Ejan visar i fält var trärännan är lokaliserad, genom vilken trätjära och andra trädestillationsprodukter såsom terpentin och träolja rann ut i sjön. Han är osäker på när fabriken startade och om eventuella konkurser eller uppehåll i verksamheten. Till ugnarna krävdes 3 m långa stockar och allt timmer som flottades till fabriken användes till träkolningen. Han känner till de klagomål som rörde fabriken påverkan på fisket i området. Flertalet husvagnar finns på området under somrarna. Han ger tips om att kontakta Ivar Nordlander, hans bror Charlie och grannen Alex Johansson.

Lars Olof Lindgren

Född 1931

Uppvuxen och bosatt i Grötingen

Hans morfar och far arbetade på sågen

Kusin till Ejan Lindgren

Lars pekar tydligt ut fabriksområdet och de olika byggnaderna på kartan. Han är osäker vad gäller verksamhetens driftsstart. På 1890-talet utfördes milkolning för att sedan ersättas av ugnarna. Förutom trätjära utvanns terpentin och träsprit, kanske ättiksyra. För att avskilja kondenseringsprodukterna från trätjären förvarades dessa produkter i träkar för sedimentation. Enligt Lars rann spilltjären från träkaren direkt ut i sjön Grötingen. Från början var sågverket ångdrivet men i och med uppförandet av kraftstationen började elektriska sågramar att användas. Vintertid var hårda tider då sågen var nedlagd. Lars känner till klagomålen angående utsläppen från fabriken och dess påverkan på fisket. Hans barn badade vid trärännans utlopp i mitten på 1970-talet och när de klev upp var benen fulla med tjära. Lars fiskade mycket i slutet av 1980-talet och då smakade det tjära av fisken.

Charles Lindgren

Född 1925

Uppvuxen i Grötingen

Äldre bror till Ejan Lindgren

Charlie var med ute i fält och pekade ut var föroreningskällorna kan tänkas vara lokaliserade. Han pekade ut den plats där träkaren har varit placerade och där trärännan för spilltjära går under mark för att sedan mynna ut i sjön. Troligen finns flytande trätjära kvar i rännan än idag. Kolugnarna var inmurade i tegel och utgjorde tre byggnader med två kolugnar i varje. Byggnaderna var sammanlänkade med hjälp av bryggor på andra våningen. På varsin sida om byggnaderna fanns spår för vedvagnar för såväl på som avlastning av ved. Dessa spår gick sedan upp till järnvägsstationen. När ugnarna skulle fyllas på med ved användes bom och vajer. Här tillverkades träkol, trätjära, terpentin och träsprit.

Isidor Segemar

Född 1920 och

Uppvuxen i Grötingen

Hans far arbetade vid hyveln och med transport av ved

Föroreningar såsom tjära och terpentin förväntas förekomma runt kolugnarna och reningsverket. Kolugnarna var i drift fram till 1937. I ugnarna staplades stående ved på 3 m i tre lager. Första lagret ställdes dit via luckor i ugnarna längs ned. De två andra lagren fylldes på uppifrån genom lyftkran. Det eldades framförallt timmer. Ribbkol användes för att tända på ugnarna annars var det framförallt barrved som eldades. Det eldades i botten och sedan lades lock på ugnarna. Förutom trätjära tillverkades terpentin och träsprit. Isidor är osäker på om ättiksyra tillverkades och han tror inte att beck tillverkades. Han är osäker på hur biprodukterna utvanns och hur ledningarna gick från kondenseringshusen och träkaren intill reningsverket. De gick dock ovan mark. Det luktar tjära på området. I slutet av 1800-talet var flottningen intensiv. För att ta upp timret fanns en timmerhäst längs stranden. Timret lastades sedan på järnvägen för vidare transport till Bispgården, där timret via Indalsälven flottades till kusten. Timret flottades troligtvis från Revsund och Pilgrimstad till Grötingen. Timmer kom också med tåg från mer avlägsna trakter. Det var hårda tider vintertid och många fick arbeta ute i skogen. På hösten kolades det i milor då kolugnarna inte var i drift året runt. Isidor känner till namnen disponenterna J.E. Åslin och P.A. Nordlander.

Ivar Nordlander

Född 1930 och uppvuxen i Grötingen

Hans far arbetade på brädgården

De trädestillationsprodukter som utvanns vid ugnskolningen var trätjära, terpentin och träsprit. Först försökte man tillverka såpa men det visade sig inte vara tillräckligt lönsamt. Innan kolugnsanläggningen kom i drift milades kol i skogarna i trakten. Timmer flottades till Grötingen via Bodsjön och Revsjön på somrarna. Innan reningsverket anlades är det osäkert om alla tjära eller spilltjära släpptes rakt ut i sjön. Sågen tillkom 1902. Ivar känner till miljöskandalen i början av 1900-talet men förhållandena blev betydligt bättre i och med att reningsverket anlades. I reningsverket arbetade destillatören.

Anna Lindström

*Bosatt i Grötingen i den gamla disponentvillan, cirka 150 meter söder om objektsområdet
Ägare av en mindre campingverksamhet söder om fabriksområdet
Revisor i Hembygdsföreningen
Hennes mans morfar var kolare på fabriken*

Anna Lindström har varit fast bosatt i Grötingen sedan 1992. Hon har dock ägt en sommarstuga i Grötingen sedan 1971. Hon hyr mark av kommunen för campingverksamhet. Hennes mans mor var född i Grötingen och hans morfar var kolare. I fabriken tillverkades tjära och terpentin. Fabriken lades ned innan andra världskriget. På området luktar tjära men inte terpentin. Dricksvatten togs från sjön på 1970-talet. På 1970-talet revs gamla flottleder upp i sjön Grötingen och sprängningar genomfördes med dynamit. Hon fiskar inte på denna sida av sjön eftersom fisken smakar tjära. 17 vuxna bor idag i Grötingen men ett 60-tal människor rör sig på området sommartid. Anna hänvisar vidare till Isidor Segemar.

Edvin Backman

Född 1917

Uppvuxen i Håsjö

Lång erfarenhet av kolmilning och tjärbränning och har skrivit böcker, haft utställningar samt utfört guidning på Läns museet i Östersund.

På 1930-talet moderniserades kolmilorna genom att milan utrustades med en skorsten. På detta sätt ökade dragförmågan i milan där mängden fukt och gaser reducerades och kolningen skedde snabbare. Generellt i Jämtland användes samma princip vid kolmilning. I mitten av milan fanns tändhålet där brinnande ved släpptes ned. Det var önskvärt att veden i milan var av samma storleksordning för att undvika olika kolningsgrader. Däremot användes mindre vedstycken för att täppa igen hål. Beroende på vedens kvalitet varierade mängden utvunnen träkol. Tjärbränning skedde i tjärdalar, vilka kunde se väldigt olika ut beroende på den person som byggt den. För att utvinna så mycket tjära som möjligt skulle veden vara rik på kåda.

Grötingen var känt i trakterna och det gick rykten om att det var bråkigt och fattigt. Verksamheten i samhället Grötingen initierades i och med järnvägsdragningen. På kolgården förekom såväl kolmilning som tjärbränning. Trattformade tjärdalar ovan mark fanns i Grötingen på kolgården. Export från Grötingen skedde till järnbruken i Bergslagen.

4.4. BEDÖMNING AV MARKANVÄNDNING OCH EXPONERINGSRISKER

Alldeles intill objektsområdet i Grötingen bor människor permanent och sommartid vistas vuxna och barn på området då en mindre campingplats ligger 100-200 meter mot sydost. Avståndet från objekt till närmaste bostadsbebyggelse uppgår till 15 meter, vilken dock ligger uppströms grundvattenströmningsriktningen. Inget grundvattenuttag sker på området men det finns badmöjligheter och för barn finns intressanta lekområden, bland annat i form av två fallfärdiga arbetarbostäder. Grönsaker odlas inte på området men fisket i ån är välkänt.

Den markanvändning som bedömts vara aktuell på området i Grötingen är parkmark. Parkmark innefattar begränsning av markanvändning och skydd av grundvatten (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Denna markanvändning främjar områdets möjligheter till friluftaktiviteter. Barn och vuxna kan då utan risker vistas tillfälligt men regelbundet på området genom att till exempel leka, plocka bär och tälta. Vad gäller miljön skyddas markecosystem och intilliggande ytvatten.

Vid bedömning av parkmark är exponeringsantaganden att exponerande grupper utgörs av såväl vuxna som barn och att antalet dagar man vistas på området utgörs av 20 dagar per år. Vidare bedöms exponering ske via intag av jord, hudkontakt, intag av damm och ångor, intag av grundvatten, intag av grönsaker, bär eller svamp samt fisk. Miljön på såväl objektsområdet som i ytvattenrecipienten bedöms ha ett högt skyddsvärde.

Det är framförallt de ytliga föroreningarna som idag bedöms bidra till exponering då människor rör sig på området eftersom grundvattenuttag och odling inte är aktuellt. Viktiga exponeringsvägar innefattar intag av fisk, intag av jord, hudkontakt samt intag av damm och ångor. Då inte hela området är täckt av vegetation ökar risken för exponering genom damm och hudkontakt. Områdets tillgänglighet är obegränsad då det inte är inhägnat.

4.5. GEOKARTA

Då objektsområdets geografiska utbredning är begränsad och påverkansområdet utgörs av sjön Grötingen, har inga tydliga jordartsvariationer inom varken objekt- eller påverkansområdet identifierats. Den jordart som bedöms dominera på hela området är isälvs sediment. Vid jordprovtagning bedömdes jordarten utgöras av grusig sand.

4.6. PROVTAGNINGRESULTAT

4.6.1. Jordprovtagning

Fältobservationerna från jordprovtagningen redovisas i tabell 5. I provtagningspunkt J1 luktade jorden starkt av terpentin. Vid borring av provtagningspunkt J2:2 uppstod svårigheter på 1,2 meters djup på grund av större stenar i marken. Efter ett antal borrhingsförsök strax intill den ursprungliga provtagningspunkten flyttades punkten V2 tio meter i sydvästlig riktning, i riktning mot provtagningspunkt J1/V1. I den nya punkten borrades det ned till 3,7 meters djup, vid vilket djup det inte gick att borra längre. Troligen ligger berggrunden på denna nivå.

Tabell 5. Fältobservationer vid jordprovtagningen.

Provtagningspunkt	Provtagningsdjup	Jordart	Lukt, synintryck
J1:1	0-1 m	0-40 cm mulljord 40-100 cm grusig sand	Ingen speciell lukt
J1:2	1-2 m	Grusig sand	Stark terpentinlukt
J2:1 försök nr 1	30 cm – 100 cm	0-30 cm mulljord 30 – 100 grusig sand	Svag lukt Tegelrester
J2:1 försök nr 2	<i>Ingen provtagning</i>	Grusig sand Bergrund på 3,7 m	Stark terpentinlukt
J3:1	0-1 m	Siltig grusig sand	Stark lukt av tjära
J3:2	1-2 m	Siltig grusig sand	Stark lukt av tjära
J4:1	0-1 m	grusig sand	Svag terpentinlukt
J4:2	1-2 m	Grusig sand	Svag terpentinlukt
J4:3	Ytprov, 10 cm	Grusig sand	Svag lukt
J5	Ytprov, 0-5 cm	Grusig sand	Svag lukt
J8 Referensprov	Ytprov, 0-15 cm	Mulljord	

På grund av det grova jordmaterialet kunde inga större mängder jord föras upp till markytan och jordprovtagning var därmed inte möjlig. Dock installerades ett grundvattenrör i borrhålet. I punkt J3 luktar jorden starkt av tjära. Grundvattenytan påträffades på 1,2 meters djup. I

punkt J4 är lukten inte lika stark. Här låg vid provtagningstillfället grundvattenytan på endast 40 cm djup. Talkfria handskar användes vid provtagningen. I tabell 6 redovisas uppmätta föroreningsnivåer i jorden, tillstånd enligt MIFO samt riktvärde och TOC.

Tabell 6. Föroreningsnivåer i jorden, tillstånd enligt MIFO samt riktvärde och TOC (Naturvårdsverket, 2002).

Punkt	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Tillstånd	R* (R) [mg/kg ts]	TOC [%]
J1:1	Alifater > C16-C35	130	Måttligt allvarligt	450 (100)	15,19
	Aromater > C10-C35	26	Måttligt allvarligt	160 (20)	
	Cancerogena PAH	3,8	Mycket allvarligt	8/20 ¹	
	Koppar	230	Måttligt allvarligt	100 ²	
J1:2	Alifater > C5-C16	130	Måttligt allvarligt	169 (100)	1,65
	Aromater > C8-C10	410	Mycket allvarligt	169 (100)	
	Aromater > C10-C35	140	Allvarligt	34 (20)	
	S:a TEX	11	Måttligt allvarligt	51 (30)	
	Cancerogena PAH	1,3	Allvarligt	8/20 ¹	
	α-pinen	2,5	-	-	
	β-pinen	0,23	-	-	
	3-karen	2,0	-	-	
	Limonen	4,8	-	-	
J2:1	<i>Enligt tillståndsbedömningen är inga högre halter uppmätta</i>				7,30
J3:1	Alifater > C5-C16	100	Måttligt allvarligt	203 (100)	3,57
	Alifater > C16-C35	200	Måttligt allvarligt	164 (100)	
	Aromater > C8-C10	130	Allvarligt	229 (100)	
	Aromater > C10-C35	110	Allvarligt	46 (20)	
	Cancerogena PAH	2,6	Allvarligt	8/20 ¹	
	Övriga PAH	20	Måttligt allvarligt	46 (20)	
J3:2	Alifater > C16-C35	180	Måttligt allvarligt	151 (100)	3,04
	Aromater > C8-C10	190	Allvarligt	252 (100)	
	Aromater > C10-C35	170	Allvarligt	50 (20)	
	S:a TEX	18	Måttligt allvarligt	76 (30)	
	Cancerogena PAH	2,6	Allvarligt	8/20 ¹	
	Övriga PAH	28	Måttligt allvarligt	50 (20)	
J4:1	Alifater > C16-C35	200	Måttligt allvarligt	188 (100)	4,52
	Aromater > C10-C35	24	Måttligt allvarligt	55 (20)	
J4:2	<i>Enligt tillståndsbedömningen är inga högre halter uppmätta</i>				1,77
J4:3	Alifater > C16-C35	200	Måttligt allvarligt	354 (100)	11,16
	Koppar	220	Måttligt allvarligt	100 ²	
J5 ytprov	Alifater > C16-C35	200	Måttligt allvarligt	217 (100)	5,66
	Cancerogena PAH	8,8	Mycket allvarligt	8/20 ¹	
	Bly	610	Allvarligt	150	
	Kadmium	0,48	Måttligt allvarligt	0,4 ²	
J8 ref	Zink	390	Måttligt allvarligt	350 ²	-
	Koppar	780	Allvarligt	100 ²	
	Bly	690	Allvarligt	150	

¹ Riktvärdet 8 mg/kg ts avser djupet ned till 70 cm, och riktvärdet 20 mg/kg ts är således från 0,7-2 m.

² Riktvärden gällande Känslig Markanvändning, KM (Naturvårdsverket, 2000)

Riktvärdena är justerade efter de lokala förhållandena vad gäller halten organiskt kol enligt följande ekvation (Naturvårdsverket m.fl., 1998)

$$R^* = R(1 + K(f_{oc}^* - f_{oc})) \quad (5)$$

där R^* är det korrigerade riktvärdet, R det branschspecifika riktvärdet, K en ämnesspecifik korrektionsfaktor, f_{oc}^* är viktprocenten organiskt kol på det aktuella objektet medan f_{oc} betecknar viktprocenten organiskt kol som de branschspecifika värdena baseras på. För parametervärden, se bilaga 10. Vissa generaliseringar har utförts vid bedömning av riktvärden då provtagningsdjup och korrektionsvärden har baserats på indelning 0-1 respektive 1-2 m istället för 0-0,7 och 0,7-2 m. Vid bedömning av riktvärde för alifater > C5-C16 har beräkning utförts med en den lägsta korrektionsfaktor som finns beräknat för fraktionerna C5-C8, C8-C10 och C10-C12 då det inte finns något korrektionsvärde för sammansatta fraktionen C5-C16. Analysresultaten påvisar halter organiskt kol som varierar från 3,57 till 15,19 % på djupet 0-1 meter och från 1,65 till 3,04 % på 1-2 meters djup. Ett medelvärde på djupet 0-1 m är 7,65 % och på djupet 1-2 m är motsvarande medelvärde 2,15%.

Vid bedömningen av föroreningsnivå undersöks även de uppmätta värden i jämförelse med jämförvärden för att bedöma risken av påverkan från en punktkälla (Tabell 7).

Tabell 7. Föroreningar påvisade i jorden och avvikelser från jämförvärden enligt MIFO (Naturvårdsverket, 2002).

Punkt	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Avvikelse från jämförvärde
J1:1	Alifater > C16-C35	130	Trolig påverkan av punktkälla
	Aromater > C10-C35	26	Ingen eller liten påverkan av punktkälla
	Cancerogena PAH	3,8	Trolig påverkan av punktkälla
	Koppar	230	Stor påverkan på punktkälla
J1:2	Alifater > C5-C16	130	Trolig påverkan av punktkälla
	Aromater > C8-C10	410	Stor påverkan på punktkälla
	Aromater > C10-C35	140	Stor påverkan på punktkälla
	Sa TEX	11	Stor påverkan av punktkälla
	Cancerogena PAH	1,3	Ingen eller liten påverkan av punktkälla
J3:1	Alifater > C5-C16	100	Trolig påverkan av punktkälla
	Alifater > C16-C35	200	Trolig påverkan av punktkälla
	Aromater > C8-C10	130	Stor påverkan på punktkälla
	Aromater > C10-C35	110	Stor påverkan på punktkälla
	Cancerogena PAH	2,6	Ingen eller liten påverkan av punktkälla
J3:2	Alifater > C16-C35	180	Trolig påverkan av punktkälla
	Aromater > C8-C10	190	Stor påverkan på punktkälla
	Aromater > C10-C35	170	Stor påverkan på punktkälla
	TEX	18	-
	Cancerogena PAH	2,6	Troligen påverkad av punktkälla
	Övriga PAH	28	Stor påverkan på av punktkälla
J5 ytprov	Alifater > C16-C35	200	Trolig påverkan av punktkälla
	Cancerogena PAH	8,8	Trolig påverkan av punktkälla
	Bly	610	Mycket stor påverkan av punktkälla
J8 ref	Zink	390	Stor påverkan av punktkälla
	Koppar	780	Mycket stor påverkan av punktkälla
	Bly	690	Mycket stor påverkan av punktkälla

Vid jämförelse har fraktionerna av alifater och aromater jämförts med data på extraherbara alifater och aromater. Då fraktionerna av alifater och aromater bestäms genom gaskromatografi och halten extraherbara alifater och aromater genom IR-spektrofotometri, innebär jämförelsen vissa osäkerheter.

4.6.2. Sedimentprovtagning

Fältobservationer från provtagningen redovisas i tabell 8.

Tabell 8. Fältobservationer vid sedimentprovtagningen.

Punkt	Provtagningsdjup	Jordart	Lukt, synintryck
J6 Sedimentprov	Ytprov, 0-5 cm	Grusig sand	Stark lukt av tjära
J7 Sedimentprov	Ytprov, 0-5 cm	Grusig sand	Svag lukt av tjära

Provtagning av sediment utfördes genom att ta två ytprov i närheten av utloppet från trärännan. De värden som använts för tillståndsbedömning samt riktvärden är baserade på förorenad mark. Resultatet presenteras i tabell 9.

Tabell 9. Analysresultat samt tillståndsbedömning för sedimentprovtagningen (Naturvårdsverket, 2002).

Punkt	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Tillstånd	Riktvärde [mg/kg ts]	TOC [%]
J6	<i>Enligt tillståndsbedömningen inga högre halter uppmätta</i>				3,73
J7	Alifater > C16-C35	290 mg/kg	Måttligt allvarligt	-	10,68
	Cancerogena PAH	2,2 mg/kg	Allvarligt	-	

Jämförelse med jämförvärde för förorenad mark redovisas i tabell 10.

Tabell 10. Föroreningar i sedimentproven och avvikelse från jämförvärde enligt MIFO (Naturvårdsverket, 2002).

Punkt	Förorening	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Avvikelse från jämförvärde
J7	Alifater > C16-C35	290 mg/kg	Trolig påverkan av punktkälla
	Cancerogena PAH	2,2 mg/kg	Ingen eller liten påverkan av punktkälla

4.6.3. Grundvattenprovtagning

Fältobservationer under grundvattenprovtagning redovisas i tabell 11.

Tabell 11. Fältobservationer vid grundvatten- och ytvattenprovtagningen.

Provpunkt	Djup till grundvattenytan från rörets /brunnens kant (från markytan)	Lukt, synintryck
V1 - Grundvatten	2.62 m (1,54 m)	Luktar terpentin och tjära Brunt grumligt vatten
V2 - Grundvatten	2.67 m (1,29 m)	Luktar mest tjära Gulbrunt grumligt vatten
V3 - Bevattningsbrunn	-	Ingen speciell lukt Klart vatten
V4 - Brunn	0,50 m (0,50 m)	Ingen speciell lukt Klart vatten
V5 - Ytvatten		Ingen speciell lukt Klart vatten
V6 - Ytvatten		Ingen speciell lukt Klart vatten

Vattenanvändningen i provtagningspunkt V3 används som bevattningsvatten och riktvärdena är därför anpassade efter detta. Riktvärdena för grundvatten, V1, V2 och V4, är anpassade efter de miljörisker de kan orsaka i ytvattnet (Elert, 2006). Uppmätta värden på kresoler och fenol har jämförts med holländska riktvärden (ContaminatedLAND, 2006). De uppmätta nivåerna av fenol och kresoler i Grötingen ligger betydligt under de nivåer som anses vara gränsvärden för åtgärd. Den påvisade mängden alifater C12-C35 har i tillståndsbedömningen jämförts med opolära alifatiska kolväten (Naturvårdsverket, 2002). Tillståndsbedömning av uppmätta nivåer av terpenier har inte utförts på grund av brist på jämförelsevärden. Grundvattenprovtagning utfördes i totalt fyra punkter, varav två provpunkter utgjordes av brunnar och två av grundvattenrör. Analysresultaten för de föroreningar som överskrider riktvärdet eller måttligt tillstånd enligt tillståndsbedömningarna redovisas i tabell 12. Samtliga analysresultat från grund- och ytvattenprovtagningarna finns presenterade i bilaga 11.

Tabell 12. Analysresultat samt tillståndsbedömning för grundvattenprovtagningen (Naturvårdsverket, 2002).

Punkt	Förorening	Föroreningsnivå [µg/l]	Tillstånd	Riktvärde [µg/l]
V1	Alifater C12-C35	398	Allvarligt	3000
	Aromater > C8-C10	23000	Mycket allvarligt	3000
	Aromater > C10-C35	6900	Mycket allvarligt	1000
	Toluen	61	Måttligt allvarligt	1000
	Xylen	2900	Mycket allvarligt	1000
	Cancerogena PAH	< 2	-	5
	Övriga PAH	790	Mycket allvarligt	100
	Bly	350	Mycket allvarligt	100
	Kvicksilver	1,07	Måttligt allvarligt	-
V2	Aromater > C8-C10	4100	Mycket allvarligt	3000
	Aromater > C10-C35	1300	Mycket allvarligt	1000
	Toluen	500	Allvarligt	1000
	Xylen	1480	Allvarligt	1000
	Cancerogena PAH	< 2	-	5
	Övriga PAH	550	Mycket allvarligt	100
	Bly	46	Allvarligt	100
	α-pinen	300	-	-
	β-pinen	8,5	-	-
	3-karen	340	-	-
Limonen	270	-	-	
V3	Bly	11	Måttligt allvarligt	100
V4	Bly	10	Måttligt allvarligt	100

På grund av den begränsade mängd vatten som erhöles från grundvattenrör V1 späddes provvattnet på laboratoriet. Dock har inte terpenier kunnat analyseras i denna provtagningspunkt.

4.6.4. Ytvattenprovtagning

Vad gäller de uppmätta metallhalterna i ytvattenproven underskrider samtliga gränsvärdet för mycket låga halter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder – sjöar och vattendrag, vilket baseras på kanadensiska ytvattenkriterier. Enligt tillståndsbedömningen och riktvärden uppmättes inga högre halter (tabell 13).

Tabell 13. Analysresultat samt tillståndbedömning för ytvattenprovtagningen (Naturvårdsverket, 2002).

Provpunkt	Förorening	Föroreningsnivå	Tillstånd	Riktvärde
V5				
V6				

4.6.5. Fältnalyser

På grund av felaktig användning av instrumentet i fält, är de uppmätta värdena på pH, konduktivitet samt temperatur på grund- samt ytvattenproverna missvisande och redovisas därför inte.

4.6.6. Bestämning av grundvattenströmningsriktning och grundvattenytans lutning

Utifrån det lokala höjdsystemet som erhållits med hjälp av avvägningsinstrument har en generell lutning på grundvattenytan uppskattats till 0,7 % och grundvattnets strömningsriktning bedöms som nordnordvästlig. Beräkningar har utgått från uppmätta djup i grundvattenrör V1 och V2 samt i brunn V4.

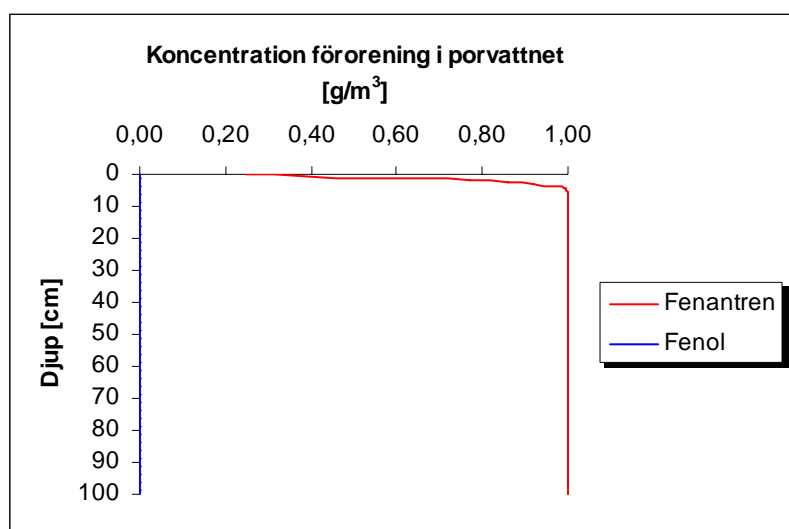
4.7. MODELLERING

De spridningsmönster som erhöles vid simulering i CHEMFLO-2000 av föroreningarna fenantren och fenol och deras rörelse i marken ovan grundvattenytan redovisas i figur 6-9.

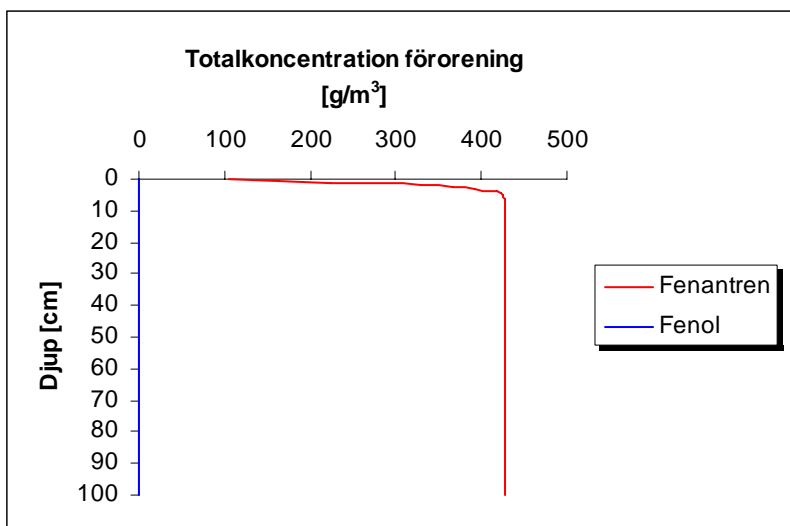
Figur 6 och 7 visar koncentrationsfördelningen av de studerade föroreningarna i jordprofilen efter en tioårsperiod. Figur 6 åskådliggör koncentrationen förorening i porvattnet medan figur 7 visar den totala koncentrationen.

Figur 8 visar minskningen av föroreningarnas koncentration i porvattnet vid markytan efter en tioårsperiod. Figur 9 visar totalkoncentrationen av samma föroreningar vid markytan under samma tidsperiod.

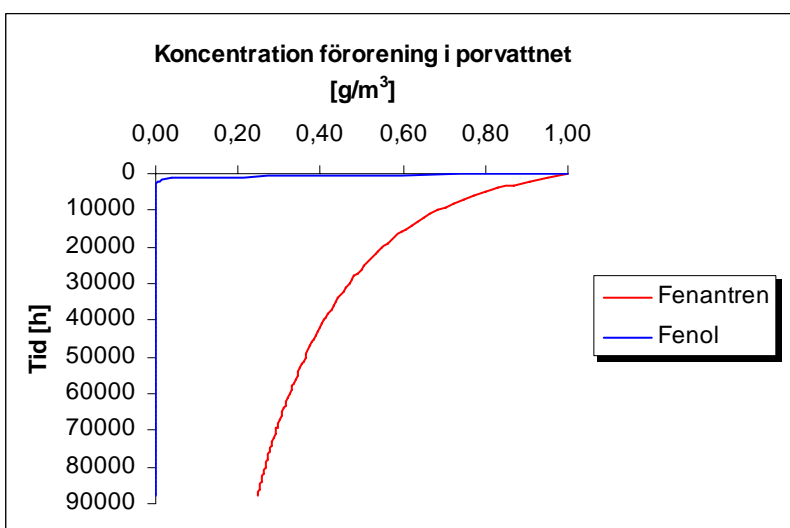
Den totala koncentrationen fenantren vid markytan efter en tioårsperiod uppgår enligt modellen till 427 g/m^3 , vilket motsvarar 237 mg/kg . Det faktiska värdet som uppmättes vid markytan i provpunkt 5 uppgår till $2,4 \text{ mg/kg}$.



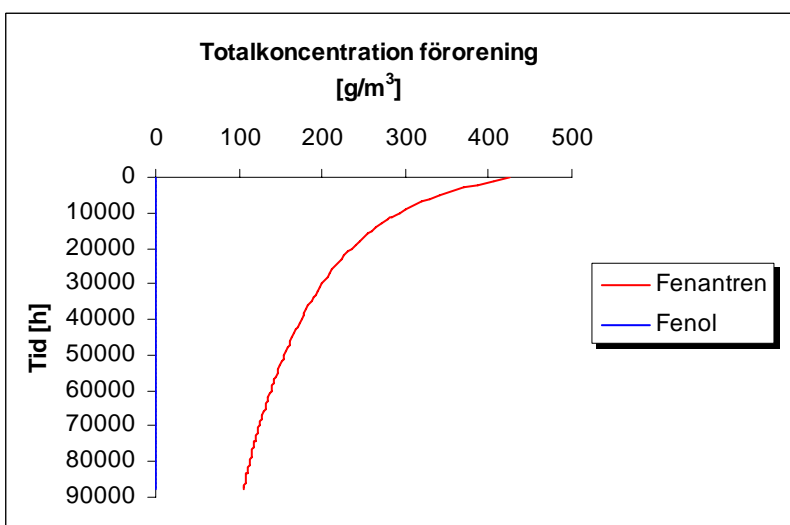
Figur 6. Koncentrationen fenantren respektive fenol i porvattnet i jordprofilen efter tio år.



Figur 7. Totalkoncentrationen fenantren respektive fenol i jordprofilen efter tio år.



Figur 8. Koncentrationen fenantren respektive fenol i porvattnet vid markytan efter tio år.



Figur 9. Totalhalten fenantren respektive fenol vid markytan efter tio år.

4.8. ANSVARSUTREDNING

Syftet med ansvarsutredningen är att fastställa vem som är ansvarig för att ta initiativ till och kostnader för aktuella undersökningar samt efterbehandlingsåtgärder på ett förorenat område.

Enligt Riksarkivet inregistrerades bolaget AB Carbo i Grötingen den 21 mars år 1898 och år 1937 lades kolugnsanläggningen ned, vilket innebär att verksamhetens dokumenterade drifttid pågick mellan år 1898 och 1937. Verksamheten gick i konkurs såväl 1913 som 1922, vid vilka tillfällen bolagen bytte namn till AB Nya Carbo respektive AB Carbos Nya Fabriker. År 1984 köpte Bräcke kommun fastigheten.

Då kolugnsanläggningen i Grötingen lades ned år 1937 kan ingen enligt 10 kap 8§ MB ställas till svars för eventuella föroreningar. Ingen kan heller enligt 9 kap 1§ MB ansvara för förvaring av avfall på området. Ärendet kommer därför att finansieras genom statliga anslag.

Då Bräcke kommun är såväl markägare som tillsynsmyndighet för objektsområdet i Grötingen, kommer även Länsstyrelsen att ha tillsynsansvar över området.

5. RISKKLASSNING

5.1. FÖRORENINGSNIVÅ

5.1.1. Jord

Sammanlagt har nio jordprover analyserats från totalt fem provtagningspunkter. De föroreningar som förekommer i högre halter är huvudsakligen cancerogena PAH samt aromater. PAH påvisas framförallt i de ytligare jordlagren medan aromaterna företrädesvis förekommer längre ned i jordprofilen. Tillståndet för de olika halterna av föroreningar presenteras i tabell 14.

Tabell 14. Tillståndsbedömning enligt MIFO för i jorden påträffade föroreningar (Naturvårdsverket, 2002).

Förorening	Provpunkt	Bedömning enligt MIFO	
Alifater	> C5-C16	J1:2, J3:1	Måttligt allvarligt
	> C16-C35	J1:1, J3:1, J3:2, J4:1, J4:3, J5	Måttligt allvarligt
Aromater	> C8-C10	J1:2, J3:1, J3:2, J5	Måttligt allvarligt/ Allvarligt/ Mycket allvarligt
	> C10-C35	J1:1, J1:2, J3:1, J3:2, J4:1	Måttligt allvarligt/ Allvarligt
S:a övriga PAH	S:a TEX	J1:2, J3:2	Måttligt allvarligt
S:a cancerogena PAH		J3:1, J3:2	Måttligt allvarligt
Bly		J1:1, J1:2, J3:1, J3:2, J5	Allvarligt/ Mycket allvarligt
Koppar		J5, J8	Allvarligt
Zink		J 4:3, J8	Allvarligt
Kadmium		J8	Måttligt allvarligt
		J5	Måttligt allvarligt

För organiska föroreningar såsom PAH, alifater och aromater bedömdes inte referensprov vara nödvändiga, eftersom dessa föroreningar inte ska finnas naturligt i naturen så långt från tätortsbebyggelse. Vad gäller referensprovet för metaller påvisade det höga halter av bly och koppar.

Vad gäller avvikelser från jämförvärden varierar de uppmätta nivåerna från ingen eller liten påverkan av punktkälla för till mycket stor påverkan mellan olika föroreningar samt mellan provtagningspunkter. För samtliga uppmätta halter av alifater innebär avvikelserna från jämförvärdena trolig påverkan av punktkälla. Bedömningen av aromaternas avvikelser från jämförvärdena tyder på stor påverkan av punktkälla. Det är framförallt metallhalterna bly och koppar som påvisar mycket stor påverkan av punktkälla.

Bedömning av mängden föroreningar baseras på föroreningarnas farlighet (Bilaga 4). Eftersom de föroreningar som påträffats i högre halter, PAH och aromater, bedöms vara mycket farliga respektive farliga krävs en mindre mängd föroreningar. Mängd förorening med mycket hög farlighet bedöms som stor till mycket stor då PAH har påvisats i prover från flera av provtagningspunkterna. Vad gäller mängden föroreningar med hög farlighet bedöms den i Grötningen som måttlig till stor. För föroreningar med måttlig farlighet bedöms mängden förorening som liten till måttlig.

Bedömning av den volym förorenade massor som beräknas existera på objektet baseras på de områden där föroreningar har påträffats och aktuella punktkällor. Den totala ytan av det förorenade området uppskattas till drygt 10000 m². Grundvattenytan varierar från 0,40 m till 1,54 m i de borrhål som borrades och de grundvattenrör som installerades. Jordprov har tagits

ned till 2 meter, där föroreningar har påträffats i hela jordprofilen. Totalt beräknas den volym förorenade massor uppgå till 1000-10000 m³, vilket motsvarar ett måttligt tillstånd (Bilaga 3). Den sammanlagda bedömningen av markens föroreningsnivå bedöms som allvarlig med hänsyn tagen till den begränsade yta som det förorenade området utgör.

5.1.2. Sediment

Ett av de två sedimenttytproven som analyserats påvisar halter av PAH och alifater. Tillståndet med avseende på PAH bedöms som allvarligt och vad gäller halten alifater är motsvarande tillstånd måttligt allvarligt (tabell 15).

Tabell 15. Tillståndsbedömning för i sediment påvisade föroreningar (Naturvårdsverket, 2002).

Förorening	Provpunkt	Bedömning enligt MIFO
Alifater > C16-C35	J6	Måttligt allvarligt
S:a cancerogena PAH	J7	Allvarligt

Trots att endast två ytprov nära strandkanten har analyserats med avseende på förorenade sediment och inte påvisat några större koncentrationer föroreningar, förväntas sedimenten längre ut i sjön och nedströms innehålla större mängder förorening i form av DNAPL. Dessa föroreningar, framförallt tyngre PAH och tyngre alifater, binder gärna till partiklar och spridningsriskerna är därför mycket begränsade. Dock sker sannolikt en liten men dock kontinuerlig spridning under mycket lång tid. En mer omfattande provtagning av sedimenten krävs för att kunna uppskatta mängden och volymen förorenade sediment.

5.1.3. Grundvatten

Grundvattenanalyserna påvisade mycket allvarliga föroreningsnivåer av flertalet föroreningar, däribland alifater, aromater, PAH och bly (tabell 16).

Tabell 6. Tillståndsbedömning för i grundvatten påvisade föroreningar.

Förorening	Provpunkt	Bedömning enligt MIFO
Alifater > C5-C35	V1	Mycket allvarligt
Aromater > C8-C10	V1, V2	Mycket allvarligt
> C10-C35	V1, V2	Mycket allvarligt
Toluen	V1, V2	Måttligt allvarligt/Allvarligt
Xylen	V1, V2	Allvarligt/ Mycket allvarligt
S:a övriga PAH	V1, V2	Mycket allvarligt
S:a cancerogena PAH	V1, V2	Allvarligt/ Mycket allvarligt
Bly	V1, V2, V3, V4	Måttligt allvarligt /Allvarligt/ Mycket allvarligt
Kvicksilver	V1	Måttligt allvarligt

De föroreningsnivåer som påvisats i grundvattnet har för flera av de analyserade föroreningarna påvisats finnas i mycket höga föroreningsnivåer.

Ingen bedömning har genomförts med avseende på avvikelse från jämförvärden på grund av avsaknad av dessa värden. Vad gäller terpenier, fenol, alkylfenoler och kresoler har ingen tillståndsbedömning genomförts. Föroreningsnivåerna av fenol och kresoler har jämförts med holländska riktvärden och samtliga halter visade sig ligga mycket lägre jämfört med den nivå som bedömdes vara gränsvärdet för åtgärd. Vad gäller bedömningen av terpenier och alkylfenoler saknas tillstånds- och jämförelsedata. Den sammanlagda bedömningen av grundvattnet föroreningsnivå bedöms som mycket allvarlig.

5.1.4. Ytvatten

Inga provresultat från de två ytvattenproven som analyserats påvisar halter som enligt tillståndsbedömningen överstiger gränsvärdet för måttligt allvarligt.

5.2. FÖRORENINGARNAS FARLIGHET

I tabell 17 redovisas de föroreningar som har påvisats på objektområdet samt deras farlighetsbedömning enligt Naturvårdsverkets rapport 4918.

Tabell 17. Farlighetsbedömning med avseende på påvisade föroreningar på området (Naturvårdsverket, 2002).

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
	Alifatiska kolväten	Trätjära	PAH
	Zink	Aromatiska kolväten	Bly
		Terpener	Koppar
		Fenol	Kvicksilver
			Kadmium

5.2.1. Trätjära

Enligt Naturvårdsverkets klassificering av föroreningarnas farlighet är trätjärens farlighet klassad som hög, vilket motsvarar kemikalieinspektionens faroklasser giftig, frätande och miljöfarlig (Naturvårdsverket, 2002). De risker som trätjäran kan medföra har framförallt rört dess innehåll av fenoler, PAH och möjliga biocider (Anders Östman, muntlig källa).

5.2.2. Alifatiska kolväten

Kolväteföreningar delas upp i alifatiska och aromatiska kolväten. De alifatiska kolvätena utgörs av alkaner, alkener samt cykloalkaner (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Alkener är på grund av dubbelbindningarna mindre stabila och därmed mer reaktionsbenägna än alkaner och cykloalkaner (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Vad gäller flyktigheten och vattenlösligheten hos de alifatiska kolvätena minskar dessa vid ökat antal kolatomer. Vid ökat antal kolatomer ökar också kolvätenas benägenhet att binda till organiskt material.

Alkaner och cykloalkaner bedöms påverka det centrala nervsystemet och kan även vara irriterande vid hudkontakt (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Alkener har dock till skillnad från alkaner och cykloalkaner inte påvisats ge någon negativ påverkan på nervsystemet. De gasformiga alifatiska kolvätena metan, etan, propan och n-butan har svag anesteseffekt (Birgersson m.fl., 1999). Det finns inga bevis på att alifatiska kolväten är mutagena och cancerframkallande men vissa av kolvätena verkar som cocarcinogener på mushud (Birgersson m.fl., 1999). Data rörande alifatisk påverkan på miljön är bristfällig (Naturvårdsverket m.fl., 1998).

5.2.3. Aromatiska kolväten

Aromatiska föreningar är omättade cykliska kolväten som består av en eller flera bensenmolekyler. Polyaromatiska kolväten, PAH, utgörs av aromater som byggs upp av två eller flera bensenringar. Polycykliska aromatiska kolväten bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material och utgörs av flera hundra olika enskilda föreningar (Bernes, 1998). PAH finns naturligt i råolja och de primära källorna till förorening av PAH i luft är vedeldning, trafik, kol- och koksverk, aluminiumsmältverk, energiproduktion och avfallsförbränning (Naturvårdsverket, 1993).

Bensen tillsammans med toluen, etylbensen och xylen benämns BTEX. Flyktigheten och vattenlösligheten hos aromatiska kolväten ökar med ökat antal kolatomer. Aromatiska kolväten uppvisar generellt högre vattenlöslighet och mindre bindningsförmåga till organiskt material i jämförelse med alifater. Vid hög exponering av BTEX kan skador uppkomma på centrala nervsystemet, lever och njurar och bensen klassas som cancerogen (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Lösningemedel baserade på aromatiska kolväten jämfört med likvärdiga alifatiska kolväten har större anestesieffekt och kan i större grad orsaka retning av slemhinnor och luftrör (Birgersson m.fl., 1999). Naftalen och bensen metaboliseras genom att bilda giftiga epoxider och djurförsök har påvisat att dessa ämnen kan vara cancerframkallande vid applicering på huden. Naftalen är även mycket giftig för vattenorganismer.

Gemensamt för PAH-föreningarna är molekylernas uppbyggnad av två eller flera sammanlänkade bensenringar, vilket bland annat ligger till grund för den fettlöslighet, stabilitet samt de bioackumulerande egenskaper som dessa kolväten generellt uppvisar. PAH-molekylerna innehar en plan struktur, vilket medför att föroreningarna kan påverka cellens DNA (KEMI, 2006b). Vissa av dessa polycykliska aromatiska kolväten, däribland bensopyren ($C_{20}H_{12}$), har bevisats orsaka cancer och genetiska skador (Birgersson m.fl., 1999). De flesta organismer kan metabolisera PAH men metaboliterna kan vara ännu mer toxiska (Birgersson m.fl., 1999). Ett långlivat och bioackumulerande ämne kan under lång tid ansamlas i organismer, vilket kan generera additiva, synergistiska och kroniska effekter. Dessutom ökar risken för spridning till känsligare ekosystem. I vattenmiljöer binds PAH gärna till partiklar och ansamlas därmed i sedimenten (KEMI, 2006b). Fenantren ($C_{14}H_{10}$), ett PAH som inte anses orsaka cancer, bedöms vara mycket giftigt för vattenorganismer. De PAH som inte anses vara cancerogena, kategoriseras som övriga PAH. Polyaromatiska kolväten tillhör enligt Kemikalieinspektionen de ämnen som benämns utfasningsämnen, vilket innebär att ämnena besitter särskilt allvarliga egenskaper och en del av dessa ämnen är förbjudna i Sverige (KEMI, 2006b).

5.2.4. Fenoler, alkylfenoler och kresoler

Fenoler är aromatiska föreningar innehållande en eller flera hydroxigrupper. Alkylfenoler är kemiska föreningar som består av en eller flera alkylkedjor bundna till en fenol. Kresoler är en grupp av fenoler som består av två hydroxigrupper.

Fenol bedöms som frätande, mutagen, giftig och hälsoskadlig enligt Kemikalieinspektionens klassificeringsdatabas. Fenol är framförallt farligt vid inandning, hudkontakt och förtäring.

Vad gäller mänsklig exponering av alkylfenoler beräknas detta framförallt ske genom dricksvatten och möjligen via upptag av fisk och grönsaker (IMM, 2004a). Djurförsök har påvisat att alkylfenoler kan orsaka hud- och ögonirritation samt östrogena effekter. Vad gäller alkylfenolers cancerframkallande egenskaper finns inga tillförlitliga studier att tillgå. I ett ekotoxikologiskt perspektiv är flertalet alkylfenoler mycket giftiga för vattenlevande organismer och kan skapa skadliga långtidseffekter i miljön (KEMI, 2006c).

5.2.5. Terpenener

Terpentin utgörs huvudsakligen av en blandning av terpenerna α -pinen, β -pinen, 3-karen, limonen och kamfen (KEMI, 2006d). Terpenener är ofta cykliska omättade kolväten med dubbelbindningar. Terpentin används framförallt som råvara för kosmetik- och hygienindustrin, som lösningemedel och rengöringsmedel samt som basoljor och vattenbaserat lim (KEMI, 2006d).

Terpentin finns listat som prioriterat riskminskningsämne i Kemikalieinspektionens prioriteringsguide, PRIO, på grund av dessa allergiframkallande egenskaper. I klassifieringsdatabasen beskrivs terpentinet som miljöfarligt (N), irriterande (Xi) och hälsoskadligt (Xn). Terpentin irriterar ögonen och huden och anses enligt Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 2005:5) som farligt vid inandning, hudkontakt och förtäring. Vattenmiljön är känslig för terpentin då den anses vara giftig för vattenlevande organismer och kan orsaka skadliga effekter på vattenmiljön i ett längre perspektiv. När dubbelbindningar metaboliseras bildas giftiga epoxider, vilket bland annat är fallet vid metabolisering av limonen (Birgersson m.fl., 1999).

5.2.6. Tungmetaller

Det är framförallt i partikelform som bly kan tas upp av kroppen via lungorna (Prevent, 2002). Bly i blodet avsöndras långsamt och ger vid låga doser bland annat skador på nervsystemet och njurarna. Dessutom kan bly hämma blodbildning och orsaka minskad skelettillväxt hos barn (IMM, 2004b).

Exponering av kadmium bedöms lättast ske genom inandning och anrikning sker i njurarna, vilket kan orsaka lung- och njurskador hos de människor som utsätts för exponering (Birgersson m.fl., 1999). I Sverige är kadmium och oorganiska kadmiumföreningar klassade som cancerogena och utsöndringen av kadmium ur kroppen är väldigt begränsad (Prevent, 2002).

Oorganiskt kvicksilver omvandlas i naturen till metylkvicksilver och ansamlas i fiskar och rovdjur. Exponering av kvicksilver kan ge skador på det centrala nervsystemet samt på njurarna (Prevent, 2002). Då kvicksilver kan påverka fostret och små barn vid väldigt låga koncentrationer bedöms gravida och ammande mödrar som speciellt känsliga för exponering (IMM, 2004c).

Koppar kan orsaka irritation av luftvägar och magsäckens slemhinna (UU, 2002). Huvudsaklig exponering bedöms ske via dricksvatten. Intag av koppar kan orsaka diarré hos småbarn. Koppar är giftigt för vattenlevande organismer.

5.3. SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

Föroreningarna på området är fortfarande lokaliserade i den övre delen av jordprofilen trots att spridning och transport har medfört en distribuering av föroreningar i hela jordprofilen samt orsakat kontaminering av grundvattnet.

De föroreningar som antas röra sig i vattnet är framförallt fenoler, terpenier, lättare aromater och lättare PAH. De föroreningar som tenderar att binda till markens partikelytor och organiskt material är huvudsakligen alifater, PAH och vissa tungmetaller såsom bly.

Det är framförallt PAH som påträffats i den ytligare delen av jordprofilen men även bly har påträffats ytligt. Aromaterna har påträffats längre ned och halten aromater i grundvatten är mycket hög. Av de föroreningar som konstaterats existera på plats har alla påträffats i såväl mark som grundvattnet. Detta tyder på en kontinuerlig spridning av föroreningar mellan dessa zoner. Då jordarten på området är grusig sand och grundvattenytan inte ligger så djupt är spridningsrisken stor. Markens hydrauliska konduktivitet vid mätnad för den grova sanden på objektsområdet bedömdes till 10^{-4} m/s (Naturvårdsverket, 2002). Lutningen på grundvattenytan beräknades till 0,7 %.

Inga naturliga transportvägar i form av till exempel sprickor i berggrunden är kända och inte heller finns det någon vetenskap om antropogena transportvägar som rörgravar.

Då jordarten utgörs av grusig sand uppskattas inte grundvattennivåerna variera lika mycket som i morän (Grip m.fl., 1985). Detta kan ha en reducerande effekt på spridningen av föroreningar mellan jord och grundvatten på grund av minskade kontaktytor mellan medierna. Det grusiga sand som påträffats på platsen kan utgöra det enligt SGU:s jordartskartor förekommande rullstensåsmaterialet i området. Detta kan innebära förekomster av lager med tätare och större porer som kan ge en varierad hydraulisk konduktivitet i marken på området (Grip m.fl., 1985). Större stenar har påträffats i marken under borrning. Föroreningar i grundvattnet rör sig långsammare än grundvattnet på grund av processer såsom nedbrytning och adsorption.

De föroreningar som förväntas kunna sprida sig genom damning rör framförallt bly. Då markytan inte är täckt med vegetation på vissa platser på området ökar risken för denna spridning. Vad gäller markytans torrhet medför faktorer som skogsbestånd som skuggar, ytligt liggande grundvattenyta samt närheten till vattendrag ökad markfuktighet. Området ligger öppet vid vattnet där det periodvis kan vara blåsigt.

Den föroreningstransport som uppskattas ske via vatten till sediment rör framförallt de tyngre föroreningarna såsom alifater och aromater, samt lipofila ämnen som gärna binder till partiklarnas ytor och bedöms därför vara väldigt begränsad.

Eftersom infiltrationskapaciteten är hög och topografin endast svagt lutande antas ytavrinningen vara väldigt begränsad.

5.3.1. Spridning i mark och grundvatten

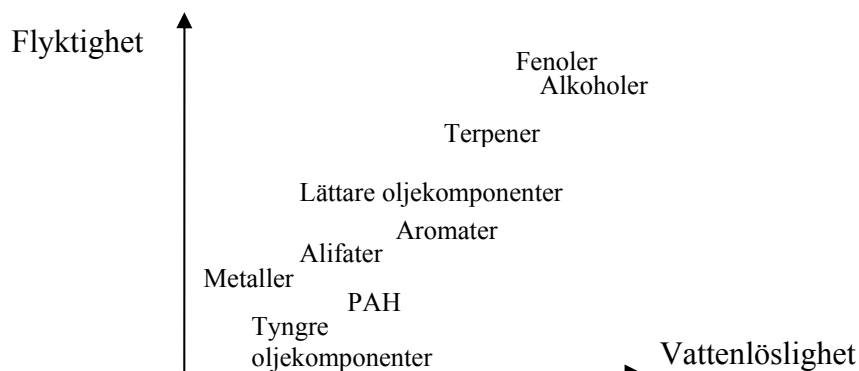
Den grova jordarten kan innebära hög strömningshastighet, vilket även medför att spridningsförutsättningarna kan vara stora. Då den hydrauliska konduktiviteten för den grusiga sanden på området uppskattas till 10^{-4} m/s och med en lutning på grundvattenytan på 0,7 % samt en flödesporositet motsvarande 0,25 för grovsand (Vägverket, 1995) kan föroreningstransporten, V_F , beräknas till

$$V_F = \frac{IK_s}{n_e} = \frac{0,007 * 10^{-4}}{0,25} = 2,8 * 10^{-6} \text{ m/s} \quad (6)$$

där I motsvarar grundvattnets lutning, K_s den hydrauliska konduktiviteten och n_e den effektiva porositeten. En hastighet på $2,8 * 10^{-6}$ m/s motsvarar en hastighet kring 90 m/år, vilket påvisar mycket stora spridningsförutsättningar i grundvattnet.

PAH, alifater, aromater och metaller binds till partiklar och organiskt material i marken, vilket begränsar föroreningsspridningen till grundvattnet. Vad gäller de mer vattenlösliga föroreningarna såsom fenoler och terpenier är spridningsförutsättningarna däremot mycket stora, dock under kortare tidsperioder på grund av den stora utlakningen (Figur 10), vilket påvisas av såväl modelleringen, provresultaten som litteraturen.

Då inga diken eller tekniska installationer såsom ledningsgravar förekommer, vilka skulle ha kunnat påverka flödets riktning. Spridning uppskattas ske i grundvattnets flödesriktning, vilken har beräknats till nordnordvästlig riktning.



Figur 10. Föroreningarnas flyktighet och vattenlöslighet (Naturvårdsverket, 2002).

5.3.2. Spridning från mark och grundvatten till ytvatten

Då fabriksområdet är lokaliserat längs med sjön Grötningen är risken mycket stor att förorenat grundvatten når sjön. Provtagningen i sjövattnet påvisade dock inga föroreningsnivåer, vilket tyder på att det förorenade grundvattnet snabbt omsätts och koncentrationen föroreningar i sjön blir låg. Spridningsförutsättningarna från mark och grundvatten till ytvatten uppskattas som mycket stora på grund av det korta avståndet till recipienten samt den sannolikt snabba föroreningstransporten.

5.3.3. Spridning från sediment till ytvatten

De föroreningar som har sedimenterat i Gimån nedströms objektsområdet utgörs huvudsakligen av tyngre föroreningar som gärna binder till partikelytor, såsom PAH och alifater. Därför antas spridningsförutsättningarna vara små från sediment till ytvatten. Dessa föroreningar kan dock genom båttrafik och gasbildning virvlas upp och delvis lösa sig i och även transporteras vidare med sjövattnet. Spridningen i ytvattnet bedöms som måttlig.

5.4. KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE

Då människor bor alldeles intill det förorenade området samt att campinggäster rör sig på och runt området bedöms områdets känslighet som hög. Det sker inget grundvattenuttag på området. Området ingår i en attraktiv region vad gäller fiske och friluftsliv. Gimån är ett skyddat vattendrag genom Natura 2000 samt riksintresse för naturvård. I Natura 2000 ingår skyddade växter vid strandzonen. Då det förorenade området ligger alldeles intill vattendraget bedöms skyddsvärdet på området som stort.

5.4.1. Känslighet – människan

Indelningen av känslighet baseras på graden av människors exponering (Naturvårdsverket, 2002). Beroende på om området är avskilt genom till exempel inhägnad eller om människor bor på området permanent, indelas känslighet från liten till mycket stor. I Grötningen bor människor permanent alldeles intill den gamla kolugnsanläggningen. Sommartid rör sig även campinggäster i närheten av området. Området är attraktivt för friluftslivet och Gimån hyser ett gott fiske. Känsligheten gällande mark och grundvatten på objektsområdet bedöms därefter enligt tillståndindelning vara stort för marken och måttligt för grundvattnet eftersom inget grundvattenuttag eller odling sker på området. Vad gäller ytvattnet kan människor bada på området, fiska och åka båt. Känslighetsbedömningen med avseende på ytvattnet resulterar i stor känslighet. Motsvarande resonemang gäller även för sedimenten.

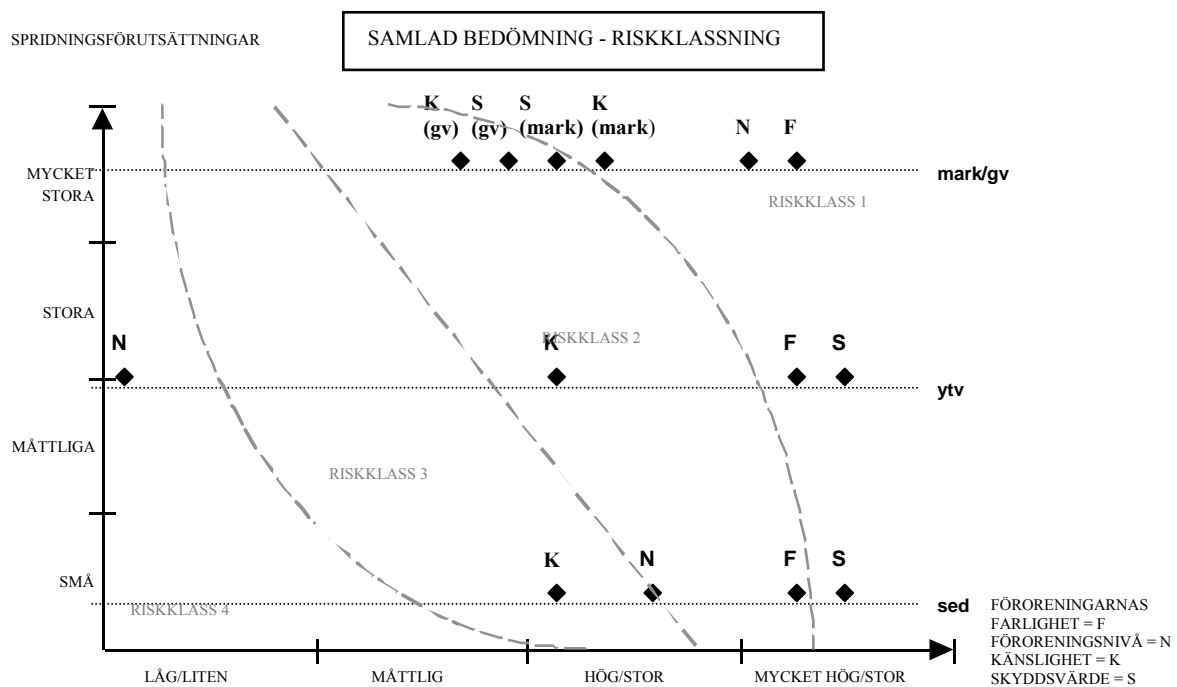
5.4.2. Skyddsvärde – miljön

Förutom att området kring Grötingen och Gimån är av riksintresse för naturvård och friluftsliv samt att Gimån och sjön Grötingen är av stort allmänt intresse för fisket enligt Jämtlands Läns fiskeplaner, ingår Gimån i nätverket Natura 2000 över värdefulla naturområden.

Skyddsvärdet för ytvattnet bedöms som mycket stort eftersom det förekommer enskilda arter eller ekosystem som har pekats ut i naturvårdsplaneringen på riks nivå, regionalt eller lokalt. Skyddsvärdet för mark och grundvatten bedöms som stor eftersom det sker en allvarlig föroreningstransport till ytvattnet.

5.5. SAMLAD RISKBEDÖMNING

Vad gäller föroreningarnas farlighet har de högsta halterna uppmätts av PAH, aromater och bly. För såväl PAH som bly bedöms föroreningarnas farlighet som mycket hög. Aromaternas farlighet bedöms som allvarlig. Föroreningsnivån i mark bedöms som stor. Grundvattnets föroreningsnivå bedöms som mycket stor och föroreningsnivån i sedimenten som allvarlig. Spridningsförutsättningarna i mark är mycket stora på grund av det grova jordmaterialet och den ytligt liggande grundvattenytan. Spridningsförutsättningarna i sjösediment och ytvatten bedöms som liten. Såväl känslighets- som skyddsvärdet på området bedöms som stort. De olika riskklasserna i diagrammet åskådliggörs av de streckade linjerna (Figur 11). De flesta punkter ligger inom riskklass 1 och 2. Med avseende på områdets mindre storlek samt avsaknad av grundvattenuttag har tolkningen av diagrammet resulterat i riskklassning tillhörande riskklass 2.



Figur 11. Riskklasseringsdiagram.

6. DISKUSSION

6.1. RISKKLASSNING ENLIGT MIFO

Enligt MIFO fas 2 har det aktuella objektet i Grötingen riskklassats till klass 2, vilket innebär att den samlade risken för människa och miljö som objektet ger upphov till är stor. Riskbedömningen enligt MIFO baseras på vad som anses vara troligt ur ett försiktighetsperspektiv, vilket innebär det sämsta rimliga scenariot.

Det sämsta rimliga scenariot utgår från att höga föroreningsnivåer av PAH återfinns ytligt eftersom detta påträffades i ytprov J5. Vad gäller bly påträffas föroreningen i såväl mark- som grundvatten, vilket tyder på att föroreningen har spridit sig i mark och grundvatten under en längre tidsperiod. För koppar däremot har höga föroreningsnivåer endast påträffats i referensprovet taget uppströms grundvattenflödet. Inga högre kopparhalter har uppmätts i mark- och grundvatten nedströms, vilket tyder på en mer begränsad förorening som binder till organiskt material. Föroreningsnivåerna av aromater bedöms som allvarliga men är fördelade i hela jordprofilen.

Provtagningen i sedimenten var väldigt begränsad och de uppmätta föroreningsnivåerna kan vara missvisande med tanke på att det till största sannolikhet ligger mycket tjära på botten längre ut i vattendraget. Ytproven togs i närheten av trärännen och intill land på ett litet djup där jordmaterialet var grusigt.

Föroreningsnivåerna är betydligt mer allvarliga i grundvattnet än i jorden, då såväl alifater, aromater, bly samt cancerogena och övriga PAH i grundvattnet påträffades i nivåer motsvarande mycket allvarliga. Dock blir bedömningen av dessa föroreningsnivåer mindre allvarlig vid bedömning av exponeringsrisker, eftersom inget grundvattenuttag sker på området och att inga höga föroreningsnivåer påträffades i ytvattenproverna.

Vid bedömningen av de föroreningsnivåer som påträffats i ytliga jordlager, vilket rör föroreningarna bly och cancerogena PAH med mycket hög farlighet, är det viktigt att beakta att vegetationen på de områden där dessa föroreningar påträffats är väldigt begränsad. Detta medför att exponeringsrisken ökar betydligt genom spridningsvägar såsom damning och jordkontakt, speciellt för lekande barn på området.

Då inga tillståndsbedömningar finns för terpenener kan en jämförelse göras med ett projekt i Köpmanholmen i Örnsköldsvik där verksamhet orsakat förorening av bland annat terpentiner. De åtgärdsåtgärder som ställdes upp för detta projekt var att efter sanering skulle den totala halten av terpenener i mark inte överstiga 15 mg/kg vid djupet 0-1 m, 30 mg/kg vid djupet 1-2 m och 60 mg/kg mellan 2-3 m (Lena Drejare, muntlig källa). Terpenhalterna i Köpmanholmen har, förutom α -pinen, β -pinen, 3-karen och limonen, även analyserats med avseende på kamfen. Vid jämförelse med dessa värden måste det även beaktas att dessa värden är specifikt framtagna för detta lokala område och dess lokala förutsättningar vad gäller till exempel spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde. Vid jämförelse med den totala nivån terpenener uppmätt i J1:2, vilken uppgår till 9,53 mg/kg på djupet 1-2 m, tyder föroreningsnivåerna på att koncentrationerna inte är alltför allvarliga i Grötingen. Den koncentration av terpenener i grundvattnet som inte skulle överskridas i Köpmanholmen uppgick till 0,2 mg/l. I Grötingen uppgår halterna till ungefär 1 mg/l i grundvattenrör V2.

Orsaken till de höga halter bly som uppmätts på området har ingen tydlig förklaring. Det finns dokumenterat att blymönja har förvarats på området men att detta skulle ha orsakat de allvarliga föroreningsnivåerna av bly är mycket osäkert. Bly har uppmätts i alla grundvattenanalyser, om än i måttligt allvarliga halter i V3 och V4. Vid jämförelse mellan blyhalterna i V1 och V2 är halterna betydligt högre i V1, vilket gäller flertalet föroreningar. Detta kan orsakas av en punktkälla som ligger nära V1, vilket indikerar en källa på det område där reningsverket har stått.

MIFO-metoden är ett sätt att underlätta bedömningen av hur förorenade områden är, samtidigt som processen innefattar flera viktiga subjektiva beslut. Detta rör sig framförallt i beslutet om den samlade riskbedömningen när många olika faktorer ska vägas in. Metodiken är bra eftersom alla objekt är unika samtidigt som detta också kan innebära svårigheter vid jämförelse av olika objekt eftersom generaliseringar är oundvikliga.

Det källmaterial som använts för att bedöma föroreningsrisken på området samt för att utgöra underlaget för provtagningsplanen har erhållits från arkiv, böcker och kartstudier, intervjuer. MIFO fas 1 ska grunda sig på lättillgängliga data, vilket lätt blir en subjektiv bedömning som påverkas av tid och ekonomi.

6.2. BEDÖMNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN UTIFRÅN RIKTVÄRDEN

Den värdering som har den allra största påverkan på riskbedömningen är den som rör markanvändning och exponering på det aktuella området. Eftersom riktvärdena för mark och vatten framtagna av Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet varierar mycket beroende på markanvändning ger det ett ansenligt utslag på resultatet av riskbedömningen. I detta fall har grundvattnet på området valts att skyddas på grund av att Gimån i sig är ett så väl skyddat vattendrag och på grund av de höga föroreningsnivåer som påträffats i grundvattnet. Detta trots att inga högre halter påträffades vid ytvattenprovtagningen och inget grundvattenuttag sker på området.

Vid bedömning av behovet av efterbehandling utifrån de riktvärden som är framtagna av Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet överskrids riktvärdena för alifater, aromater, bly samt cancerogena och övriga PAH i jordproverna. Vad gäller föroreningsnivåerna i grundvattnet överskrids riktvärden för aromater, övriga PAH och bly. Om markanvändningen bedöms som mark med lite utnyttjande, MLU, vilket inte inkluderar grundvattenskydd, överskrids riktvärdena av föroreningsnivåerna uppmätta för aromater och bly.

Vid jämförelse med de riktvärden som Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet har tagit fram, bör hänsyn inte bara tas till markanvändningen utan även objektets storlek, hur olika föroreningar påverkar varandra samt den organiska kolhalten i marken (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Halten organiskt kol i marken är hög, vilket innebär att nivåerna av lipofila föroreningar samt metaller kan koncentreras i marken. Dock kan nedbrytning av organiskt material medföra en sänkning av pH och en påföljande metallutlakning som följd. Riktvärden i mark har justerats med avseende på organisk halt i marken. Objektets storlek motsvarar ungefär 10000 m² där volymen förorenade massor uppskattas till mellan 1000 och 10000 m³, vilket enligt MIFO-modellen bedöms som en måttlig volym.

6.3. OSÄKERHETER VID PROVTAGNING OCH PROVANALYS

De problem som uppstod vid upptagning av vatten i grundvattenrör V1 kan bero på ett tätare jordlager som orsakade tilltäppning av grundvattenrörets filter. Dock var detta inget som observerades vid borrning i fält. Andra orsaker kan vara att röret har skadats vid nedtryckning i det uppborrade hålet vid installation.

Mycket höga halter av lättare aromater påträffades i provtagningspunkt V1. Trots dessa mycket höga halter bedöms inte en fri fas ha hittats på grund av att detta inte noterades vid fältarbete samt att de lättare aromaterna bör lösas sig i vattnet. Emellertid kan aromaterna ha ansamlats på grund av det eventuellt tätare jordskikt som skulle kunna ha täppt till rörets filter. Dock tyder inte de andra föroreningsnivåerna på detta.

För grövre jordar används företrädesvis foderrör vid borrning med skruvborr. Detta gjordes inte i denna undersökning på grund av ekonomiska begränsningar, vilket kan ha ökat risken att ytligt förorenad jord rasat ned i borrhålet och därmed kontaminerat grundvattnet. En viss grad av korskontaminering kan även uppstå vid denna bormetod. Inför provtagning i ett nytt hål rengjordes borren med vatten och torkades torr med en trasa. Inför provtagning på nytt provtagningsdjup rengjordes borren med fuktig trasa.

De halter som påvisats i provpunkt J3 kan delvis härstamma från spridning av föroreningar från den träränna som är lokaliserad längs med kondenseringshusen och som mynnar ut i sjön Grötningen.

Vid såväl jord- som grundvattenprovtagning fylldes provtagningskärnen till toppen för att undvika oxidation. Det provtagningskärl som användes vid grundvattenprovtagning vid provpunkt V1 kunde dock inte fyllas helt på grund av den begränsade mängd vatten som kunde hämtas ur röret. Glasflaskan fylldes dock till ungefär till fem sjättedelar. Detta i kombination med att provet späddes ut för att analysera fler parametrar kan ha haft en negativ påverkan på analysresultatet, denna anses dock vara väldigt begränsad.

6.4. FÖRORENINGSTRANSPORT OCH SPRIDNINGSRISKER

PAH som är uppbyggda av två eller tre bensenringar är mer vattenlösliga och flyktiga jämfört med de PAH som innehåller fler bensenringar (Bergknut, 2006). Detta medför att övriga PAH, som generellt sett har färre ringar, är mer vattenlösliga än cancerogena PAH. Detta överensstämmer med analysresultaten från denna studie, där föroreningsnivåerna för övriga PAH i grundvatten är mycket allvarliga och i mark måttligt allvarliga. Föroreningsnivån för cancerogena PAH är dock allvarlig till mycket allvarlig i såväl mark som grundvatten.

Vid jämförelse av föroreningstransport mellan alifater och aromater är aromater generellt mer vattenlösliga (Naturvårdsverket m.fl., 1998). Även detta överensstämmer med analysresultaten där föroreningsnivån av aromater är högre i grundvattnet än i marken.

Aromaterna bensen, toluen, etylbensen och xylen är mycket flyktiga och har till viss del försvunnit genom åren via gasavgång från porluften (Naturvårdsverket, 1998). Detsamma gäller terpenerna (McGraw m.fl., 1999). Dock har höga halter xylen uppmätts i grundvattnet.

Grundvattenytan varierar sannolikt någon meter under året i enlighet med sjöytans variation. Detta kan medföra ökad avgång av lättflyktiga föroreningar samt öka utfällning av bland annat metaller.

Modelleringen i CHEMFLO-2000 bekräftar den fastläggning som är aktuell för ämnen med hög fördelningsfaktor. Jämförelse mellan koncentrationen av fenantren och fenol i porvattnet påvisar att fenol, med väldigt låg fördelningsfaktor snabbt lakas ut och fenantren med hög fördelningsfaktor stannar kvar i jordprofilen. Eftersom det på området uppmätts mycket högmolekylära kolväten kommer dessa föroreningar för en lång tid framöver att bindas till jordpartiklar och markens organiska material. Tydliga indikationer på att den absorberande mängden fenantren i marken binds hårt till markpartiklarnas ytor bevisas av att den totala koncentrationen fenol följer samma magnitud av utlakning såsom koncentrationen i porvattnet.

Den mängd fenantren som lakas ur jordprofilen härrör från de allra ytligaste jordlagren. Några centimeter ned i jordprofilen visar modellen på en väldigt begränsad urlakning. Vid jämförelse mellan uppmätt koncentration och den koncentration som modellen beräknat fram efter en tioårsperiod är den senast nämnda betydligt större. Detta beror delvis på begränsad simuleringstid samt att hänsyn inte har tagits till naturliga nedbrytningsprocesser.

6.5. FÖRSLAG PÅ FORTSATTA UNDERSÖKNINGAR

Då de allvarligaste föroreningsnivåerna har uppmätts i grundvattenrör V1, vilket framförallt gäller halten aromater, är det av stort intresse att lokalisera den punktkälla som ger upphov till dessa höga halter. En eventuell punktkälla härröra från området där reningsverket har varit lokaliserat. Punktkällan skulle kunna utgöras av större spill eller nedgrävda förvaringskärl i marken, vilka genererar en större föroreningsplym. Ytterligare provtagning kring reningsverket är nödvändigt för att kunna fastställa förekomsten av punktkälla och dess lokalisering. Då grundvattenströmningens riktning är väldigt viktig vid bedömning av punktkällans läge bör en mer noggrann undersökning med avseende på detta utföras.

Det kan vara av intresse att även fördjupa undersökningen och fastställa den eventuella spridning av föroreningar som sker från trärännen, vilken sannolikt är mättad av flytande tjära och andra trädestillationsprodukter. De föroreningsnivåer som uppmätts i provpunkt J3 kan, förutom från trärännen, härröra från spill av transport mellan kondenseringshus och reningsverk. Det var också i detta område som dekanteringskaren var lokaliserade. Visuella spår av trätjära på marken finns i närheten av provpunkt J3.

Sannolikheten är stor att sedimenten i sjön är väldigt förorenade. En mer detaljerad provtagning kan vara intressant men eftersom spridningsrisken från sediment till ytvatten bedöms som begränsad är det mer intressant att analysera prover på biotan för att fastställa eventuella effekter. Inget tyder på att ytvattnet hittills förorenats. Dock medför de högre halterna i grundvattnet att förorenings-spridning från grundvattnet kommer att pågå under en lång tid framöver.

De allvarliga föroreningsnivåerna av bly i såväl mark som grundvatten bedöms inte bara härröra från användning och förvaring av blymönja. Även referensprovet var kontaminerat av höga nivåer av såväl bly, koppar och zink. Ytterligare undersökningar bör därför utföras för att identifiera vad som orsakat kontamineringen av tungmetaller samt dessa föroreningars geografiska utbredning.

7. SLUTSATSER

Objektsområdet bedöms enligt MIFO-modellen tillhöra riskklass 2. Ytliga föroreningar såsom cancerogena PAH och bly har uppmätts på områdets södra del där smedjan har stått. Grundvattnet är mycket förorenat av framförallt aromater, alifater, PAH och bly. Sedimentproverna påvisar allvarliga halter av cancerogena PAH medan de ytvattenprover från sjön Grötingen som analyserats inte har påvisat några föroreningshalter alls. Utspädning och hög vattenomsättning i sjön bedöms vara anledningar till att inga föroreningsnivåer har påvisats i ytvattenproverna.

I grundvattenrör V1 har betydligt högre halter av alifater och aromater uppmätts i jämförelse med grundvattenrör V2, placerad 30 m i nordostlig riktning från grundvattenrör V2. Detta tyder på att en punktkälla är lokaliserad vid reningsverket med ett dominerat flöde mot grundvattenrör V1. Denna punktkälla kan utgöras av ett större spill eller i marken nedgrävt avfall.

Det finns inga tydliga samband mellan föroreningsspridning från trärännen och uppmätta föroreningshalter i provpunkt J3. De höga föroreningsnivåer som har uppmätts i J3 kan även härstamma från tidigare spill på området mellan kolugnarna och reningsverket eller från kondenseringshus och dekanteringskar.

De höga föroreningsnivåerna av tungmetallerna bly och koppar på objektsområdet har påträffats ytligt vid den plats där smedjan har stått samt längre österut där referensprovet är taget. Bly har även påvisats i mycket allvarliga halter i grundvattnet. Den blymönja som använts och bevarats på området kan delvis ha kontaminerat mark och grundvatten men det är tveksamt om det är den enda föroreningskällan.

Inför en kommande detaljstudie behöver ytterligare provtagningar genomföras kring reningsverket för att hitta den punktkälla som ger upphov till de mycket höga halterna som är uppmätta i grundvattnet nedströms reningsverket. Dessutom bör den geografiska utbredningen vad gäller tungmetaller fastställas och nya referensprover bör tas. De ytliga föroreningarna av cancerogena PAH och bly där smedjan har stått kan åtgärdas genom ytlig sanering eller genom andra åtgärder som minskar exponeringen.

8. REFERENSER

Tryckta källor

- Axelsson, K. (2004). *Introduktion till Geotekniken – jämte byggnadsgeologin, jordmaterialläran och jordmekaniken*. Uppsala Universitet, Institutionen för Geovetenskaper, Byggt teknik. Skrift 04:4.
- Bergknut, M. (2006). Characterization of PAH-contaminated soils focusing on availability, chemical composition and biological effects. Umeå University, Department of Chemistry, Environmental Chemistry. ISBN 91-7264-095-2.
- Bergström, H. (1947). *Handbok för kolare (4:e upplagan)*. Almqvist & Wiksells Boktryckeri AB, Uppsala.
- Bergström, H. (1948). Träkolning, Ur *Handbok i kemisk teknologi del III*. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Bernes, C. (1998). *Organiska miljögifter - ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem*. Naturvårdsverket förlag, Monitor 16, Stockholm. ISBN 91-620-1188-X.
- Birgersson, B., Sterner, O., Zimerson, E. (1999). *Kemiska hälsorisker – toxikologi i ett kemiskt perspektiv (2:a upplagan)*. Liber Ekonomi, Malmö. ISBN 91-47-04515-9.
- Boëthius, B. (1939). *Skogen och bygden*. Bokförlags Aktiebolaget Thule, Stockholm.
- Brady, N.C., Weil, R.R. (2002). *The Nature and Properties of Soils (13th Edition)*. Prentice Hall, New Jersey. ISBN 0-13-016763-0.
- Cyrén, O. (1946). Träkolning, Ur *Svensk kemisk industri*. Albert Bonniers förlag, Stockholm.
- Davidsson, L., Ericsson, M., Norén, G., Rensfelt, E. (1975). *Organisk kemisk industri i Sverige – rötter och förgreningar*. Ingenjör förlaget, Stockholm. ISBN 91-7284-047-1.
- Elert, M. (2006). Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer. Kemakta AR 2005-31, reviderad version. Kemakta Konsult AB, Stockholm.
- Fetter, C.W. (1999). *Contaminant Hydrogeology (2nd Edition)*. Prentice Hall, Upper Saddle River. ISBN 0-13-751215-5.
- Grip, H., Rodhe, A. (1985). *Vattnets väg från regn till bäck*. Forskningsrådets Förlagstjänst, Uppsala. ISBN 91-86344-17-X.
- Gunnarsson, K-G. (1998). *Skogen och Sverige 2 – träfabrikören med den historiska backspegeln*. Degerhamn. ISBN 91-630-6471-5.
- Hjulström, B., Isaksson, S., Hennius, A. (2006). Organic geochemical evidence for pine tar production in Middle Eastern Sweden during the Roman Iron Age. *Journal of Archaeological Science* 33 (2006) 283-294.

- Klason, P. (1919). Kolning och torrdestillation av ved och därvid framställda produkter. Svenska skogsvårdsföreningens tidskrift 17 (1919) 125-190, Stockholm.
- Lagerqvist, L.O. och Lindqvist, H. (1999). *Den svenska skogens historia*. Nordstedts Förlag, Stockholm. ISBN 91-1-300670-3.
- Larsson, A. (1922). Torrdestillationsindustrien, Ur *Den svenska kemiska industrien del 1*. Aktiebolaget Hasse W. Tullbergs Förlag, Stockholm.
- Lindhardt, B., Christensen, T.H., Andersen, L. (1996). Volatilisation of aromatic hydrocarbons from soil; part 1, fluxes from coal tar contaminated surface soils. *Water, Air and Soil Pollution* 89 (1996) 129-146.
- Lundstedt, S. (2003). Analysis of PAHs and their transformation products in contaminated soil and remedial processes. Umeå University, Department of Chemistry, Environmental Chemistry. ISBN 91-7305-452-6.
- Länsstyrelsen Jämtlands län (2003). Länsmål 4:7, Ur *Regionala miljömål Jämtlands län (3:e upplagan)*. Östersund. ISBN 91-85123-01-3.
- Länsstyrelsen Jämtlands län (2005). Gimån SE0720294. Förslag till bevarande plan 2005-07-28.
- McGraw, G.W., Hemingway, R.W., Ingram, L.L., Canady, C.S., McGraw, W.B. (1999). Thermal Degradation of Terpenes: Camphene, 3-karen, Limonene and α -Terpinene. *Environ. Sci. Technol.*, 33 (22) 4029-4033.
- Naturvårdsverket (1993). Långlivade organiska ämnen och miljön, rapport 4136. Naturvårdsverket förlag, Stockholm.
- Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet (1998). Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer, rapport 4889. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN 91-620-4889-9.
- Naturvårdsverket (1998). Vägledning för miljötekniska markundersökningar - strategi, rapport 4310. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN 91-620-4310-2.
- Naturvårdsverket (2000). Generella riktvärden för förorenad mark – beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning, rapport 4638. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN 91-620-4638-X.
- Naturvårdsverket (2002). Metodik för inventering av förorenade områden, rapport 4918. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN 91-620-4918-6.
- Naturvårdsverket (2003a). Reparation pågår – om sanering av förorenad miljö. Ord&Form i Uppsala AB, Stockholm. ISBN 91-620-8091-1.
- Naturvårdsverket (2003b). Om ansvar för miljöskulder i mark och vatten – miljöbalkens regler om skyldigheter och ansvar för förorenade områden, rapport 5242. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN 91-620-5242-X.

Nilsson, O. (2005). Bidrag till kunskap om milkolningens ålder. Skogshistoriska Sällskapets Årsskrift (2005) 108-121.

Nordberg, P. (1977). *Ljungan – vattenbyggnader i den näringsgeografiska miljön 1550-1940*. Kungliga Skytteanska Samfundets Handlingar 18, Stockholm.

Nofziger, D.L., Wu, J. (2003). CHEMFLO™-2000 User's Manual. Oklahoma State University, Department of Plant and Soil Sciences, Office of Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.

Prevent (2002). Kemiska hälsorisker. Bilda förlag, Stockholm. ISBN 91-7522-779-7.

Rolén, M. (1985). Grötingen – ett bortglömt jämtländskt industrisamhälle?. HUR 1 (1985) 45-74. Skriftserie utgiven av landsarkivet i Östersund och folkrörelsernas arkiv.

Rolén, M. (1986). Grötingen – historien om en bortglömd jämtländsk industriort, Ur *Tre Kulturer 3*. Medlemsbok för Johan Nordlander-sällskapet. Umeå Universitet, Umeå. ISSN 0348-6664.

Tideström, S.H. (1957). *Encyklopedi över råvaror och material*. Nordisk Rotogravyr, Stockholm.

Vannerberg, N-G. och Vannerberg, K. (2004). *Skogens kemi – om massa, trä och fibrer*. Liber AB, Stockholm. ISBN 91-47-01828-3.

Vägverket (1995). Yt- och grundvattenskydd. Publikation 1995:1, Stockholm.

Ödqvist, G. (1928). Träkolstillverkning, Ur *Uppfinningarnas bok del IV*. P. A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm.

Öman, E. (1939). Träkol och träkolning, Ur *Uppfinningarnas bok del VIII*. P. A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm.

Otryckta källor

AB Carbos Nya Fabrikers arkiv, ÖLA. Styrelseberättelser, 1924-1926. SE/ÖLA/10324; A2:1.

PRV (2006). Kungliga Patent- och registreringsverket, Registreringshandlingar till aktiebolag upphörda 1897-1960, AB Carbo, Serie E3A;330.

Tarifföreningen (1902). Riksarkivet SVAR. TARI Bräcke sn 1902. BT 0657 1/1 1/3.

Tarifföreningen (1913). Riksarkivet SVAR. TARI Revsund sn 1913. BT 2996 1/1 1/5 H.

Digitala källor

ContaminatedLAND (2006). The New Dutchlist.
www.contaminatedland.co.uk/std-guid/dutch-1.htm (2006-07-05)

- IMM (2004a). Hälsoriskbedömningar - alkylfenoler,
www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/alkylfenoler.html (2006-07-05).
- IMM (2004b). Hälsoriskbedömningar- bly,
www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/bly.html (2006-07-05).
- IMM (2004c). Hälsoriskbedömningar - kvicksilver,
www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/alkylfenoler.html (2006-07-05).
- KEMI (2005). Terpentin,
<http://apps.kemi.se/Klassificeringslistan/amne.cfm?id=650-002-00-6> (2006-07-05).
- KEMI (2006a). Kreosot,
<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/kreosot.htm> (2006-07-05)
- KEMI (2006b). Polyaromatiska kolväten,
<http://www.kemi.se/templates/PRIOframes.aspx?id=4054&gotopage=4101> (2006-07-05).
- KEMI (2006c). Alkylfenoler,
http://www.kemi.se/templates/Prioframes_4045.aspx (2006-07-05).
- KEMI (2006d). Terpentin,
http://www.kemi.se/templates/Prioframes_4045.aspx (2006-07-05).
- Naturvårdsverket (2004). Branschlista.
<http://www.naturvardsverket.se/dokument/teknik/sanering/sanerdock/pdf/branschl04.pdf>
(2006-08-16).
- Naturvårdsverket (2006a). Efterbehandling och sanering av förorenade områden,
<http://www.naturvardsverket.se> (2006-08-16).
- Naturvårdsverket (2006b). Metallers mobilitet i mark, rapport 5536.
www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-5536-4.pdf (2006-07-10).
- Sveriges miljömål (2006). Giftfri miljö,
http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php (2006-08-16).
- UU (2002). Arbets- och miljömedicin, Akademiska sjukhuset.
<http://www.occmmed.uu.se/metal/cu3.html> (2006-07-07)

Muntliga källor

- Backman, Edvin. Kolmilning, tjärbränning och Grötingen, Intervju. 2006-05-05, 2006-08-16.
- Drejare, Lena. Länsstyrelsen Västernorrlands Län. Personlig kommunikation. 2006-08-07.
- Larsson, Bengt. VD Skogens Kol AB. Kilafors. Telefonkontakt. 2006-08-07.
- Lindgren, Lars Olof. Uppvuxen och bosatt i Grötingen. Intervju. 2006-04-07, 2006-08-04.
- Lindgren, Ejan. Uppvuxen och bosatt i Grötingen. Intervju. 2006-04-07, 2006-05-04.

Lindgren, Charles. Uppvuxen i Grötingen. Intervju. 2006-05-04, 2006-08-03.

Lindström, Anna. Bosatt i Grötingen. Intervju. 2006-04-11, 2006-08-04.

Nordlander, Ivar. Uppvuxen i Grötingen. Telefonintervju. 2006-04-11, 2006-08-16.

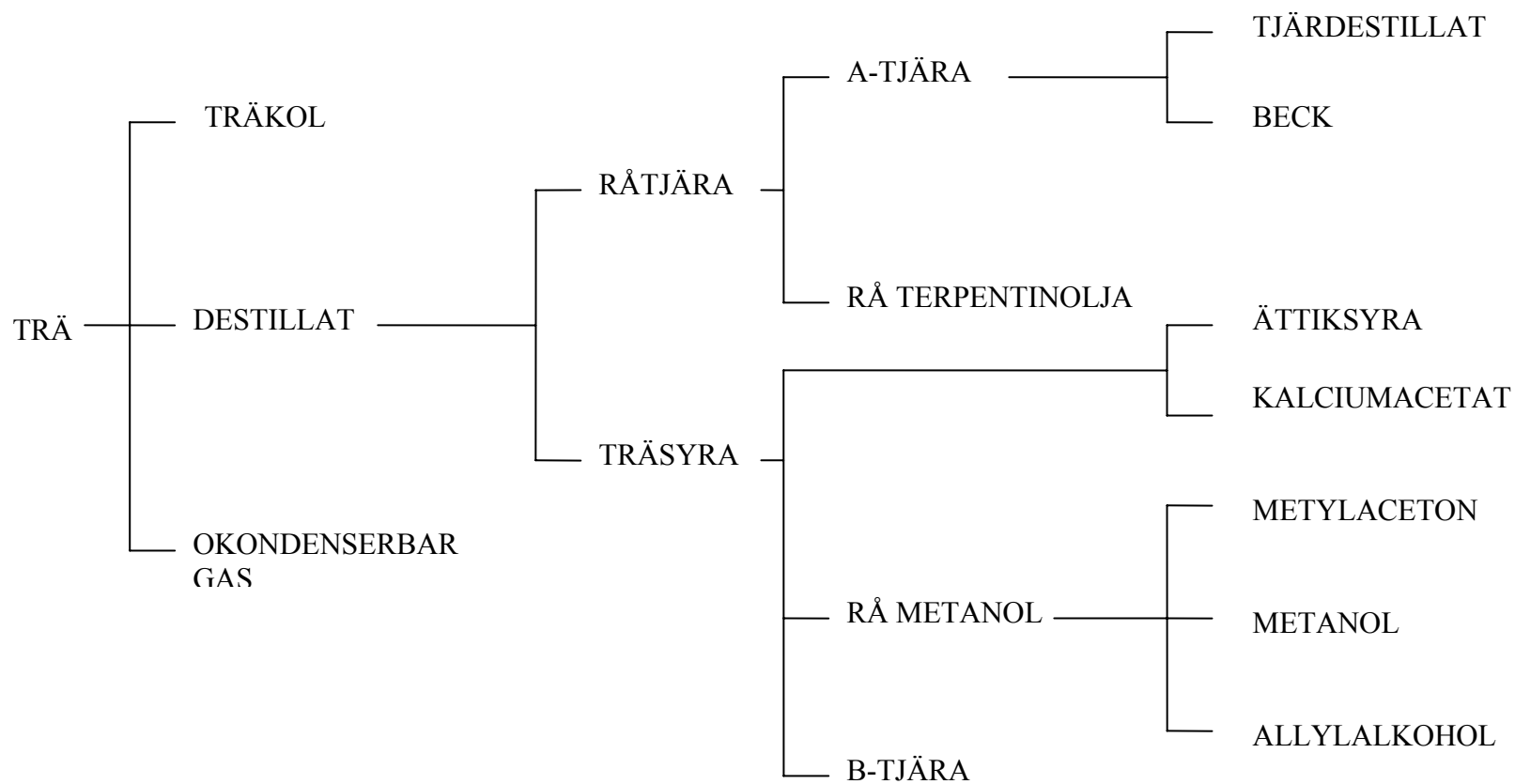
Segemar, Isidor. Uppvuxen i Grötingen. Intervju. 2006-05-22, 2006-08-03.

Östman, Anders. Kemiinformation AB. Telefonkontakt. 2006-06-21.

BILAGA 1. AB CARBOS INDUSTRIHISTORIA

- 1897** De första personerna mantalsskrivs i Grötingen
- 1898** Bolaget AB Carbo registreras hos Kungliga Patent- och registreringsverket
- 1902** Kraftverket i nedre Bodsjöströmmen anläggs
- 1906** Kolugnsanläggningen drabbas av en stor brand
- 1906** Bernhard Söderström ny ägare
- 1910** Det maximala antalet mantalsskrivna personer i Grötingen uppgår till 263
- 1913** AB Carbo går i konkurs
- 1913** Nya ägare och bolaget byter namn till AB Nya Carbo
- 1922** AB Nya Carbo går i konkurs
- 1923** Nya ägare och bolaget byter namn till AB Carbos Nya Fabriker
- 1927** P.A. Nordlander blir ny disponent
- 1937** Driften av kolugnarna läggs ned

BILAGA 2. TRÄDESTILLATIONSPRODUKTER



BILAGA 3. BEDÖMNING AV FÖRORENINGSNIVÅ

Vid bedömning av föroreningsnivå beaktas tillstånd, avvikelse från jämförvärden, mängd föroreningar samt volym förorenade massor enligt tabell 1-3.

Tabell 1. Principer för indelning av tillstånd (Naturvårdsverket, 2002)

Principer för indelning av tillstånd				
Media	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Mark Sediment Grundvatten	< riktvärdet	1-3 ggr riktvärdet	3-10 ggr riktvärdet	> 10 ggr riktvärdet
Grundvatten (om riktvärde inte finns)	< gränsvärdet för dricksvatten	1-3 ggr gränsvärdet	3-10 ggr gränsvärdet	>10 ggr gränsvärdet
Ytvatten	< kanadensisk vattenkvalitetsnorm eller < ”bedömning sjöar och vattendrag”	1-3 ggr kvalitetsnormen	3-10 ggr kvalitetsnormen	> 10 ggr kvalitetsnormen
Toxdata	< LC50/1000	LC50/1000 - LC50/300	LC50/300 - LC50/100	> LC50/100

Tabell 2. Principer för indelning av avvikelse från jämförvärden (Naturvårdsverket, 2002)

Principer för indelning av avvikelse från jämförvärden			
Ingen eller liten påverkan av punktkälla	Trolig påverkan av punktkälla	Stor påverkan av punktkälla	Mycket stor påverkan av punktkälla
< jämförvärdet	Jämförvärdet – 5 ggr jämförvärdet	5 ggr jämförvärdet – 25 ggr jämförvärdet	> 25 ggr jämförvärdet

Tabell 3. Principer för indelning av mängd förorening och volym förorenade massor (Naturvårdsverket, 2002)

Principer för indelning av mängd förorening och volym förorenade massor				
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
Mängd förorening med mycket hög farlighet	-	-	Några kilo	Tiotal kilo
Mängd förorening med hög farlighet	-	Några kilo	Tiotal kilo	Hundratals kilo
Mängd förorening med måttlig farlighet	Några kilo	Tiotal kilo	Hundratals kilo	Ton
Volym förorenade massor	< 1000 m ³	> 1000 m ³ och < 10000 m ³	> 10000 m ³ och < 100000 m ³	> 100000 m ³

BILAGA 4. BEDÖMNING AV FÖRORENINGARS FARLIGHET

Kemikalieinspektionen har bedömt föroreningarnas farlighet utifrån faroklasserna låg, måttlig, hög och mycket hög. Faroklasserna definieras enligt tabell 1. I tabell 2 finns faroklasser redovisade för vissa ämnen, produkter och blandningar.

Tabell 1. Indelning av föroreningarnas farlighet baseras på föroreningarnas toxicitet (Naturvårdsverket, 2002).

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Måttligt hälsoskadlig (V)	Hälsoskadlig (Xn) Irriterande (Xi) Miljöfarlig (-)	Giftig (T) Frätande (C) Miljöfarlig (N)	Mycket giftig (T+)

Tabell 2. Indelning av föroreningarnas farlighet baseras på föroreningarnas toxicitet (Naturvårdsverket, 2002).

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Järn	Aluminium	Kobolt	Arsenik
Kalcium	Metallskrot	Koppar	Bly
Magnesium	Aceton	Krom	Kadmium
Mangan	Alifatiska kolväten	Nickel	Kvicksilver
Papper	Träfibrer	Vanadin	Krom
Trä	Bark	Ammoniak	Natrium
	Zink	Aromatiska kolväten	Bensen
		Fenol	Cyanid
		Formaldehyd	Kreosot
		Glykol	Stenkolstjära
		Koncentrerade syror	PAH
		Koncentrerade baser	Dioxiner
		Lösningsmedel	Klorbensener
		Styren	Klorfenoler
		Oljeaska	Klorerade lösningsmedel
		Petroleumprodukter	Organiska klorföreningar
		Flygbränsle	PCB
		Eldningsolja	Tetrakloretylen
		Spillolja	Trikloretan
		Smörjoljor	Triklöretylen
		Väteperoxid	Bekämpningsmedel
		Färger	
		Skärvätskor	
		Bensin	
		Diesel	
		Trätjära	

BILAGA 5. BEDÖMNING AV SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR

Spridningsförutsättningarna beror av faktorer såsom graden av genomsläppliga jordarter, lutning av grundvattenyta och förekomst av sprickor i marksystemet eller i berggrunden. Vid bedömning av spridningsförutsättningar används det indelningssystem som presenteras i tabell 1.

Tabell 1. Principer för indelning av spridningsförutsättningar (Naturvårdsverket, 2002)

Principer för indelning av spridningsförutsättningar				
	Små	Måttliga	Stora	Mycket stora
Från byggnader och anläggningar	Ingen spridning	< 5 % per år	5-50 % per år	> 50 %
I mark och grundvatten	Ingen spridning	< 0,1 m per år	0,1-10 m per år	> 10 m per år
Från mark och grundvatten till ytvatten	> 1000 år	1000-100 år	100-10 år	< 10 år
I ytvatten	Ingen spridning Så stor utspädning att halterna inte innebär risk	< 0,1 km per år	0,1-10 km per år	> 10 km per år
I sediment	Ingen spridning	< 0,1 m per år	0,1-10 m per år	> 10 m per år

BILAGA 6. BEDÖMNING AV KÄNSLIGHET OCH SKYDDSVÄRDE

Vid bedömning av känslighet och skyddsvärde på och omkring objektsområdet följs de principer för indelning som redovisas i tabell 1 och 2.

Tabell 1. Principer för indelning av känslighet (Naturvårdsverket, 2002)

Principer för indelning av känslighet (K)			
Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor
<ul style="list-style-type: none">▪ Ingen exponering för människor	<ul style="list-style-type: none">▪ Exponering av yrkesverksamma i liten utsträckning▪ Grundvattnet används inte	<ul style="list-style-type: none">▪ Yrkesverksamma exponeras under arbetstid▪ Barn exponeras i liten utsträckning▪ Grundvatten eller ytvatten används som dricksvatten▪ Åkerbruk eller djurhållning sker▪ Områden med stor betydelse för det rörliga friluftslivet	<ul style="list-style-type: none">▪ Människor bor på området permanent▪ Barn exponeras i stor utsträckning▪ Grundvatten eller ytvatten används som dricksvatten

Tabell 2. Principer för indelning av skyddsvärde (Naturvårdsverket, 2002)

Principer för indelning av skyddsvärde (S)			
Litet	Måttligt	Stort	Mycket stort
<ul style="list-style-type: none">▪ Av föroreningar starkt påverkade områden▪ Av annan verksamhet förstörda naturliga ekosystem	<ul style="list-style-type: none">▪ Områden med något störda ekosystem▪ Områden med ekosystem som är mycket vanliga i regionen	<ul style="list-style-type: none">▪ Områden med ekosystem som är mindre vanliga i regionen▪ Områden där exponering sker av enskilda arter eller ekosystem som i naturvårdsplaneringen regionalt eller lokalt utpekats ha stort skyddsvärde	<ul style="list-style-type: none">▪ Områden med enskilda arter eller ekosystem som i naturvårdsplaneringen på riksnivå, regionalt eller lokalt utpekats ha mycket stort skyddsvärde

BILAGA 7. INTERVJUFRÅGOR

- Var på kartan/i terrängen låg fabriksområdet? Hur stort var området?
- Driftstid
- Vilka verksamheter utfördes på området? (sågverk, hyvleri, kolugnsanläggning, ångsåg, kraftverk, reningsverk...)
- Kan du peka på kartan var de olika verksamheter låg placerade?
- Hur gick träkolstillverkningen till?
- Vilka biprodukter utvanns? Hur utvann man biprodukterna?
- Hur hanterades tjäran och biprodukterna på området?
- Vet du något om deponier, förråd, spillområden, förvaringsutrymmen som fanns på området?
- Synintryck, luktintryck på området?
- Namn på ägare till tjärfabriken?
- Vetskap om huruvida verksamheten låg nere under vissa perioder/år?
- Var släpptes föroreningar ut i Gimån?
- Har du hört talas om klagomål av utsläpp till Gimån i början av 1900-talet?
- Vet du något om arbetsförhållandena i fabriken?
- Hur mycket rör sig människor på eller omkring det gamla fabriksområdet idag?
- Hur är fisket?
- Finns det någon annan person du tycker jag kan kontakta som kan sitta inne med information?

Namn:

Datum för intervju:

Typ av intervju:

Koppling till tjärfabriken:

Koppling till Grötingen (hans föräldrar och så vidare):

Födelseår:

Adress:

BILAGA 8. INMÄTNINGAR AV PROVTAGNINGSPUNKTER

Såväl avvägningssinstrument som GPS har använts för att mäta in provtagningspunkterna på objektsområdet, vilket redovisas i tabell 1 och 2.

Tabell 1. Uppmätta värden vid avvägning av provpunkter med hjälp av ett avvägningssinstrument

Avvägningspunkter	Höjd i det lokala höjdsystemet [m]
J4	1,22
V4	1,54
Flyttpunkt	1,11
Flyttpunkt	0,99
J3	1,16
J3	1,13
J2	1,76
V2	0,15
J1/V1	0,10
Sjöyta	2,84

Tabell 2. Uppmätta värden vid inmätning av provpunkter med hjälp av ett GPS-instrument

Provpunkt	X-koordinat	Y-koordinat	Höjd över havet [m]	Osäkerhet [m]
J1/V1	1483552	6971607	274	9
J2	1483571	6971624	272	10
V2	1483569	6971605	275	9
V3	1483627	6971694	274	7
J3	1483557	6971593	273	9
V4	1483536	6971505	270	10
J4	1483540	6971520	270	7
J5	1483537	6971504	276	8
J6	1483579	6971630	267	7
J7	1483571	6971624	272	10
J8	1483567	6971452	263	9
V5	1483580	6971633	267	11
V6	1483433	6971434	266	6

BILAGA 9. ANALYSRESULTAT JORD- OCH SEDIMENTPROVER

PROVTAGNINGSPUNKT 1:1

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	87,9 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	152000 (15,19 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	2,1	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	39	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,08	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	7,7	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	6,1	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	230	1,7	DS259/SM3120	4
Kviksilver	0,04	0,01	DS259/SM3120	11
Nickel	8,9	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	15	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	60	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	130	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 1	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	26	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,12	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,47	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,33	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,86	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	1,9	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,71	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,20	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	1,9	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,78	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	1,1	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,47	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,65	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,61	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,17	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,55	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	3,8	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	7,6	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 1:2

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	94,1 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	16500 (1,65 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	3,4	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	13	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,070	0,05	MK1050-ICP/MS	15
Krom	15	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	4,0	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	83	1,7	DS259/SM3120	4
Kviksilver	< 0,050	0,05	MK1050-ICP/MS	15
Nickel	15	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	7,4	3,0	*DS259/SM3120	10

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Zink	41	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	58	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	66	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	130	25	*MK2006	20
> C16-C35	70	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	410	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	140	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	11	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	4,8	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftalen	0,85	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,82	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,60	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	3,0	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,51	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,70	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,68	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,37	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,46	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,13	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,17	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,13	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,046	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,13	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	1,3	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	13	0,05	MK2006-GC/MS	12
Alfa-pinen	2,5	-	-	-
Beta-pinen	0,23	-	-	-
3-karen	2,0	-	-	-
Limonen	4,8	-	-	-

PROVTAGNINGSPUNKT 2:1

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	87,2 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	73000 (7,30 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	2,2	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	12	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,15	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	6,3	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	3,1	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	48	1,7	DS259/SM3120	4
Kvikksilver	< 0,01	0,01	DS259/SM3120	11
Nickel	6,3	1.2	DS259/SM3120	6
Vanadium	9,5	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	81	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	38	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 1	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	7	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Naftalen	0,035	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,025	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,036	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,16	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	0,36	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,10	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,062	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,088	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,030	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,036	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,011	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,029	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,0050	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,0050	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,0050	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	0,11	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	0,97	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 3:1

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	96,5 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	35700 (3,57 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	2,0	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	23	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,094	0,050	MK1050-ICP/MS	14,3
Krom	15	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	< 2,5	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	33	1,7	DS259/SM3120	4
Kviksilver	< 0,050	0,050	MK1050-ICP/MS	11
Nickel	3,6	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	6,7	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	21	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	31	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	70	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	100	25	*MK2006	20
> C16-C35	200	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	130	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	110	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	8,3	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	5,4	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,68	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	1,0	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,0074	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	7,9	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	1,5	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,91	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,98	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,83	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,78	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,27	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,38	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,27	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,051	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,24	0,0050	MK2006-GC/MS	12

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
S:a cancerogena PAH	2,6	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	20	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 3:2

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	91,7 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	30400 (3,04 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	1,4	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	13	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,064	0,05	MK1050-ICP/MS	14,3
Krom	15	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	< 2,5	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	33	1,7	DS259/SM3120	4
Kvicksilver	< 0,050	0,01	MK1050-ICP/MS	11
Nickel	7,2	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	4,6	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	13	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	30	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	65	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	96	25	*MK2006	20
> C16-C35	180	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	190	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	170	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	18	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	11	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,69	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	1,8	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	4,8	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	4,8	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	1,0	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,52	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	1,6	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,90	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	1,1	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,16	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,29	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,13	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,040	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,12	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	2,6	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	28	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 4:1

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	66,1 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	45200 (4,52 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	2,8	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	34	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,21	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	5,1	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	2,6	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	69	1,7	DS259/SM3120	4
Kvicksilver	0,05	0,01	DS259/SM3120	11

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Nickel	5,4	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	7,9	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	220	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	200	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	2	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	24	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,098	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,050	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,21	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,51	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	0,81	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,43	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,20	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,72	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,25	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,43	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,047	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,088	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,018	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,036	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,024	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	0,88	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	3,5	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 4:2

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	91,4 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	17700 (1,77 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	1,5	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	5,7	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	< 0,050	0,050	MK1050-ICP/MS	14,3
Krom	6,9	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	3,1	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	8,6	1,7	DS259/SM3120	4
Kvikksilver	< 0,050	0,050	MK1050-ICP/MS	11
Nickel	5,8	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	9,1	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	37	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	49	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 1	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	7	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,036	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,022	0,0050	MK2006-GC/MS	12

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Acenaften	0,022	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,037	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	0,16	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,090	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,054	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,10	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,031	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,040	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,012	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,028	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,0050	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,0066	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	< 0,0050	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	0,12	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	0,62	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 4:3

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	87,8 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	112000 (11,16 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	2,3	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	41	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,11	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	4,4	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	< 2,5	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	220	1,7	DS259/SM3120	4
Kviksilver	< 0,01	0,01	DS259/SM3120	11
Nickel	4,5	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	7,3	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	100	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	16	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	200	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	2	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	14	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,027	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,11	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,020	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,12	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	0,24	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,44	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,36	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,21	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,038	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,53	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,095	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,0089	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0073	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,023	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,027	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	0,62	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	2,0	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 5

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	77,8 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	56600 (5,66 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	9,9	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	610	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,48	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	6,2	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	3,2	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	< 1,7	1,7	DS259/SM3120	4
Kvikksilver	0,05	0,01	DS259/SM3120	11
Nickel	6,2	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	8,7	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	300	1,0	DS259/SM3120	4
Alifäter > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	200	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	2	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	11	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,25	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,064	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,21	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,24	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	2,4	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	0,59	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,22	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	4,2	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	3,0	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	3,1	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,72	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,92	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,78	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,30	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,71	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	8,8	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	9,4	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 6

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	78,3 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	37300 (3,73 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	< 1,0	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	10	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,088	0,050	MK1050-ICP/MS	14,3
Krom	1,9	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	< 2,5	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	92	1,7	DS259/SM3120	4
Kvikksilver	0,18	0,050	MK1050-ICP/MS	11
Nickel	1,3	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	3,7	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	18	1,0	DS259/SM3120	4
Alifäter > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	33	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	4	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	16	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,21	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,11	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,017	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,079	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	1,5	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	3,3	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouranten	0,91	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	0,32	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,082	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,12	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,027	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,075	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,029	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,022	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,030	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	0,35	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	9,7	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 7

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detektionsgräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	31,55 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC	107000 (10,68 %)	2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	2,8	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	29	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	< 0,05	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	6,1	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	3,2	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	220	1,7	DS259/SM3120	4
Kvikksilver	0,05	0,01	DS259/SM3120	11
Nickel	5,5	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	11	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	59	1,0	DS259/SM3120	4
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2006-HS	15
> C10-C12	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	MK2006-GC/MS	15
S:a C5-C16	< 25	25	*MK2006	20
> C16-C35	290	10	MK2006-GC/MS	15
Aromater C8-C10	5	1	MK2006-GC/MS	15
Aromater C10-C35	16	2	MK2006-GC/MS	15
Bensen	< 0,01	0,01	*MK2006-HS	15
S:a TEX	< 0,30	0,30	*MK2006-HS	15
Naftalen	0,28	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaftylen	0,19	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Acenaften	0,066	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Flouren	0,44	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Fenantren	2,3	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Antracen	1,0	0,0050	MK2006-GC/MS	12

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Flouranten	0,33	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Pyren	1,2	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,59	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,76	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,22	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	0,43	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,15	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	0,034	0,0050	MK2006-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	0,15	0,0050	MK2006-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	2,2	0,03	MK2006-GC/MS	12
S:a övriga PAH	7,0	0,05	MK2006-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT 8

Parameter	Föroreningsnivå [mg/kg ts]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Torrsubstans	51,18 %	0,002	DS 204 mod.	7
TOC (%)		2,0	*ISO 10694	10
Arsenik	4,7	1,0	DS259/SM3120	10
Bly	690	3,0	DS259/SM3120	9
Kadmium	0,55	0,05	DS259/SM3120	14,3
Krom	7,4	1,0	DS259/SM3120	6,7
Kobolt	< 2,5	2,5	*DS259/SM3120	10
Koppar	780	1,7	DS259/SM3120	4
Kvicksilver	0,14	0,01	DS259/SM3120	11
Nickel	5,2	1,2	DS259/SM3120	6
Vanadium	6,4	3,0	*DS259/SM3120	10
Zink	390	1,0	DS259/SM3120	4

BILAGA 10. BERÄKNING AV PLATSSPECIFIKT RIKTVÄRDE

Provpunkt	Föroreningar	R	K	f_{oc}^* (%)	f_{oc} (%)	R*
J1:1	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			260
	C8-C10	100	0,4			660
	C10-C12	100	0,4			660
	C12-C16	100	0,25			450
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25			450
	Aromater			15	1	
	Bensen	0,6	0,4			3,96
	S:a TEX	30	0,5			240
	C8-C10	100	0,5			800
	C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			160
	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion			8
	S:a övriga PAH	20	0,5			160
Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150	
J1:2	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			67
	C8-C10	100	0,6			169
	C10-C12	100	0,5			158
	C12-C16	100	0,25			129
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,2			123
	Aromater			1,65	0,5	
	Bensen	0,6	1			1,29
	S:a TEX	30	0,6			51
	C8-C10	100	0,6			169
	C10-C35	20	0,6 (C16-C35)			34
	S:a cancerogena PAH	20	Ingen korrektion			20
	S:a övriga PAH	20	0,6			34
Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150	
J2:1	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			145
	C8-C10	100	0,4			352
	C10-C12	100	0,4			352
	C12-C16	100	0,25			258
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25			258
	Aromater			7,30	1	
	Bensen	0,6	0,4			2,11
	S:a TEX	30	0,5			125
	C8-C10	100	0,5			415
	C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			83
	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion			8
	S:a övriga PAH	20	0,5			83
Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150	
J3:1	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			89
	C8-C10	100	0,4			203
	C10-C12	100	0,4			203
	C12-C16	100	0,25			164
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25	3,57	1	164
	Aromater					
	Bensen	0,6	0,4			1,22
	S:a TEX	30	0,5			69
	C8-C10	100	0,5			229
C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			46	

J3:1	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion			8
	S:a övriga PAH	20	0,5			46
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150
J3:2	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			88
	C8-C10	100	0,6			252
	C10-C12	100	0,5			227
	C12-C16	100	0,25			164
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,2			151
	Aromater			3,04	0,5	
	Bensen	0,6	1			2,12
	S:a TEX	30	0,6			76
	C8-C10	100	0,6			252
	C10-C35	20	0,6 (C16-C35)			50
	S:a cancerogena PAH	20	Ingen korrektion			20
	S:a övriga PAH	20	0,6			50
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150
J4:1	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			103
	C8-C10	100	0,4			241
	C10-C12	100	0,4			241
	C12-C16	100	0,25			188
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25			188
	Aromater			4,52	1	
	Bensen	0,6	0,4			1,44
	S:a TEX	30	0,5			83
	C8-C10	100	0,5			276
	C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			55
	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion			8
	S:a övriga PAH	20	0,5			55
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150
J4:2	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			69
	C8-C10	100	0,6			176
	C10-C12	100	0,5			164
	C12-C16	100	0,25			132
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,2			125
	Aromater			1,77	0,5	
	Bensen	0,6	1			1,36
	S:a TEX	30	0,6			53
	C8-C10	100	0,6			176
	C10-C35	20	0,6 (C16-C35)			35
	S:a cancerogena PAH	20	Ingen korrektion			20
	S:a övriga PAH	20	0,6			35
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150
J4:3	Alifater					
	C5-C8	50	0,3			202
	C8-C10	100	0,4			506
	C10-C12	100	0,4			506
	C12-C16	100	0,25			354
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25	11,16	1	354
	Aromater					
	Bensen	0,6	0,4			3,04
	S:a TEX	30	0,5			182
	C8-C10	100	0,5			608
C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			122	

J4:3	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion		8	
	S:a övriga PAH	20	0,5		122	
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion		150	
J5	Alifater					
	C5-C8	50	0,3		120	
	C8-C10	100	0,4		286	
	C10-C12	100	0,4		286	
	C12-C16	100	0,25		217	
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25		217	
	Aromater			5,66	1	
	Bensen	0,6	0,4			1,72
	S:a TEX	30	0,5			86
	C8-C10	100	0,5			333
	C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			67
	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion			8
	S:a övriga PAH	20	0,5			67
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150
	J6	Alifater				
		C5-C8	50	0,3		91
C8-C10		100	0,4		209	
C10-C12		100	0,4		209	
C12-C16		100	0,25		168	
S:a C5-C16		100				
C16-C35		100	0,25		168	
Aromater				3,73	1	
Bensen		0,6	0,4			1,26
S:a TEX		30	0,5			71
C8-C10		100	0,5			237
C10-C35		20	0,5 (C16-C35)			47
S:a cancerogena PAH		8	Ingen korrektion			8
S:a övriga PAH		20	0,5			47
Oorganiskt bly		150	Ingen korrektion			150
J7		Alifater				
		C5-C8	50	0,3		195
	C8-C10	100	0,4		487	
	C10-C12	100	0,4		487	
	C12-C16	100	0,25		342	
	S:a C5-C16	100				
	C16-C35	100	0,25		342	
	Aromater			10,68	1	
	Bensen	0,6	0,4			2,92
	S:a TEX	30	0,5			175
	C8-C10	100	0,5			584
	C10-C35	20	0,5 (C16-C35)			117
	S:a cancerogena PAH	8	Ingen korrektion			8
	S:a övriga PAH	20	0,5			117
	Oorganiskt bly	150	Ingen korrektion			150

BILAGA 11. ANALYSRESULTAT GRUND- OCH YTVATTENPROVER

PROVTAGNINGSPUNKT V1

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Arsenik	16	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Bly	350	0,025	MK1350-ICP/MS	15
Kadmium	1,8	0,0040	MK1350-ICP/MS	15
Krom	28	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kobolt	18	0,030	*MK1350-ICP/MS	15
Koppar	790	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kvikksilver	1070 [ng/l]	5,0 [ng/l]	MK1221-Floures	15
Nickel	35	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Vanadium	5,4	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Zink	43	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Alifater > C5-C8	100	10	*MK2202-GC/MS	15
> C8-C10	560	10	*MK2202-GC/MS	15
> C10-C12	380	10	*MK2202-GC/MS	15
> C12-C16	330	10	*MK2202-GC/MS	15
> C16-C35	68	20	*MK2202-GC/MS	15
S:a C5-C35	1400	20	*MK2202-GC/MS	15
Aromater C8-C10	23000	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Aromater C10-C35	6900	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Bensen	0,95	0,040	MK2202-GC/MS	10
Toluen	61	0,040	MK2202-GC/MS	10
Etylbensen	3,6	0,020	MK2202-GC/MS	10
o-Xylen	1100	0,020	MK2202-GC/MS	10
M+p-Xylen	1800	0,020	MK2202-GC/MS	10
Naftalen	770	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaftylen	2,3	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaften	6,8	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouren	1,1	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenantren	7,3	0,010	MK2260-GC/MS	12
Antracen	2,0	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouranten	1,1	0,010	MK2260-GC/MS	12
Pyren	0,98	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	0,32	0,010	MK2260-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,40	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,48	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	< 2	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a övriga PAH	790	0,010	MK2260-GC/MS	12

PROVTAGNINGSPUNKT V2

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Arsenik	2,4	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Bly	46	0,025	MK1350-ICP/MS	15
Kadmium	0,097	0,0040	MK1350-ICP/MS	15
Krom	2,7	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kobolt	0,31	0,030	*MK1350-ICP/MS	15
Koppar	110	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kvikksilver	61,0 [ng/l]	5,0 [ng/l]	MK1221-Floures	15
Nickel	4,4	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Vanadium	2,8	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Zink	51	0,50	MK1350-ICP/MS	15

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C10-C12	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C16-C35	< 20	20	*MK2202-GC/MS	15
S:a C5-C35	#	20	*MK2202-GC/MS	15
Aromater C8-C10	4100	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Aromater C10-C35	1300	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Bensen	0,72	0,040	MK2202-GC/MS	10
Toluen	500	0,040	MK2202-GC/MS	10
Etylbensen	150	0,020	MK2202-GC/MS	10
o-Xylen	490	0,020	MK2202-GC/MS	10
M+p-Xylen	990	0,020	MK2202-GC/MS	10
Naftalen	540	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaftylen	0,32	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaften	3,3	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouren	2,7	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenantren	4,8	0,010	MK2260-GC/MS	12
Antracen	1,0	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouranten	0,48	0,010	MK2260-GC/MS	12
Pyren	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	0,56	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	< 0,2	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	< 2	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a övriga PAH	550	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenol	3,9	0,10	GC-MS	
o-kresol	27	0,10	GC-MS	
m-kresol	24	0,10	GC-MS	
p-kresol	4,9	0,10	GC-MS	
2,3-dimetylfenol	21	0,10	GC-MS	
2,4-dimetylfenol	14	0,10	GC-MS	
2,5-dimetylfenol	110	0,10	GC-MS	
2,6-dimetylfenol	4,2	0,10	GC-MS	
3,4-dimetylfenol	13	0,10	GC-MS	
3,5-dimetylfenol	79	0,10	GC-MS	
2,3,5-trimetylfenol	38	0,10	GC-MS	
2,4,6-trimetylfenol	4,5	0,10	GC-MS	
2-etylfenol	11	0,10	GC-MS	
3-etylfenol	20	0,10	GC-MS	
4-etylfenol	5,9	0,10	GC-MS	
2-isopropylfenol	1,8	0,10	GC-MS	
2-n-propylfenol	7,5	0,10	GC-MS	
3-t-butylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
Alfa-pinen	300	0,10	GC-MS	
Beta-pinen	8,5	0,10	GC-MS	
3-karen	340	0,10	GC-MS	
Limonen	270	0,10	GC-MS	

PROVTAGNINGSPUNKT V3

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Arsenik	0,67	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Bly	11	0,025	MK1350-ICP/MS	15

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Kadmium	0,042	0,0040	MK1350-ICP/MS	15
Krom	0,26	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kobolt	0,049	0,030	*MK1350-ICP/MS	15
Koppar	8,2	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kvicksilver	< 5,0 [ng/l]	5,0 [ng/l]	MK1221-Floures	15
Nickel	0,93	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Vanadium	0,78	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Zink	16	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C10-C12	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C16-C35	< 20	20	*MK2202-GC/MS	15
S:a C5-C35	#	20	*MK2202-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 0,020	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Aromater C10-C35	< 0,020	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Bensen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Toluen	0,044	0,040	MK2202-GC/MS	10
Etylbensen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
o-Xylen	0,054	0,020	MK2202-GC/MS	10
M+p-Xylen	0,053	0,020	MK2202-GC/MS	10
Naftalen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaftylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaften	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenantren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouranten	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a övriga PAH	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
o-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
m-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
p-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,3-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,5-dimetylphenol	0,16	0,10	GC-MS	
2,6-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,4-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,5-dimetylphenol	0,10	0,10	GC-MS	
2,3,5-trimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4,6-trimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-etylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-etylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
4-etylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-isopropylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-n-propylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-t-butylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
Alfa-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Beta-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
3-karen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Limonen	< 0,10	0,10	GC-MS	

PROVTAGNINGSPUNKT V4

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Arsenik	0,13	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Bly	10	0,025	MK1350-ICP/MS	15
Kadmium	0,67	0,0040	MK1350-ICP/MS	15
Krom	0,21	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kobolt	0,096	0,030	*MK1350-ICP/MS	15
Koppar	7,8	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kvikksilver	6,2 [ng/l]	5,0 [ng/l]	MK1221-Floures	15
Nickel	0,29	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Vanadium	< 0,50	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Zink	170	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C10-C12	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C16-C35	< 20	20	*MK2202-GC/MS	15
S:a C5-C35	#	20	*MK2202-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 0,020	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Aromater C10-C35	< 0,020	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Bensen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Toluen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Etylbensen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
o-Xylen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
M+p-Xylen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
Naftalen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaftylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaften	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenantren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouranten	0,014	0,010	MK2260-GC/MS	12
Pyren	0,011	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	0,014	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	0,014	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a övriga PAH	0,025	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
o-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
m-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
p-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,3-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,5-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,6-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,4-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,5-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,3,5-trimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4,6-trimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
2-etylfenol	< 0,10	0,10		
3-etylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
4-etylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-isopropylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-n-propylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-t-butylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
Alfa-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Beta-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-karen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Limonen	< 0,10	0,10	GC-MS	

PROVTAGNINGSPUNKT V5

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Arsenik	0,23	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Bly	0,041	0,025	MK1350-ICP/MS	15
Kadmium	< 0,0040	0,0040	MK1350-ICP/MS	15
Krom	0,049	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kobolt	< 0,030	0,030	*MK1350-ICP/MS	15
Koppar	0,77	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kviksilver	< 5,0 [ng/l]	5,0 [ng/l]	MK1221-Floures	15
Nickel	0,14	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Vanadium	< 0,50	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Zink	0,67	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C10-C12	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C16-C35	< 20	20	*MK2202-GC/MS	15
S:a C5-C35	#	20	*MK2202-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 0,020	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Aromater C10-C35	< 0,020	0,020	*MK2202-GC/MS	10
Bensen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Toluen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Etylbensen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
o-Xylen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
M+p-Xylen	0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
Naftalen	0,058	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaftylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaften	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenantren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouranten	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a övriga PAH	0,058	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
o-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
m-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
p-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
2,3-dimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4-dimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,5-dimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,6-dimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,4-dimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,5-dimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,3,5-trimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4,6-trimetylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-etylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-etylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
4-etylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-isopropylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-n-propylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-t-butylfenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
Alfa-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Beta-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-karen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Limonen	< 0,10	0,10	GC-MS	

PROVTAGNINGSPUNKT V6

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Arsenik	0,19	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Bly	0,033	0,025	MK1350-ICP/MS	15
Kadmium	< 0,0040	0,0040	MK1350-ICP/MS	15
Krom	0,071	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kobolt	< 0,030	0,030	*MK1350-ICP/MS	15
Koppar	1,2	0,040	MK1350-ICP/MS	15
Kvikksilver	< 5,0 [ng/l]	5,0 [ng/l]	MK1221-Floures	15
Nickel	0,21	0,030	MK1350-ICP/MS	15
Vanadium	0,53	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Zink	1,8	0,50	MK1350-ICP/MS	15
Alifater > C5-C8	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C8-C10	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C10-C12	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C12-C16	< 10	10	*MK2202-GC/MS	15
> C16-C35	< 20	20	*MK2202-GC/MS	15
S:a C5-C35	#	20	*MK2202-GC/MS	15
Aromater C8-C10	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
Aromater C10-C35	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
Bensen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Toluen	< 0,040	0,040	MK2202-GC/MS	10
Etylbensen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
o-Xylen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
M+p-Xylen	< 0,020	0,020	MK2202-GC/MS	10
Naftalen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaftalen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Acenaften	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenantren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Flouranten	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Krysen/Trifenylen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benz(b+j+k)flouranten	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(a)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Indeno(1,2,3-cd)pyren	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12

Parameter	Föroreningsnivå [µg/l]	Detekt.gräns	Metod	RSD [%]
Dibenzen(a,h)antracen	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Benzo(g,h,i)perylene	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a cancerogena PAH	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
S:a övriga PAH	< 0,010	0,010	MK2260-GC/MS	12
Fenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
o-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
m-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
p-kresol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,3-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,5-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,6-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,4-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3,5-dimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,3,5-trimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2,4,6-trimetylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-etylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-etylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
4-etylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-isopropylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
2-n-propylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-t-butylphenol	< 0,10	0,10	GC-MS	
Alfa-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Beta-pinen	< 0,10	0,10	GC-MS	
3-karen	< 0,10	0,10	GC-MS	
Limonen	< 0,10	0,10	GC-MS	