

Uppdragsgivare:

Alvesta kommun

Rapportnummer:

SwP 011221

Rapport:

# ÅTGÄRDSFÖRBEREDANDE UNDERSÖKNING AV MARKFÖRORENING PÅ FASTIGHETEN ELNARYD 1:16

Uppdrag nr  
**1477900**

Antal sidor  
**35**

Antal bilagor  
**42**

Författare/ Uppdragsledare

**Peter Wilén**

**Daniel Simonsson**

**Emelie Vestin**

**Bengt Karlgren**

**Marie-Louise Olvstam**

**Sofia Miliander**

Datum

**2001-12-21**

Granskad

**Bengt Karlgren**

Revisionsbeteckning/datum

**2001-12-21**

Godkänd

**Peter Wilén**

SWEDPOWER AB

HUVUDKONTOR  
POSTADRESS: BOX 527, 162 16 STOCKHOLM  
BESÖKSADRESS: JÄMTLANDSGATAN 99  
TELEFON: 08 739 60 00  
TELEFAX: 08 739 62 26

Ett företag i vattenfallkoncernen

LOKALKONTOR  
BESÖKSADRESS: FOLKUNGAGATAN 20  
POSTADRESS: 411 02 GÖTEBORG  
TELEFON: 031 62 49 50  
TELEFAX: 031 624950

05943 PETW

2001-05-02

POSTGIRO 498 45 56-3  
BANKGIRO 5704-7359  
ORGANISATIONSNUMMER 556383-5619

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>BAKGRUND</b>	<b>1</b>
1.1	VERKSAMHETSBEKRIVNING	1
1.2	TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR	1
1.3	OMRÅDESBESKRIVNING	2
<b>2</b>	<b>MÅL</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>FÄLTUNDERSÖKNINGAR</b>	<b>4</b>
3.1	GEOLOGI	4
3.2	PROVTAGNING MARK	4
3.2.1	XRF-prover	4
3.2.2	Jordprover	4
3.2.3	Laktester	5
3.2.4	Arsenikslamdeponi	5
3.2.5	FFD-sondering	5
3.3	GRUNDVATTENUNDERSÖKNING	6
3.3.1	Grundvattentytan	6
3.3.2	Hydraulisk konduktivitet	6
3.3.3	Transport av föroreningar med grundvatten	7
3.3.4	Provtagning och analys	7
3.4	YTVATTENUNDERSÖKNING	8
3.4.1	Provtagning och analys	8
3.4.2	Flödesmätningar	8
3.5	SEDIMENTUNDERSÖKNING	8
<b>4</b>	<b>RESULTAT</b>	<b>9</b>
4.1	GEOLOGI	9
4.1.1	Geologisk undersökning	9
4.1.2	Hydrogeologisk konceptuell modell	10
4.2	PROVTAGNING MARK	11
4.2.1	Metodik för bestämning av markföroreningens utbredning i området	11
4.2.2	Bedömd markföroreningssituation	11
4.2.3	Resultat av laktesterna	12
4.2.4	Klassning av förorenad jord	13
4.2.5	Resultat av deponisökningen	15
4.2.6	FFD – sondering och borring	15
4.3	GRUNDVATTEN	17
4.3.1	Grundvattennivåer	17
4.3.2	Föroreningshalter i grundvatten	17
4.3.3	Transport av föroreningar med grundvatten	18
4.4	YTVATTEN	20
4.4.1	Föroreningshalter i ytvatten	20
4.4.2	Utspädning	21
4.4.3	Utspädning till Kojtasjön	21
4.5	SEDIMENT	23
<b>5</b>	<b>FÖRSLAG TILL EFTERBEHANDLING</b>	<b>24</b>
5.1	FÖRORENINGARNAS EGENSKAPER	24
5.2	BEHANDLINGSMETODER	25
5.3	GRUNDVATTEN	26
5.3.1	Risk för påverkan i brunnar utanför området	26
5.3.2	Övriga åtgärder	27
5.4	KOSTNADSBEDÖMNING	27
<b>6</b>	<b>ANSVAR FÖR EFTERBEHANDLING</b>	<b>29</b>
<b>7</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>32</b>

## 1 BAKGRUND

Swedpower AB har på uppdrag av Alvesta kommun genomfört en åtgärdsförberedande undersökning av föroreningssituationen på fastigheten Elnaryd 1:16. Fastigheten är belägen ca 1 km sydost om Vislanda samhälle i Alvesta kommun. På fastigheten har impregnering av virke utförts med arsenikbaserade salter, kresosot och doppling med pentaklorfenol. Utredning av pentaklorfenol har utförts tidigare och ingår inte i det uppdrag som redovisas här.

Inventering enligt MIFO fas 1 har genomförts av Länsstyrelsen i Kronobergs län, varvid objektet placerats i riskklass 1 (mycket stor risk).

### 1.1 VERKSAMHETSBEKRIVNING

På fastigheten bedrevs mellan åren 1945 till 1968 impregnering av virke. Impregneringen skedde med tryckimpregnering och de första åren användes arsenikhaltig impregneringsvätska, arseniksalt, S28 som blandades med zinksulfat till en 2%-ig impregneringslösning. I slutet av 1940-talet användes istället arsenikpreparatet K33, som innehåller koppar och krom. Mellan 1945 och 1951 impregnerades totalt 32 000 m<sup>3</sup> virke. Under några månader under 1949 duschades en del virke med pentaklorfenol vid sågverket för att motverka röta. År 1951 började man även använda kresosot för impregnering. Mellan åren 1952 och 1958 impregnerades som mest 12 000 m<sup>3</sup> per år. 1959 till 1968 impregnerades totalt c:a 20 000 m<sup>3</sup> virke varav 75% med kresosot och 25% med CCA-impregnering, (koppar-, krom-, arseniksalt). Mängden impregneringsmedel som gick åt per kubikmeter virke var 6 kg CCA-salt eller 90 kg kresosot.

Under de första åren skedde en rensning och tömning av arsenikkaren vid några tillfällen. Slammet grävdes ned i nära anslutning till själva impregneringsbyggnaden. I början 60-talet skedde ett läckage av kresosotolja rum. Ca 500 l rann ut, sanering utfördes av mark samt aktuell bäck som inhägnades. Vid nedläggningstillfället (1968) tömdes tankar och kärl på kresosotolja respektive arsenikbad samt restlager av K33. Överföring genomfördes till företagets andra enheter. Zinksulfat lämnades kvar på området. Ingen egentlig uppstädning, rengöring eller sanering gjordes. År 1977 vidtogs åtgärder för att tömma och rengöra arsenikbassängen samt omhändertaga kresosotslam i lagercisternen.

Idag används delar av området av Södra Skogsenergi AB för att lagra flisningsvirke, för flisning av detta virke samt till lagring av flisen. Delar av området används även till lagring av gamla betongsliprar.

### 1.2 TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR

Pehr's & Co genomförde 1977 en undersökning av ev. förorening av angränsande betesmarker. Några åtgärder vidtogs inte.

IVL har tidigare genomfört två undersökningar av området, 1981 och 1988. Undersökningen 1981 gjordes med avseende på arsenik och kresosot i marken samt yt- och grundvatten. Undersökningen 1988 avsåg pentaklorfenol.

### **1.3 OMRÅDESBESKRIVNING**

Området ligger ca 1 km söder om Vislanda i ett relativt flackt område. Landskapet är varierat med huvudsakligen skog med en del våtare partier samt öppen jordbruksmark. Diken och bäckar från området avrinner österut till Kojtasjön.

Området är beläget på ett stråk av isälvsediment som sammanfattas i namnet Tagelåsen, se Bilaga Ge 1. Tagelåsen består av ett brett bälte av isälvsavlagringar som sammanstrålar med Alvestaåsen strax sydöst om Vislanda. I området runt Vislanda utgörs isälvsavlagringarna av flacka fält och plataer. Små kullar av grus och även morän sticker ofta upp genom de större sedimentavlagringarna. De högre delarna av terrängen domineras av grus medan de lägre delarna vanligen fyllts med isälvsand. Lokalt påträffas stora block i sedimenten vilket visar att morän sannolikt underlagrar sedimenten.

Hela området ligger under tidigare nivå för Varendissjön som omarbetat och avsatt sediment. Dessa sediment förekommer under en nivå av 155-160 m. Grovmo dominerar i den högre terrängen strax under isälvsavlagringarna. Troligen är de glaciala sjösedimenten tunna och lokalt sticker moränblock upp genom sedimenten.

## 2 MÅL

Målsättningen med den fördjupade undersökningen är att:

- Avgränsa föroreningarnas huvudsakliga utbredning i ytan och i djupled.
- Bestämma halterna av föroreningar i mark, sediment, grund- och ytvatten
- Utredda acceptabla halter av föroreningarna efter åtgärder baserat på human- och ekotoxikologisk riskbedömning.
- Föreslå åtgärder och ange åtgärds mål
- Beräkna årlig uttransport av föroreningar från fastigheten

Undersökningen ska utgöra underlag för beslut om åtgärds mål, åtgärds krav, lämplig efterbehandlingsåtgärd samt upphandling av efterbehandlingsentreprenad.

## 3 FÄLTUNDERSÖKNINGAR

### 3.1 GEOLOGI

Vid karteringen av det aktuella området användes den ekonomiska kartan i skala 1:10 000, flygbilder samt kartmaterial tillhandahållet av kommunen i skala 1:2000. För att få en uppfattning om jorddjup och bildning gjordes en rekognosering av hållar och skärningar omkring en kvadratkilometer runt det aktuella området. Arbetet har skett med stickspjut och spade samt genom provgropar och borrhning. Provgroparna dokumenterades m.a.p. sedimentära enheter, kornstorlek, jordart, jordmånshorisonter samt organisk halt. Karteringen har koncentrerats till den del av området som ligger längs järnvägsspåret och där impregnering ägt rum samt även större delen av upplaget funnits. Geologin i området illustreras med jordarts-kartor i Bilaga Ge 1 – Ge 5. Utöver den geologiska karteringen studerades grundvattenmagasinets kommunikation med vattendrag.

### 3.2 PROVTAGNING MARK.

Markundersökningarna har omfattat XRF-provtagning, jordprovtagning för analys av föroreningshalt samt lakteter. Dessutom har förekomst av deponiplatser för arsenikslam undersökts.

#### 3.2.1 XRF-prover

I syfte att förbättra underlaget för det planerade jordprovtagningsprogrammet inleddes undersökningar med en översiktlig analys av metallförekomst. Prover togs enligt ett stratifierat slumpmässigt mönster. Proven analyserades med bärbar XRF-utrustning på SGI i Linköping. Vid provtagningen registrerades även utbredningen av synlig kreosot i ytan. Läget för XRF-provpunkterna visas i Bilaga M1.

Proverna togs med en väl rengjord spade på 10 cm djup för att komma under den mull och det växtlager som bildats efter impregneringsanläggningens nedläggning. Dessa prov kan ses som samlingsprov från ytan under mull/växtlagret ner till 10 cm djup. På vissa platser togs också djupare prover för att få en uppfattning om metallföroreningarnas fördelning i djupled.

I två jordvallar som ligger längs med grus- och asfaltplanens sydvästra långsida och sydöstra kortsida togs två samlingsprov. Samlingsproven bestod av fem respektive fyra delprov. Sydväst och sydost om vallarna togs också två samlingsprover bestående av 8 respektive 3 delprov.

I samtliga punkter togs dubbla prov. Proven torkades och analyserades på arsenik, koppar, krom och zink. Två kontrollprov skickades till AnalyCen Nordic AB i Lidköping för ICP-analys för att få en uppfattning av noggrannheten i XRF-resultaten. Resultatet av XRF-analysen visas i Bilaga M2.

#### 3.2.2 Jordprover

Jordprover togs i 61 provgropar, varav 38 grävdes med traktorgrävare och 23 handgrävdes. Placeringen av groparna avgjordes med hjälp av den samlade informationen från flygbildstolkning, tidigare rapporter samt XRF-provtagningen. Provgroparnas koordinater erhöles genom inmätning med differentiell GPS. Provgroparnas lägen visas i Bilaga M3 och koordinater redovisas i Bilaga M29.

Målsättningen var att begränsa föroreningens utbredning horisontellt och vertikalt. Därför prioriterades provtagning i områden med okänd föroreningshalt framför områden med uppenbar förorening.

Groparna grävdes etappvis till olika nivåer och prover togs i väggen på provgropen med en väl rengjord spade. Dubbla prover togs i varje punkt och fler nivåer provtogs än vad som planerades att skicka till analys. Provtagning skedde på 10, 25, 50, 75 och 100 cm djup. I vissa gropar låg grundvattenytan på ungefär 75 cm djup, vilket hindrade djupare provtagning. Beskrivning av jordlagerföljden i groparna återfinns i kapitel 4.1.

Proverna analyserades av AnalyCen Nordic AB med ICP på elementen arsenik, koppar, krom totalt, zink, cancerogena PAH och övriga PAH. Orsaken till att krom totalt analyserades och inte krom(VI) är att krom(VI) är lösligt och lätt reduceras till krom(III) i sur miljö. Detta innebär att under den långa tidsperiod som gått sedan impregneringsverket lades ned borde all krom(VI) ha lakats ut eller reducerats till krom(III).

Sex prov skickades också till SGI för XRF-analys för att visa relationen mellan ICP- och XRF-analyserna med större statistisk säkerhet

### 3.2.3 Lakteter

Fyra prover med hög halt metaller skickades till SGAB Analytica för laktest för att undersöka hur hårt bundna dessa metaller är till partiklarna i marken. Testet utfördes som CEN-lakning med förhållandet jord-vatten 1:2. Provet skakas i sex timmar i vatten med ett pH på 4. Detta pH skall representera ett extremt scenario med mycket sur nederbörd, som skulle kunna orsaka den största naturliga utlakningen.

### 3.2.4 Arsenikslamdeponi

Vid grävning av provgroparna upptäcktes en deponi med arsenikslam. Området pekades ut av en före detta anställd vid impregneringsanläggningen. Deponins läge visas i Bilaga M 3. För att lokalisera fler deponier, vars existens omnämns i rapporter där tidigare anställda intervjuats, användes georadar samt en "Pulse Induction Metal Detector". Undersökningen genomfördes av GRADAR snc i Helsingborg. Resultatet redovisas i föreliggande rapport medan grundmaterialet finns att tillgå hos Alvesta kommun.

### 3.2.5 FFD-sondering

Vid rördrivning och provtagning för grundvattenrör upptäcktes kreosot på 4-6 m djup ca 100 m öster om fastighetsgränsen. För att förbättra underlaget för en bedömning av hur omfattande denna spridning av kreosot utanför området är gjordes en sondering med en FFD-sond och kompletterande provtagning.

SGI utvecklar en FFD-sond (Fuel Fluorescence Detector) för kontinuerlig registrering av förekommande kolväten i mark. Sonden trycks ned i marken med en geoteknisk bandvagn och är användbar för bensin, olja och kreosot. Undersökningen genomfördes i samarbete med SGI.

### 3.3 GRUNDVATTENUNDERSÖKNING

#### 3.3.1 Grundvattenytan

För att kartlägga grundvattenytans läge och gradient sattes 12 grundvattenrör av PEH med 50 mm diameter med borrhvagn samt fyra enkla slitsade plaströr med handborr, benämnda ”GVold”. Utöver dessa rör användes tre brunnar och ett gammalt rör från en tidigare undersökning. Placeringen av rör och brunnar visas i Bilaga G1. Avståndet från markytan till rörens filter visas i tabell 3.3.1. nedan.

Grundvattenrör	Filtrets djup under markytan (m)
GV 1	0,68-1,68
GV 2, djup	2,76-3,76
GV 2, grund	0,80-1,80
GV 3	1,36-2,36
GV 4	0,88-1,88
GV 5	0,62-1,62
GV 6	0,89-1,89
GV 7	0,86-1,86
GV 8, djup	4,48-5,48
GV 8, grund	0,79-1,79
GV 9	0,62-1,62
GV 10	1,44-2,44

Tabell 3.3.1. Filterdjup på grundvattenrören

För att utreda eventuell förekomst av en djupare grundvattenakvifär, utan att perforera ett möjligt tätande lager inom det förorenade området, sattes ett djupt och ett grunt rör bredvid varandra utanför området (”GV 8, grund” och ”GV 8, djup”). Även röret ”GV 2, djup” sattes djupt för att kunna ge en bild av grundvattnets föroreningssituation såväl under som ovan ett tätare lager, framför allt med avseende på kreosot.

Grundvattenytan har lodats tre gånger och loddjupet relaterats till grundvattenrörens överkant. Rörens överkant mättes in med avvägningsinstrument utifrån triangelpunkter i området.

#### 3.3.2 Hydraulisk konduktivitet

Vid borrhningen i samband med utsättningen av grundvattenrören togs även fem prover för kornstorleksbestämning. Kornstorleksbestämningen gjordes med tvättsiktning av VBB VIAK i Växjö. Utifrån fördelningen har ett approximativt värde på den hydrauliska konduktivitet beräknats. Grundvattenflödet beräknades därefter med hjälp av gradienten på grundvattenytan och den hydraulisk konduktiviteten i marken.



Den hydrauliska konduktiviteten,  $K$ , bestämdes ur siktkurvorna från kornstorleksanalysen med hjälp av följande samband:

$$K = E(U) * D_{10}^2 \quad (3.1)$$

där funktionen  $E(U)$  kan beräknas genom följande samband:

$$E(U) = 10,2 * 10^6 * \frac{e^3}{1+e} * \frac{1}{g^2(U)} \quad (3.2)$$

$$e = 0,8 \left( \frac{1}{2 \ln U} - \frac{1}{U^2 - 1} \right) \quad (3.3)$$

$$g(U) = \frac{1,3}{\log(U)} \cdot \frac{U^2 - 1}{U^{1,8}} \quad (3.4)$$

$U$  är ett olikformighetstal som beräknas med följande ekvation

$$U = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (3.5)$$

$D_{10}$  är största kornstorlek för de finaste 10 viktprocenten och  $D_{60}$  största kornstorlek för de finaste 60 viktprocenten.

### 3.3.3 Transport av föroreningar med grundvatten

Grundvattenflödet från det förorenade området beräknas med Darcy's lag:

$$Q = KA \frac{\Delta H}{\Delta x} \quad (3.6)$$

där  $Q$  är flödet [ $\text{m}^3/\text{s}$ ],  $K$  är hydrauliska konduktiviteten [ $\text{m/s}$ ],  $A$  är arean genom vilken grundvattnet flödar [ $\text{m}^2$ ] och  $\frac{\Delta H}{\Delta x}$  [-] är grundvattenytans gradient.

### 3.3.4 Provtagning och analys

Grundvatten provtogs i 11 grundvattenrör samt i "Brunn1" och "GV 111", ett rör från en tidigare undersökning. Placeringen av rör och brunnar visas i [Bilaga G1](#).

Grundvattnet omsattes efter borringen. Provtagningen skedde ca två veckor efter utsättningen av rören. Grundvattnet omsattes före provtagningen med undantag för Brunn1 på grund av den stora vattenvolymen. Provtagningsutrustningen rengjordes mellan varje provtagning. För metallanalys användes provflaskor av plast och för PAH av glas.

Proverna förvarades kallt och sändes dagen efter provtagningen till AnalyCen Nordic AB i Lidköping för analys av arsenik, koppar, krom, zink, cancerogena PAH och övriga PAH. Några prov analyserades även på pH.

### **3.4 YTVATTENUNDERSÖKNING**

#### **3.4.1 Provtagning och analys**

Ytvattenproverna togs för hand i plastflaskor för metallanalys och i glasflaskor för PAH-analys. Provplatserna visas i Bilaga Y1.

Proverna förvarades kallt och sändes dagen efter provtagningen till AnalyCen Nordic AB i Lidköping för analys av arsenik, koppar, krom, zink, cancerogena PAH och övriga PAH.

#### **3.4.2 Flödesmätningar**

Flödet beräknades med följande metod:

$$\text{Flödet} = \text{sektionsarean} * \text{hastigheten} * 0,7 \quad (3.7)$$

Hastigheten uppmättes med flottör. Sektionsarean beräknades med djupet och bredden på bäcken. Denna metod ger ett mycket grovt mått på flödet. Den mest tillförlitliga flödesmätningen utfördes vid "ytvatten2". Vattnet flödar här genom en kulvert med enkelt mätbar sektionsarea och längd. I övriga bäckar mättes djupet och bredden på det mest representativa stället.

Årsmedelflödet för området beräknades även utifrån hydrologisk avrinningsdata från SMHI.

### **3.5 SEDIMENTUNDERSÖKNING**

Sedimentprover togs dels i diken och bäckar med vatten, dels i ett torrlagt dike strax utanför staketet mot järnvägen. Provplatserna läge visas i Bilaga S1.

Proverna togs med en kolvprovtagare, som rengjordes mellan varje provtagning. Proverna förvarades kallt i glasburkar och sändes dagen efter provtagningen till AnalyCen Nordic AB i Lidköping för analys av arsenik, koppar, krom, zink, cancerogena PAH och övriga PAH.

## 4 RESULTAT

### 4.1 GEOLOGI

#### 4.1.1 Geologisk undersökning

Strax norr om området finns en damm. Härifrån rinner en bäck ned mot undersökningsområdet för att passera genom en kulvert i områdets norra hörn. I östra delen av området överlagras torv ofta av sand vilket visar att material lagts på de ursprungliga sedimenten för att jämna till ytan. Grundvattnet har sänkts då både gyttja och torv ligger på nivåer högt över grundvattenytan. Vattendraget norrifrån har således tagit en annan väg tidigare och täckt stora delar av områdets östra delar. Detta medför att kartering enbart av materialet i ytan ger en felaktig bild av lagerföljden i nordöstra halvan av området.

De geologiska förhållandena i området redovisas på översiktliga kartor, se Bilaga Ge 1 – Ge 5. Redovisningen gäller för 0,1-0,2 m, 0,4 m, 0,6 m, samt 1 m djup. Morän överlagrar bergrunden ligger på en nivå av mellan 2 till 4 meter under markytan i området. Moränen är siltig-sandig och därmed en tämligen dålig transportör av vatten.

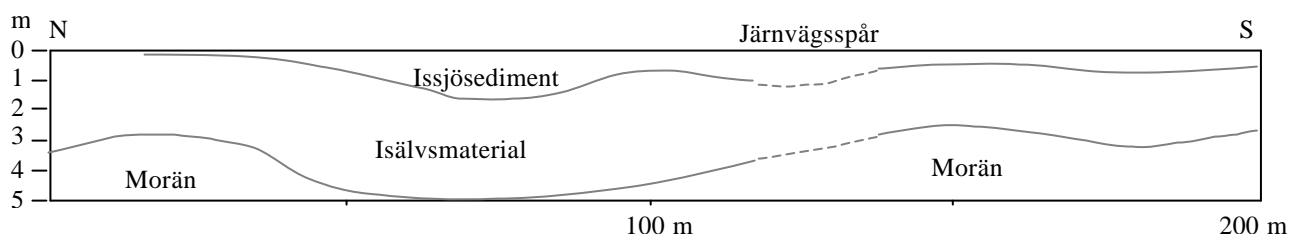
Isälvsmaterial förekommer i två ryggar eller stråk i området, se Bilaga Ge1. I dessa ryggar finns en tydlig struktur med sedimentationsplan. En flack rygg sträcker sig längs området från sandtaget vid nordvästra kortsidan av fastigheten till sydöstra kortsidan. En annan rygg sträcker sig från de centrala delarna av fastigheten ut mot nordost. I ytan påträffas isälvsmaterial främst i de högre partierna i områdets centrala delar samt i ett område mellan punkterna EP16 och EP48. Isälvs materialet i området består av ett skiktat och sorterat material som därmed utgör en god transportör av vatten. Då materialet i delar av området är omarbetat genom schaktning är utbredningen av isälvs materialet inte möjlig att beskriva i detalj.

Isälvs materialet täcks i delar av området av issjösediment. Detta består av material från mellansilt till finsand. Även avlagringar avsatta i strömmande vatten, rika på glimmer och organiskt material, överlagras på sina ställen isälvs materialet. Dessa återfinns i områdets nordöstra samt sydöstra delar. Ovan dessa sediment har igenväxning skett och svackor fyllts med gyttja och torvavlagringar.

Då borringar utförts efter det att georadarprofilerna färdigställt har viss omtolkning skett av profilerna. Nedan redovisas därför schematiska profiler över lagerföljden. Den ursprungliga rapporten finns att tillgå hos Alvesta kommun.

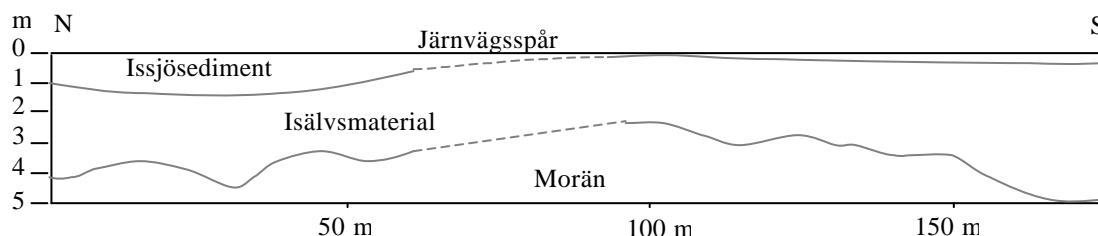
**Profil 1** - Tvärprofil från ryggform vid GV 8 till skogen bortom GV 9, Bilaga Ge 1. Moränen ligger på omkring 3-4 meters djup i norra delen av profilen. Därefter sjunker överytan för att på andra sidan järnvägsspåret återkomma till en nivå av 2,5 meter. Moränens överyta sjunker sedan åter. Moränen täcks av isälvs material i form av sand, grus och sten, samt sand och silt avsatt av Värendisjön.

#### Schematisk profil - tolkning av geofysikprofil 1.



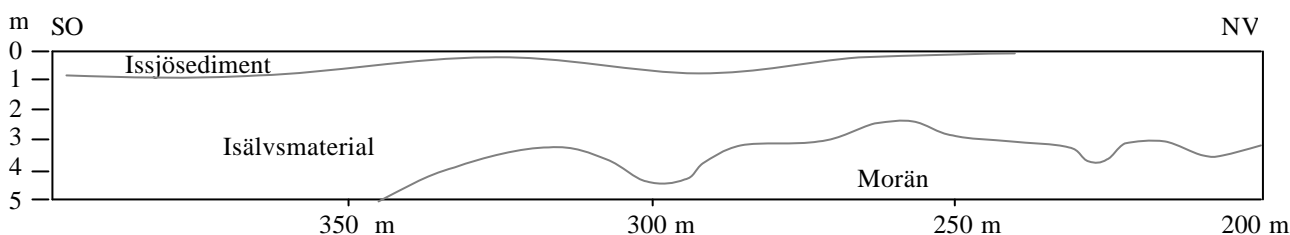
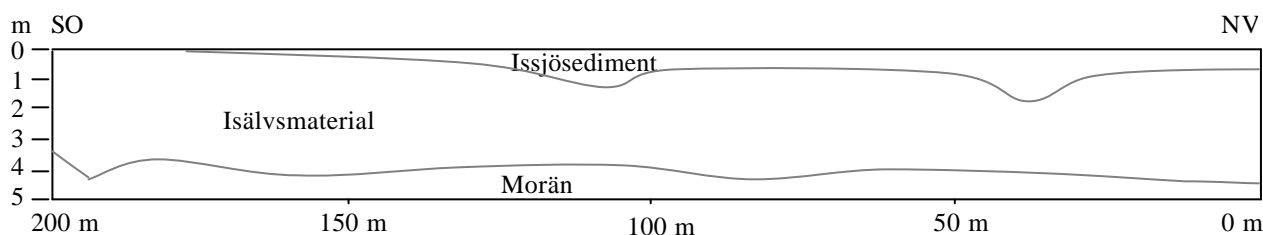
**Profil 2** -Tvärprofil från dike norr om området till centrala området, Bilaga Ge1. Moränen återfinns på ca 3,5 meter djup på norra sidan av järnvägsspåret. Avlagringen täcks av isälvsmaterial, sand och silt.

#### Schematisk profil - tolkning av geofysikprofil 2.



**Profil 3** –Längdprofil längs nordöstra långsidan av området, Bilaga Ge 1. Profilen skär tvärs den rådande topografin. Åskärnan återfinns här på ca 2,5 meters djup under markytan täckt av sand och silt. Halvvägs genom området sjunker eventuellt överytan djupt ner för att därefter stiga igen för att bilda en ny rygg. Ryggformen är täckt av en åskappa av sand samt på flankerna av siltigare material.

#### Schematisk profil - tolkning av geofysikprofil 3.



### 4.1.2 Hydrogeologisk konceptuell modell

Den genomsnittliga årsnederbörden i området är 600-800 mm och evapotranspirationen ungefär 350 mm. I området bildar huvuddelen av den nyttiga nederbörden grundvatten. Enbart i samband med stora nedernederbördsmängder sker avrinning i markytan. Undantag är några mindre våtmarksområden, som lokalt bildar ytvatten men delar av detta infiltrerar nedströms och bildar grundvatten. Den genomsnittliga årliga grundvattenbildningen blir därför ungefärligen skillnaden mellan nederbörd och avdunstning, d.v.s. 250-450mm. Den helt dominerande delen av grundvattenflödet sker relativt ytligt i det flacka området, i de sandiga övre marklagren. En del av grundvattnet från området dräneras sedan i dikessystemen öster om området. Moränen som underlagrar isälvsmaterialalet i området har en begränsad hydraulisk konduktivitet och en mycket liten del av grundvattentransporten sker ner i moränen.

## 4.2 PROVTAGNING MARK

### 4.2.1 Metodik för bestämning av markföroreningens utbredning i området

Resultatet av PAH-analyserna visas i Bilaga M4, metallanalyserna i Bilaga M5 och XRF-analyserna i Bilaga M2.

För att komplettera och förbättra underlagen för att bestämma föroreningarnas utbredning gjordes en statistisk jämförelse mellan analysresultaten från XRF- och laboratorieanalyser.

Jämförelsen mellan XRF- och laboratorieanalyserna kunde bara göras på arsenik och zink med statistisk relevans. För koppar och krom, däremot, låg halterna under XRF-instrumentets detektionsnivå på för många av proverna (se Bilaga M24). Relationen mellan laboratorieanalysen och XRF-analysen för arsenik och zink ges av:

$$[\text{Arsenik}_{\text{analys}}] = 0,872[\text{Arsenik}_{\text{XRF}}], \text{ med determinationskoefficienten } R^2=0,811 \quad (4.1)$$

$$[\text{Zink}_{\text{analys}}] = 0,772[\text{Zink}_{\text{XRF}}], \text{ med determinationskoefficienten } R^2=0,870 \quad (4.2)$$

Dessa relationer användes för att räkna om de XRF-prover som användes för att komplettera analysresultaten vid uppritandet av kartor med haltutbredningen för de olika föroreningarna.

Utifrån skillnader mellan olika nivåer i analysresultat för arsenik kunde den procentuella minskningen med djupet beräknas med acceptabel standardavvikelse. Denna metod användes på de omräknade XRF-resultaten och i de punkter där analysresultat saknades (övervägande punkter med värde under Naturvårdsverkets riktvärde för mindre känslig markanvändning). För kreosot användes halterna för några ytliga prover från provpunkter ”EP 10” och ”EP 17”, där det synbarligen var mycket kreosotförorenat, för andra provgröpar där det genom okulär besiktning tycktes vara lika förorenat i ytan. Dessa punkter är ”EP2”, ”EP9”, ”EP12”, ”EP13”, ”EP15”, ”EP18”, ”EP26” och ”XRF24”. På detta sätt sparades analyser som i stället kunde användas för att avgränsa kreosotföroreningen.

Vid beräkningar för uppritandet av kartorna över föroreningens utbredning användes interpolationsmetoderna Kriging och Radiell basfunktion. Rutnätet som ligger till grund för kartorna är 2×2 m.

### 4.2.2 Bedömd markföroreningssituation

Kartor som visar föroreningarnas utbredning på 10, 25, 50 och 75 cm djup visas för:

- cancerogena PAH i Bilaga M6 – M9
- övriga PAH i Bilaga M10-M13
- arsenik i Bilaga M14 - M17
- koppar i Bilaga M18 - M19
- krom i Bilaga M20 – M21
- zink i Bilaga M22 – M23

Jordvallarna sydväst och sydöst om grus och asfaltplanen har utifrån XRF-analyserna och provgroppsanalyserna ”EP 35”, ”EP 36” och ”EP 45” bedömts vara rena.

Med hjälp av kartorna som visar föroreningarnas utbredning ses att de få fall där koppar, krom och zink överstiger Naturvårdsverkets riktvärde för mindre känslig markanvändning gör även arsenik det, vilket ger slutsatsen att det är arsenik som är den huvudsakliga metallföroreningen. Övriga PAH är kopplade till cancerogena PAH. Utbredningen av förhöjda halter av cancer - ogena PAH är större än övriga PAH och är därför den faktor som styr bedömningen av vilka massor som bör saneras med avseende på kreosot.

Kartorna som visar föroreningarnas utbredning baseras på kontinuerlig interpolation av en i många fall diskontinuerlig verklighet, vilket är orsaken till att kartorna har "mjuka" kanter istället för skarpa längs med t.ex. timmerupplagen. Speciellt i fallet PAH ger detta troligtvis en viss överskattning av föroreningens utbredning. I nästan alla provpunkter för PAH har halten avklingat från höga värden på 10 cm till mycket låga värden på 25 cm. Kartan över föroreningens utbredning visar ändå ett stort förorenat område kring framförallt provgrop "EP9". Orsaken till detta är att prov "EP 9" visar mycket höga värden ända ner till grundvattenytan. Detta beror troligen på ett större spill av kreosotolja, och det höga värdet ger stor tyngd vid interpolationen. Eftersom den areella omfattningen av spillet inte är känd är det dock säkrare att överskatta än underskatta föroreningens utbredning.

### 4.2.3 Resultat av laktesterna

Resultatet av laktesterna visas i tabell 4.2.3. nedan:

Prov	<b>Metallhalter i jordmaterialet (mg/kg TS)</b>				
	As	Cr	Cu	Zn	
EP 3, djup 25cm	420	32	3	160	
EP 17, djup 10cm	1100	57	4,16	53,6	
EP 30, djup 25cm	710	220	130	25	
EP 34, djup 10cm	700	120	41	380	
	<b>Metallhalter i lakvatten (µg/l)</b>				
	pH	As	Cr	Cu	Zn
EP 3, djup 25cm	3,3	159	51,5	9,03	34200
EP 17, djup 10cm	3,5	2160	255	8,58	2880
EP 30, djup 25cm	3,9	277	116	5900	574
EP 34, djup 10cm	4,3	4160	131	62,3	3540
	<b>Mängd lakad förorening (mg/kg TS)</b>				
	As	Cr	Cu	Zn	
EP 3, djup 25cm	0,318	0,103	0,0181	68,4	
EP 17, djup 10cm	4,32	0,51	0,0172	5,76	
EP 30, djup 25cm	0,554	0,232	11,8	1,148	
EP 34, djup 10cm	8,32	0,262	0,1246	7,08	
	<b>Procentuell lakning (%)</b>				
	As	Cr	Cu	Zn	
EP 3, djup 25cm	0,076	0,32	0,60	42,75	
EP 17, djup 10cm	0,39	0,89	0,41	10,75	
EP 30, djup 25cm	0,08	0,11	9,08	4,59	
EP 34, djup 10cm	1,19	0,22	0,30	1,86	

Tabell 4.2.3. Lakresultat

Från tabell 4.2.3 ses att den procentuella lakningen generellt är låg för alla metaller utom zink trots att proverna utsatts för extremt ”surt regn”. Man kan därför sluta sig till att metallerna, med undantag för zink, sitter hårt bundet till partiklarna i marken. Zink däremot är betydligt mera lösligt, vilket också stöds av det faktum att jordproverna ofta visat högre halter på djupare nivåer än i ytan.

#### 4.2.4 Klassning av förorenad jord

Vid klassningen av jorden har utgångspunkten varit Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning enligt tabell 4.2.4.A., analysresultaten av jordproverna samt resultaten av lakttesterna.

Ämne	Riktvärde MKM (mg/kg TS)
Arsenik	40
Koppar	200
Krom totalt	250
Zink	700
Summa cancerogena PAH	7
Summa övriga PAH	40

Tabell 4.2.4. A. Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 1999).

Arsenik och cancerogena PAH är de komponenter som är viktiga vid klassningen av marken. I de fall där koppar, krom och zink överstiger riktvärdet ligger även arsenik över riktvärdet. För kreosot ligger halterna övriga PAH inom samma område som cancerogena PAH. Vid klassningen kan man därför uteslutande använda sig av halterna av dessa två föroreningar.

Resultaten från lakttesterna och analysresultaten visar att arsenik och kreosot är hårt bundet till partiklarna i marken. Det kan därför vara rimligt att höja gränsvärdena, i förhållande till riktvärdena för mindre känslig markanvändning, för klassning av jord som inte ligger ytligt och därför ej kan antas utgöra en direkt fara.

Klassning av marken har gjorts enligt följande:

1. **Klass 1:** Mark som bör saneras. Gränserna för föroreningshalter höjs för denna klass i lager djupare än 25 cm med stöd av tidigare resonemang.
2. **Klass 2:** Mark som är förorenad men som under förutsättning att den är täckt av 25 cm ej förorenad jord kan ligga kvar.
3. **Klass 3:** Mark som anses som ej förorenad.

Gränserna för halter inom klasserna visas i tabell 4.2.4. B.

Klass	Gränser canc. PAH, mg/kg	Gränser arsenik, mg/kg
Klass 1, djup 0-25 cm	>7	>40
Klass 1, djup >25 cm	>20	>100
Klass 2	jord med halter mellan 7 och 20	jord med halter mellan 40 och 100
Klass 3	<7	<40

Tabell 4.2.4 B. Föroreningsgränser i mg/kg TS för de olika markklasserna.

Den areella utbredningen av klass 1, 2 och 3 för föroreningarna arsenik och cancerogena PAH inom fastigheten visas i Bilaga M25 – M28. Utifrån klassernas olika areor har volymerna jord som bör saneras beräknats, såväl för de enskilda föroreningarna, arsenik och cancerogena PAH, som för den totala föroreningen av både arsenik och cancerogena PAH. Volymerna har beräknats med övre ytan av ett lager med djupet 25 cm.

Beräkningarna för de enskilda föroreningarna har gjorts för att kunna specificera mängderna av de olika föroreningarna vid en eventuell borttransport i samband med sanering. Volymerna presenteras i tabell 4.2.4 C.

Klasser	Volym på olika djup (m <sup>3</sup> )			
	0-25 cm	25-50 cm	50-75 cm	75-100 cm
<b>A. Enbart Arsenik</b>				
Klass 1	1500	2775	0	0
Klass 2	0	1875	25	0
Klass 1 + klass 2	1500	4650	25	0
<b>B. Enbart Canc. PAH</b>				
Klass 1	1250	1000	775	500
Klass 2	0	500	620	500
Klass 1 + klass 2	1250	1500	1395	1000
<b>C. Både As och Canc. PAH</b>				
Klass 1	5500	225	0	0
Klass 2	0	625	5	0
Klass 1 + klass 2	5500	850	5	0
<b>D. Totalt (A+B+C):</b>				
Klass 1	8250	4000	775	500
Klass 2	0	3000	650	500
Klass 1 + klass 2	8250	7000	1425	1000
<b>Total volym över alla djup alla förorenade områden</b>				
Klass 1	13525			
Klass 2	4150			
Klass 2 + klass 1	17675			

Tabell 4.2.4 C. Volym jord av i olika klasser för arsenik, canc. PAH och totalt.

Vid sanering bör man göra kontinuerliga analyser av materialet, antingen med in situ-metoder som bärbar XRF och FFD-sond, eller genom att skicka insamlade prover till laboratorium. Detta bör göras för att kunna rikta saneringsarbetet mer i detalj än vad som är möjligt utifrån den information som framkommit genom fältundersökningarna. Härigenom kan man minska mängden massor som måste saneras. Detta gäller framför allt för området sydväst om det gamla järnvägsspåret och nordväst om grus- och asfaltplanen, där det område som behöver saneras sannolikt kan minskas betydligt genom analyser under saneringsarbetet.



#### 4.2.5 Resultat av deponisökningen

För att undersöka förekomst av eventuella deponier med arsenikslam utfördes en kompletterande undersökning med markradar, metalldetektor samt undersökningsgrävning med spade. Resultaten från markradarmätningen redovisas Bilaga Ge 6.

Profil A till D ligger norr om stickspåret medan Profil E till F ligger söder om stickspåret. Profil A visar att lite och osammanhängande struktur finns ner till ca 1 djup. Detta tyder på att materialet är omblandat ner till ca 1 meters djup under markytan. Mellan 1 till 3 meter saknas struktur i det närmaste totalt, vilket tyder på att materialet är tämligen homogent. Misstänkta föroreningar har markerats med grå linje. Dessa återfinns som djupast ca 2 meter under markytan. Den deponi som påträffats genom schaktning korsas av Profil A strax intill Profil B. Här syns en tydlig störning ner till ca 1-1,5 meters djup. Liknande störningar syns längs profil A men inte lika tydligt. Vidare finns en störning i Profil A mellan Profil B och C som sträcker sig ända ned mot 3 meters djup. Det är inte troligt att denna störning härrör från grävning. I Profil B, C och D är lagerföljden svårtolkad och det går inte säkert att säga om jordlagren är omblandade ner till ca 1,5 meter.

I Profilerna E, F, G är materialet tämligen homogent ner till ca 2 meters djup. Inga störningar kan urskiljas i lagerföljden. Undersökningarna visar inte på förekomst av ytterligare deponi i det område som undersökts. Det bör dock tilläggas att dessa profiler endast representerar smala stråk av marken i området.

Metalldetektorn fördes över ett område på ca 1750 m<sup>2</sup>, se Bilaga Ge 1. Detektorn gav utslag på ett flertal ställen i detta område. Dessa grävdes därefter ut och ingen visade sig längre ge utslag efter det att diverse metallföremål plockats bort. Det enda stället där detektorn gav utslag var på den plats där deponin tidigare påvisats.

Utöver deponin i punkt ”EP40”, se Bilaga M3, hittades inga fler deponier med de geofysiska metoder vi använde. Resultatet av analysen av denna deponi, som ligger på cirka 65 cm djup, gav följande halter:

- Arsenik: 195 300 mg/kg TS
- Krom: 13 500 mg/kg TS
- Zink: 65 100 mg/kg TS
- Koppar: 380 mg/kg TS

Storleken på deponin gick inte att avgöra utifrån resultaten från de geofysiska undersökningarna, men enligt uppgifter från en tidigare anställd kan det röra sig om flera kubikmeter. Under oktober månad låg grundvattenytan över deponins överyta. Deponin bör grävas upp och materialet omhändertas då grundvattennivån i området är låg.

För att eliminera risken för att ytterligare deponier lämnas oupptäckta bör en undersökning med traktorgrävare utföras omkring den plats där impregneringsanläggningen låg.

#### 4.2.6 FFD – sondering och borring

FFD-sonderingen inleddes i området på platser med känd kreosotförekomst. Sonden gav utslag där kreosothalten är hög men mycket litet eller inget utslag där kreosothalten är låg. Utanför området gav sonden inte utslag. Sondering utfördes i 8 punkter. Provtagning gjordes därefter

med skruvborr i 12 punkter där sammanlagt 21 prover togs. Av dessa analyserades 11 prover för PAH dessutom analyserades 3 prover för Aromater och Alifater. Resultatet av sonderingen redovisas som en separat rapport i Bilaga Ge 8.

Halterna PAH utanför området är mycket låga eller under detektionsgränsen för laborationsmetoden. Dock märk ofta kreosotluktt tydligt vid övergången mellan isälvsmaterial och morän och allra mest i den ytliga moränen, där prov togs för analys av PAH.

## 4.3 GRUNDVATTEN

### 4.3.1 Grundvattennivåer

Grundvattenytan lodades den 29/9, 10/10 och 22/10. Resultat från dessa lodningar visas i Bilaga G2. Variationen mellan loddjupen vid de tre tillfällena var små och resulterar i snarlika grundvattenytor. Värdena på grundvattenytan interpolerades med interpolationsmetoden Kriging till en kontinuerlig grundvattenyta. De flesta grundvattenrören finns inom och i närheten av fastigheten, vilket gör att interpolationen blir säkrare där och mindre säker ju längre från fastigheten man kommer. Karta med grundvattennivåkurvor och flödesriktningsspilar för den 10 oktober visas i Bilaga G3. I den södra delen av kartan är nivåerna mer osäkra på grund av ett färre antal mätpunkter.

### 4.3.2 Föroreningshalter i grundvatten

Vid borrningarna för grundvattenrör noterades kreosotluktt i proven enligt följande:

- GV 2, djup: kreosotluktt på 3,5 m djup.
- GV 2, grund: kreosotluktt på 1 m djup (Ingen luktt i GV 2,djup på 1 m djup).
- GV 5: kreosotluktt på 1,5 m djup.
- GV 6: kreosotluktt på 1,6 m djup.
- GV 8, djup: kreosotluktt började svagt vid 4 m och blev starkare med djupet till 5,8 m där borrningen avslutades.

Vissa av dessa lukttindikationer överensstämmer med resultaten från analysen, se tabell 4.3.2. Orsaken att t.ex. GV 6 lukttade trots att halten ligger under detektionsgränsen för kreosot kan bero på att luktsinnet kan detektera nivåer av vissa flyktiga föroreningar som ligger under analysmetodernas detektionsnivå.

Grundvattenprov	Föroreningshalter (µg/l)						
	pH	As	Cu	Cr	Zn	Canc. PAH	Övr. PAH
GV 1	4,9	390	2	4,8	52	<0.20	<0.30
GV 2, djup	5,6	74	1,7	3,9	28	<0.20	110
GV 2, grund	5,4	21	2,1	6,1	230	<0.20	42,4
GV 4	-	0,86	0,67	0,3	<1	<0.20	<0.30
GV 5	-	230	1,1	1,5	300	<0.20	2,4
GV 6	-	0,82	3,8	0,53	21	<0.20	<0.30
GV 7	-	0,23	1,1	<0,2	540	<0.20	<0.30
GV 8, djup	6,2	<0,2	0,28	<0,2	13	<0.20	5,7
GV 8, grund	-	<0,2	0,67	<0,2	120	<0.20	<0.30
GV 9	-	18	6	1,5	8,6	<0.20	<0.30
GV 10	5	3	3,3	0,22	350	<0.20	<0.30
Brunn 1	-	1,3	<0,2	<0,2	3,9	<0.20	2,5
GV 111	-	0,44	7,6	0,83	8,2	<0.20	<0.30

Tabell 4.3.2. Föroreningshalter i grundvattnet.

Metallföroreningar:

Alla koppar- och kromhalterna ligger under Naturvårdsverkets gräns, enligt MIFO, rapport 4918, för mindre allvarligt tillstånd. Arsenik ligger inom gränserna för allvarligt tillstånd i "GV 1" och "GV 5", inom måttligt allvarligt tillstånd i "GV 2, djup" och resterande inom gränserna för mindre allvarligt tillstånd. De höga arsenikvärdena kan förklaras genom att "GV 1", "GV 5", "GV2,grund" och "GV2,djup" ligger nedströms från arsenikslamdeponin i punkt "EP 40", med "GV 1", som har högst värde, närmast deponin.

Zink finns inte med bland Naturvårdsverkets riktvärden för grundvatten, däremot ger Dricksvattenkungörelsen ett gränsvärde på 1000 µg/l. Inget prov överskrider detta värde.

Kreosotföroreningar:

Halten cancerogena PAH ligger under gränsen för mindre allvarligt tillstånd i alla provpunkter. Övriga PAH ligger under gränsen för mindre allvarligt tillstånd i alla punkter utom "GV 2, djup" och "GV 2, grund". Halterna i "GV 2, djup" ligger över gränsen för mycket allvarligt tillstånd och halterna i "GV 2, grund" ligger inom gränserna för allvarligt tillstånd. Det högre värdet i "GV 2, djup" än i "GV 2, grund" beror sannolikt på utspädningseffekten i det ytligare lagret och på att kreosoten ansamlas i gränssytan mellan isälvsmaterial och moränen.

Spår av kreosot finns i "GV 5" och ända bort till "GV 8, djup". I punkt "GV 8, djup" finns kreosoten ansamlad i moränen. Kreosotens tyngre komponenter sjunker ned till moränen. De spår som hittats ha troligen sitt ursprung i ett större kreosotljespill, något som provtagningen vid "EP 9" indikerar har skett i området där kreosottuben låg. Kreosot som påträffats utanför området har sannolikt transportrats nedåt och österut i sanden och trängt ned i den övre delen av moränen. Transporten vidare i moränen är dock mycket begränsad.

Grundvattenproverna visar att föroreningar har spridit sig via grundvattnet ut från det förorenade området. Metallföroreningar har hittats i det övre sandiga lagret medan kreosot hittades såväl i det övre lagret som i moränen.

Halterna av övriga PAH i "Brunn1" ligger över detektionsgränsen. Eftersom brunnen ligger uppströms det förorenade området är den rimligaste förklaringen till detta att provpumpen även efter rengöring innehöll låga halter av föroreningar från mer förorenade grundvattenprover. Denna förklaring stöds av det faktum att halten naftalen enligt analysresultatet borde ha gett upphov till lukt, men så var inte fallet.

**4.3.3 Transport av föroreningar med grundvatten**

Ett genomsnittligt värde för konduktiviteten beräknades till  $2,3 \cdot 10^{-4}$  m/s för isälvsavlagringen. Konduktiviteten för moränen ("GV 8, djup", 5,5 – 5,7 m) beräknades med hjälp av extrapolation i siltdelen av kornstorlekskurvan. Den låg ungefär två tiopotenser lägre än för den mer genomsläppliga isälvsavlagringen.

Beräkningen av grundvattenflödet har utförts med värden för konduktiviteten i isälvs materialet, eftersom det mesta av grundvattenflödet sker genom detta lager då moränen är betydligt tätare.

Areorna,  $A$ , har beräknats till ungefär 600 m<sup>2</sup>, där bredden har tagits från Bilaga G3 och höjden, genom vilken största delen av grundvattnet flödar, har uppskattats till i genomsnitt 1,5 meter. Nedre begränsningen bestäms av moränen.

Gradienten,  $\frac{\Delta H}{\Delta x}$ , har beräknats utifrån grundvattenhöjdkurvorna i Bilaga G3. Detta ger ett värde på  $6,5 \cdot 10^{-3}$ .

Med dessa värden blir grundvattenflödet från det förorenade området:

$$Q = 9 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}, \text{ eller } 28\,000 \text{ m}^3/\text{år}.$$

Föroreningstransporten från området har beräknats genom att ta medelvärdet av halterna i de grundvattenrör som ligger inom det förorenade området och multiplicera detta värde med grundvattenflödet. Resultatet av dessa beräkningar visas i tabell 4.3.3.

<b>Förorening</b>	<b>Medelhalt inom det förorenade området (µg/l)</b>	<b>Årlig uttransport (kg)</b>
Arsenik	120	3,4
Koppar	2,3	0,064
Krom	7,5	0,21
Zink	170	4,8
Canc. PAH	<0,20	<0,0056
Övriga PAH	38	1,1

**Tabell 4.3.3. Årlig uttransport av föroreningar från området.**

## 4.4 YTVATTEN

### 4.4.1 Föroreningshalter i ytvatten

Föroreningshalterna i ytvattnet visas i tabell 4.4.1.

Ytvattenprov	Föroreningshalter (µg/l)						
	pH	As	Cu	Cr	Zn	Canc. PAH	Övr PAH
Ytvatten 1		0,92	2,9	<1	20	<0.20	<0.30
Ytvatten 2	5,3	0,98	3,4	1,5	200	<0.20	<0.30
Ytvatten 3		16	1,2	1,8	200	<0.20	1,1
Ytvatten 4		17	3	2,9	72	<0.20	<0.30
Ytvatten 5		0,73	2,3	<1	110	<0.20	<0.30
Ytvatten 6		1,1	24	<1	29	<0.20	<0.30
Ytvatten 7		3,2	26	1,3	28	<0.20	<0.30
Ytvatten 8		0,66	3,8	<1	12	<0.20	<0.30
Ytvatten 9		1,4	2,8	<1	9,7	<0.20	<0.30

Tabell 4.4.1. Föroreningshalter i ytvattnet.

Alla kromhalterna ligger under Naturvårdsverkets gräns, enligt MIFO, rapport 4918, för mindre allvarligt tillstånd för förorenat ytvatten.

Arsenikhalterna i punkt "Ytvatten 3" och "Ytvatten 4" ligger inom gränserna för måttligt allvarligt tillstånd. Dessa värden är betydligt högre än andra ytvattenhalter av arsenik, vilket beror på att de kommer från det förorenade dike där flödet är lågt. I resterande mätpunkter ligger halterna under gränsen för mindre allvarligt tillstånd.

Halten koppar i "Ytvatten 6" och "Ytvatten 7" ligger inom gränserna för måttligt allvarligt tillstånd. "Ytvatten 7" kommer från området runt jordvallarna och tyder på att en viss utlakning sker från vallarna, även om de klassats som rena. Den relativt höga halten koppar i "Ytvatten 6" är svår att förklara då det största vattentillskottet kommer från "Ytvatten 2" som har betydligt lägre kopparhalt. Resterande värden för koppar och alla kromhalterna klassas som mindre allvarligt tillstånd.

Zinkhalterna är höga i "Ytvatten 2" och sjunker sedan nedströms till "Ytvatten 6", betydligt mer än vad flödesökningen ger skäl att anta. "Ytvatten 3, 4 och 5" ligger inom gränserna för måttligt allvarligt till allvarligt tillstånd. Detta är rimligt med tanke på att dessa prov är tagna i diken och bäckar med mycket lågt flöde och som dessutom ligger när det mest förorenade området.

Kreosothalten ligger under detektionsgränsen för alla prov utom "Ytvatten 3" för övriga PAH. MIFO anger inga gränsvärden för PAH i ytvatten. Däremot finns det gränsvärden för grundvatten och samtliga halter klassas som mindre allvarligt tillstånd. I bäcken vid "Ytvatten 3" luktade det vid provtagningstillfället starkt av kreosot, trots att halten i provet är under gränsvärdet för grundvatten.

#### 4.4.2 Utspädning

Medelflödet från det förorenade området beräknas i kapitel 4.3.3 till ca 0,9 l/s.

Flödet från bäcken som passerar genom området har ett tillrinningsområde av ca 10 km<sup>2</sup>.

Medelflödet per år är ca 80 l/s. Utspädningen i bäcken nedströms är därmed ca 90 gånger. Det vatten som kommer från det förorenade området utgör ca 1 % av bäckens flöde.

Resultat av flödesmätningarna visas i tabell 4.4.2.A.

Mätpunkt	Flöde (liter/s)	Kommentar
Ytvatten 2	210	Samma flöde vid ytvatten 1.
Ytvatten 3	-	För låg vattenföring för mätning.
Ytvatten 4	-	För ojämnt och litet flöde för mätning.
Ytvatten 5	-	För låg vattenföring för mätning.
Ytvatten 6	320	
Ytvatten 7	0,6	
Ytvatten 8	20	
Ytvatten 9	-	För mycket växter etc. för mätning.

Tabell 4.4.2.A. Flöde i diken och bäckar där ytvattenprover tagits.

Dessa flöden visar att vid provtagningstillfället var vattenflödet högt.

Flödet av grundvatten från området är beräknat att vara ca 350 ggr mindre än flödet av ytvatten vid "Ytvatten 6". Föroreningarna i det ytliga, och antagligen också det djupare, grundvattnet flödar ut i bäcken och diket norr och söder om området. Detta ytvatten flödar sedan samman i punkten "Ytvatten 6". Från detta kan man beräkna utspädningen av grundvattnet med ytvattnet och därigenom beräkna utspädningen av grundvattenföroreningar. Vid beräkningarna används den totala årliga uttransporten av föroreningar (se tabell 4.3.3) och totala flödet i bäcken genom punkten "Ytvatten 6". Föroreningshalterna i ytvattnet blir då:

- Utspädd arsenikhalt: 1 µg/l
- Utspädd kopparhalt: 0,03 µg/l
- Utspädd kromhalt: 0,08 µg/l
- Utspädd zinkhalt: 2 µg/l
- Utspädd halt av cancerogena PAH:  $2 \cdot 10^{-3}$  µg/l
- Utspädd halt av övriga PAH: 0,4 µg/l

Alla halter av metaller ligger långt under Naturvårdsverkets lägsta gräns för förorenat ytvatten och även halterna av cancerogena PAH och övriga PAH är låga. Dessa halter är i vissa fall lägre än de uppmätta ytvattenhalterna. Detta beror troligtvis på att vid höga vattenflöden sker en viss ytavrinning från det mest förorenade området, vilket ger högre halter än de beräknade.

#### 4.4.3 Utspädning till Kojtasjön

En översiktlig beräkning av utspädningen till Kojtasjön har gjorts. Tillrinningsområdet är ca 75 km<sup>2</sup> och den andel av tillrinningsområdet som utgörs av förorenad mark vid fastigheten Elnaryd 1:16 är ca 0.04 km<sup>2</sup>. Årsmedelflödet till Kojtasjön är ca 580 l/s. Det innebär att utspädningen av det vatten som avrinner från det förorenade området är mer än 700 gånger. Både de beräknade föroreningshalterna och de uppmätta i bäcken kommer att spädas i

Kojtasjön så att de ligger under Naturvårdsverkets halter för mindre allvarligt tillstånd för förorenat ytvatten.



#### 4.5 SEDIMENT

Sedimentprov visar ackumulerade föroreningar medan ytvattenanalyser visar momentanhalter. Den momentana bilden ger betydligt mindre information, eftersom ytvattenflödet varierar mycket över året. Därför ger sedimentprover en bättre bild av förorenings-spridningen än ytvattenprover. Resultaten från sedimentanalyserna visas i tabell 4.5.

Prov	Föroreningshalter (mg/kg TS)					
	As	Cu	Cr	Zn	Canc. PAH	Övriga PAH
Sediment 1	8,8	21	9,3	150	1,4	1,44
Sediment 2	3,8	8,5	3,6	17	<0,18	0,29
Sediment 3	8,5	44	14	71	0,72	1,2
Sediment 4	11	26	7,2	48	0,22	0,4
Sediment 5	8,3	60	14	880	3,15	3,93
Sediment 6	3,7	1,7	2,6	14	0,28	0,37
Sediment 7	4,9	2	3,5	17	0,2	0,29
Sediment 8	400	25	28	430	2,35	25,31
Sediment 9	87	4,8	2,9	20	0,18	1,61
Sediment 10	260	23	56	1000	21,55	13,73
Sediment 11	36	10	13	75	7,17	3,65
Sediment 12	2,7	13	4,1	37	2,62	1,62
Sediment 13	9,8	8,6	5,3	35	1,68	1,81
Sediment 14	2,5	3	3,4	24	<0,18	<0,27

Tabell 4.5. Resultat från sedimentanalyserna.

Flera av proverna visar höga halter av förorening. Halterna i sediment 5, 8, 9, 10 och 11 ligger i vissa fall över gränsvärdet för mindre känslig markanvändning. Detta visar att föroreningar spridits från området i sådan grad att sedimenten nära området bör saneras. Dessa provpunkter ligger nära det mest förorenade området och kommer från bäckar och diken med antingen lågt flöde eller som var torrlagda vid provtagningstillfället. Sedimentet vid provpunkt 13 håller betydligt högre halter än sedimentet i provpunkt 14, taget i samma bäck uppströms det förorenade området.

## 5 FÖRSLAG TILL EFTERBEHANDLING

Vilka krav som skall ställas på efterbehandlingen omfattning beror huvudsakligen på typ av förorening, vilken markanvändning som planeras för området samt en bedömning av risk för spridning av föroreningar utanför områdets gränser.

Framtaget förslag för efterbehandling har valts med utgångspunkt från följande:

- Åtgärds mål uttryckt av beställaren
- Omgivningsförhållanden
- Föroreningsbild avseende fasfördelning spridningsmönster och koncentrationsnivåer.
- Efterbehandlingsbarhet

Omgivningsförhållanden bedöms som måttligt känsliga. Det finns i dagsläget inga planer på att exploatera området. Däremot är grundvattnet känsligt.

Att sanera till nivåer för MKM - GV är mycket kostsamt. För att minska kostnaderna rekommenderas att sanering bör ske till nivåer för MKM dvs. mindre känslig markanvändning. Huvudförslaget är att en efterbehandling görs till denna nivå..

I starkt förorenade områden där föroreningshalten är hög även djupare ned kan sanering ske till högre halter än MKM, tex på större djup än 25 cm, om området täcks av täta och rena massor.

Detta förfarande innebär att man bör vara säker på framtida markanvändning och det innebär även att en viss utlakning till grundvattnet även fortsättningsvis kommer att ske.

### 5.1 FÖRORENINGARNAS EGENSKAPER

Samtliga aktuella ämnena är toxiska, vissa PAH och sexvärt krom är dessutom cancerogena. Tungmetallerna zink, koppar och krom samt PAH är även miljöfarliga. Detta talar för en sanering enligt Naturvårdsverkets riktvärden.

Om föroreningarna kan bedömas ligga relativt orörliga i marken bör man dock kunna medge högre riktvärden. Särskilt om områdets ekologiska värde bedöms vara litet, liksom områdets känslighet. Områdets känslighet är lågt om den framtida markanvändningen inte medför någon exponering för människor. Nedan följer en redogörelse för varje enskilt ämne.

#### Arsenik

- Lakförsöken tyder på stark fastläggning av arseniken. Detta är ett starkt argument för ett högre riktvärde än Naturvårdsverkets generella.
- Arsenik föreligger i femvärd form i förening med krom och koppar i CCA-impregnering.
- Arsenik förekommer i femvärd form i oxiderande miljö, i det här fallet i icke vattenmätade jordar med god lufttillförsel.
- Arsenik i femvärd form är mindre rörlig och mindre toxiskt än trevärt arsenik.
- Arsenik bildar stabila föreningar med järn och aluminium i sur miljö

- Arsenik är främst humantoxiskt, giftigt vid inandning, förtäring och hudkontakt. Inget av detta är aktuellt när arseniken ligger nere i marken under ett lager rent material.

### **Koppar och krom**

- Arsenik är rörligare än koppar och krom i marken. Om arsenik bedöms vara relativt orörligt, kan vi alltså konstatera att koppar och krom också är orörliga.
- Vid utsläpp från träimpregneringsanläggningar föreligger huvuddelen krom i form av krom (III), som är mindre toxisk och mindre rörlig än sexvärt krom.
- Vid utsläpp från träimpregneringsanläggningar återfinns vanligtvis de högsta halterna i markens översta delar. Halterna avtar snabbt vid större djup, vilket tyder på stark fastläggning.
- Krom (III) fälls ut som hydroxid redan vid svagt sura förhållanden i marken och fastläggs därmed.
- Koppar binds hårdare i marken än krom och arsenik.

### **Zink**

- Zink hör till de mest lättlösliga metallerna i naturen. I naturen förekommer metallen i marken till 90 % som fri katjon. Därför följer zink lätt med vattenströmmar genom marken. Vid lågt pH ökar metallens rörlighet, både i mark och vatten
- Zink anses ha låg giftverkan för människor, däggdjur och fåglar.
- Zink är dock giftigt för växter redan vid låga halter.
- Fiskar är känsliga för zink. Zink kan vara giftigt för djurplankton

### **PAH**

- PAH-föreningar är mycket fettlösliga samt svårnedbrytbara på grund av sin stabila uppbyggnad
- I allmänhet är PAH-föreningar och andra organiska ämnen olösliga eller bara svagt lösliga i vatten och ofta hårt bundna till främst organiskt material i vanlig jord. De hårda bindningarna gör att gifterna - så länge marken är orörd - inte så lätt sprids vidare i miljön, från mark och vatten till växter, djur och slutligen människa.
- Risken för spridning till grundvattnet borde vara liten i och med att PAH-föreningar är så hydrofoba. Undantag är lättflyktiga vattenlösliga ämnen så som naftalen.

## **5.2 BEHANDLINGSMETODER**

Behandlingsbarhet har bedömts utifrån mobilitet, nedbrytbarhet och omvandlingsbenägenhet. Det är främst den vattenlösta delen av kreosotföreningen som kan anses vara mobil. Arsenik är ej nedbrytbart medan PAH föreningarna kan brytas ned på termisk, biologisk eller kemisk väg.

Kombinationen av PAH och tungmetaller innebär att flera metoder för efterbehandling inte är praktiskt möjliga i detta fall. Det gäller biologisk rening, jordtvätt och termisk avdrivning. Med båda metoderna kommer det att finnas kvar tungmetaller som innebär att större delen av

jordmaterialet måste deponeras. Även om en reningsprocess vore tekniskt möjlig är det inte ekonomiskt att först göra en rening och sedan deponering.

Idag tekniskt och praktiskt möjliga metoder är:

- 1) Deponering vid klass 1-deponi
- 2) Deponering vid lokal klass 1-deponi (finns ej idag)
- 3) Övertäckning, inneslutning samt kontrollprogram för förorenings-spridning till grundvatten. (Arseniklamdeponin tas bort)

### **5.3 GRUNDVATTEN**

Hela fastigheten ligger inom isälvsavlagringen och underlagras med all sannolikhet av morän. Moränen är av siltig sandig karaktär och tämligen tät. Detta medför att den utgör ett tätare lager i jordprofilen och att grundvattnet inte transporteras med lika stor hastighet. Den förorening som transporteras ut från området via grundvatten kommer således främst att transporteras i sanden som överlagras moränen. De faser av föroreningen som är tyngre än vatten kommer att finnas i gränsskiktet mellan sand och morän. Då moränen innehåller mycket finmaterial och därför har en stor specifik yta kan föroreningar fastna på partiklarna i moränen. Då vattenomsättningen ej heller är lika stor som i den överlagrande sanden är det troligt att föroreningen anrikas i moränen. Moränen kommer upp i ytan nedströms området vilket kan innebära att det finns en naturlig avgränsning som minskar risken för en vidare transport österut.

#### **5.3.1 Risk för påverkan i brunnar utanför området**

De mark- och grundvatten undersökningar som genomförts i utredningen visar inte på någon direkt kontakt mellan det förorenade området och någon viktigare grundvattenförekomst. De åsar och delar av åsar som kan ha goda uttagmöjligheter ligger norr, väster och öster om den aktuella fastigheten. Grundvattnets strömningsriktning från området sker också från nordväst mot öst till sydöst. För brunnar vid de fastigheter som ligger närmast området, Vegtech samt fastigheterna Elnaryd 1:28 och Hästhagen 1:2, bedöms i detta skede risken för påverkan som mycket liten. Vegtech's brunnar har en mycket begränsad kapacitet vilket innebär att avsänkningen blir lokal och risken bedöms som liten att grundvattenflödet från det förorenade området kan vändas mot väst/nordväst.

Fastigheterna Hästhagen 1:2 ligger öster om de dikessystem som dränerar huvuddelen av yt- och grundvatten från området. De undersökningsborrningar som genomförts utanför området visar att moränen ligger ytligare längre österut. Detta indikerar att moränen kan fungera som en naturlig avgränsning till en fortsatt spridning av kreosot i grundvattnet åt öster. (öster om det nord-sydgående diket ca 200 m öster om den förorenade fastigheten). Moränen ligger i ytan även sydväst om den förorenade fastigheten och kan således även fungera som en gräns. Morän kan lokalt överlagras isälvs-material, om detta är fallet skulle föroreningar kunna spridas längre bort än de avskärande dikena. Denna risk bedöms dock vara liten.

För att klargöra dels förutsättningarna för en vidare spridning av föroreningen från området och göra en riskbedömning för de närmaste brunnarna behöver en geohydrologisk utredning utföras. Syftet med den bör vara dels ett underlag för en riskbedömning för aktuella brunnar och ev. förekommande grundvattenresurser och dels ett underlag för kontroll av förorenings-spridning och behandling av det förorenade grundvattnet utanför området.

En minskad spridning av föroreningar kommer att ske om källan till föroreningen dvs. jordmassorna runt impregneringsanläggningen, tas bort, enligt ovan.

### 5.3.2 Övriga åtgärder

Spridningen av PAH i grundvattnet utanför området bör kontrolleras. Föreliggande undersökning ger inte en helt säker bild av PAH utanför området. Utförd FFD-sondering och provtagning indikerar att spridningen är begränsad till området i anslutning till bäcken. Ett program för kontroll av grundvattenföroreningen utanför området bör tas fram. Att efterbehandla jordmaterialet ned till 4-6m djup är varken praktiskt eller ekonomiskt möjligt eller motiverat ur risksynpunkt.

En möjlighet till kontroll och samtidigt viss behandling är att utöka med ett antal grundvattenrör för provtagning och nivåkontroll. För att förhindra en vidare spridning av föroreningen längre bort från området kan även brunnar installeras och en kontrollerad grundvattensänkning utföras i området. Det uppumpade vattnet luftas och infiltreras i lämpligt område mellan uttagsbrunnar och Elnaryd 1:16.

Detta kan utföras som en utredning i två steg:

- |        |   |
|--------|---|
| Steg 1 | I steg 1 utförs en kompletterande undersökning med fler grundvattenrör och provtagning för en säkrare avgränsning av området. Därtill kontrolleras grundvattennivå samt förorening i grundvattnet.  |
| Steg 2 | Steg 2 utförs då resultatet av steg 1 visar att spridningen av kreosot i grundvattnet bör kontrolleras. Denna undersökning genomförs som en utökad geohydrologisk utredning för placering av uttagsbrunnar och infiltrationssystem. Rening av grundvattnet kan eventuellt ske i ett torv- och sandfilter. |

Oavsett omfattningen av steg 1 och 2 bör ett program för uppföljning och kontroll av grundvattenförhållandena i detta område genomföras.

## 5.4 KOSTNADSBEDÖMNING

Kostnaden för sanering beror helt på vilken metod som väljs. Mängden material som behöver saneras kan uppgå till 20 000 ton.

- Totalkostnad 31 - 39 MSEK.  
Deponeringskostnaden beräknas bli 20 - 25 MSEK. Till detta kommer schakt- och transportkostnad på 6 - 8 MSEK, samt kostnad för återfyllnadsmaterial och återställning, sammanlagt 3 - 4 MSEK. Kostnad för grundvattenkontroll och saneringen beräknas till 2 MSEK.
- Totalkostnad 27 - 35 MSEK. Transportkostnaden reduceras.
- Totalkostnad 7 - 10 MSEK. Kostnaden är helt beroende på vilka krav som ställs på inneslutningen (material och utförande).

### Möjligheter att reducera kostnaden:

Schaktning i ruttmönster och analys för bestämning av föroreningsgrad avgör efterbehandlingsåtgärd och vilka massor som skall transportas bort. Detta förfarande kan reducera den totala volymen betydligt för de massor som ska deponeras.

Tåg istället för lastbil vid transport till klass 1-deponi.

Diskussioner pågår om vilka halter av föroreningar som kan tolereras på en klass 2 deponi. Om delar av de förorenade jordmassorna kan läggas på en klass 2 deponi kan kostnaderna för en efterbehandling reduceras.

## 6 ANSVAR FÖR EFTERBEHANDLING

Bestämmelser om ansvar för efterbehandling av förenade mark- och vattenområden återfinns i 10 kapitlet miljöbalken (SFS 1998:808). Bestämmelserna bygger på den s.k. Polluter Pays-principen, d.v.s. principen att förorenaren betalar.

### ***När inträder ansvar för efterbehandling?***

Avgörande för när bestämmelserna skall tillämpas är när mark- eller vattenområden är så förorenade att det kan "medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön". Denna formulering innebär att alla föroreningar inte med automatik medför ett efterbehandlingsansvar, utan att det endast råder skyldighet att efterbehandla ett område om föroreningen innebär någon risk för skada på hälsa eller miljö.

De undersökningar som utförts på fastigheten Elnaryd 1:16 visar på att det finns betydande risk för spridning av föroreningar till grundvattnet. Även i samband med länsstyrelsens inventering har objektet placerats i riskklass 1 (mycket stor risk) enligt MIFO. Detta innebär att det finns en lagstadgad skyldighet att utföra efterbehandling av fastigheten.

### ***Vem är ansvarig för efterbehandling?***

Enligt miljöbalken är det verksamhetsutövaren som är ansvarig för att utföra eller bekosta efterbehandling. Med verksamhetsutövare avses den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen. Ansvaret gäller inte för verksamheter som avslutats före den 1 juli 1969. I andra hand kan en fastighetsägare göras ansvarig för efterbehandling. Detta gäller dock endast om fastigheten har köpts efter den 1 januari 1999 och bestämmelsen är därmed inte aktuell i detta fall (nuvarande fastighetsägare förvärvade fastigheten 1985).

På Elnaryd 1:16 har virke impregnerats under åren 1945-1968. Det finns ett klart samband mellan de kemikalier som använts i impregneringsverksamheten och de föroreningar som har påträffats i mark och vatten.

Frågan uppstår då huruvida man kan anse att verksamheten är avslutad före 1 juli 1969 eller inte. Det är helt fastställt att impregneringen av virke upphörde före detta datum. Av bolagets redovisning (Bilaga 3 till IVL-rapport från 1981) framgår att en rad kemikalier därefter överfördes till företagets andra enheter där motsvarande verksamhet fortsatte att bedrivas. Av bolagets redogörelse framgår att vissa kärl och bassänger lämnades kvar på fastigheten (icke tömda och icke rengjorda) för att eventuellt användas vid ett senare tillfälle. Dessutom har en rad åtgärder vidtagits på anläggningen efter nedläggningen, så sent som 1978 tömdes och rengjordes t.ex. arsenikbassängen. Alla dessa fakta talar för att den faktiska driften pågått efter 1 juli 1969.

### **Ansvar för föroreningar på angränsande fastigheter**

Ansvar för att utföra eller bekosta efterbehandling är inte kopplat till någon särskild fastighet, utan gäller för alla mark- och vattenområden som har förorenats av verksamheten. En förutsättning är – såsom beskrivits ovan – att föroreningarna är så allvarliga att de kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Detta innebär att Södra Skogsägarna är ansvariga för att bekosta efterbehandling även på angränsande fastigheter. Eventuella åtaganden i avtal som Alvesta kommun gjort gentemot fastighetsägare på angränsande fastigheter är civilrättsligt bindande. Kommunen har dock möjlighet att i efterhand utkräva ersättning av Södra Skogsägarna.

### **Skälighetsbedömning**

Även om det kan anses helt klart att Södra Skogsägarna är ansvariga för den förorenande impregneringsverksamheten och därmed har ett efterbehandlingsansvar, kan det finnas skäl att jämka bolagets ansvar.

Enligt miljöbalken skall alltid en skälighetsavvägning göras innan det slutliga ansvaret fastställs. Här har tidsaspekten betydelse. Det är dessutom sannolikt att verksamheten har bedrivits på ett vid den tiden accepterat sätt med iakttagande av de villkor som gällt för verksamheten, vilket också är en förmildrande omständighet.

Det yttersta ansvaret för bedömningen av Södra Skogsägarnas ansvar ligger på tillsynsmyndigheten. När skälighetsavvägningen har gjorts, kan detta leda till en jämkning av bolagets ansvar.

### **Nedgrävt slam**

En markanvändning där det finns risk för att den leder till utsläpp eller någon annan form av olägenhet för omgivningen, definieras som miljöfarlig verksamhet. Detta gäller även om någon mänsklig aktivitet inte längre bedrivs på platsen. Det kan exempelvis röra sig om en avslutad deponi eller om förvaring av kemikalier ovan eller under mark. Dessa fall betraktas inte som "föroreningar" utan i stället som *pågående* miljöfarlig verksamhet.

För miljöfarlig verksamhet finns inga preskriptionsregler och det saknas också betydelse när den faktiska driften upphört.

Intervjuer med tidigare anställda har visat att det finns flera platser på fastigheten där förorenat slam grävts ner. Vid markundersökningar på fastigheten har en sådan plats lokaliserats. Bolagets egen redovisning bekräftar att sådana åtgärder har förekommit. Detta är exempel på pågående miljöfarlig verksamhet.

Tillsynsmyndigheten har möjlighet att komma med förelägganden mot Södra Skogsägarna med anledning av dessa s.k. "förvaringsfall". Även fastighetsägaren kan i sådana fall anses som verksamhetsutövare och därmed göras ansvarig.

Eftersom tillsynsmyndigheten har goda möjligheter att utkräva ansvar från Södra Skogsägarna med stöd av bestämmelserna om ansvar för förorenade mark- och vattenområden, kan det saknas anledning för myndigheten att stödja sig på bestämmelserna om miljöfarlig verksamhet.



**Sammanfattning -ansvar för efterbehandling-**

- Risken för att föroreningarna på fastigheten Elnaryd 1:6 skall medföra skada, är så stor att det föreligger skyldighet att efterbehandla i enlighet med miljöbalkens regler.
- Ansvaret att bekosta efterbehandling gäller även angränsande fastigheter under förutsättning att även dessa är så förorenade att det finns risk för skada för hälsa eller miljö.
- Södra Skogsägarna är ansvariga för att utföra (eller bekosta) efterbehandling eftersom det står klart att föroreningarna härrör från företagets impregneringsverksamhet.
- En skälighetsavvägning skall göras vad gäller Södra Skogsägarnas ansvar. Hänsyn skall då tas till att verksamheten bedrevs för länge sedan och i enlighet med då gällande bestämmelser.
- Nedgrävning av förorenat slam kan betraktas som pågående miljöfarlig verksamhet. Tillsynsmyndigheten har möjlighet att komma med förelägganden om åtgärder, både mot den ursprungliga verksamhetsutövaren Södra Skogsägarna och den nuvarande fastighetsägaren.

## 7 REFERENSER

- Andersson A.-C., Andersson O. och Gustafson G., 1982. BRUNNAR Undersökning – Dimensionering – Borring – Drift. *Byggforskningsrådet Rapport R42:1984.*
- Bergholm J., 1992. Läckage av arsenik, koppar och krom från impregnerat träspån deponerat i mark, ett elvaårigt fältförsök. *Svenska Träskyddsinstitutet.*
- Bergholm J. och Dryler, K. 1989. Studier av fixering av arsenik i jord samt rörlighet av arsenik, koppar och krom i CCA impregnerade jordar. *Svenska Träskyddsinstitutet.*
- COLDREMs website, [www.wnt.umu.se/coldrem/svenskasidor/html/index.html](http://www.wnt.umu.se/coldrem/svenskasidor/html/index.html)
- Daniel E., 1989. Sveriges geologiska undersökning, Beskrivning till jordartskartan Växjö SV-samt karta skala 1:50000, Serie Ae Nr 101.
- Hummel D., 1875. Sveriges geologiska undersökning, kartblad serie Ab nr1, Skala 1:200 000.
- Livsmedelsverket, 1993. Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten. *SLV FS 1993:35.*
- Länsstyrelsen i Kronobergs län, 2001. Inventering av förorenade områden. Träskyddsbranschen i Kronobergs län. *ISSN 1103-8209.*
- Miljöförvaltningen i Stockholm Stad, 1999. Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholm Stad, del 1 – Metaller. [www.miljoporten.stockholm.se](http://www.miljoporten.stockholm.se)
- Naturvårdsverket, 1981. Koppar i miljön. *Meddelande snv pm 1424.*
- Naturvårdsverket, 1982. Krom i miljön. *Meddelande snv pm 1570.*
- Naturvårdsverket, 1988. Zink i miljön. *Rapport 3429.*
- Naturvårdsverket, 1994. Vägledning för miljötekniska markundersökningar, del I: Strategi. *Rapport 4310.*
- Naturvårdsverket, 1996. Vägledning för miljötekniska markundersökningar, del II: Fältarbete. *Rapport 4311.*
- Naturvårdsverket, 1995. Föroreningar i deponier och mark. *Rapport 4473.*
- Naturvårdsverket, 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. *Rapport 4638.*
- Naturvårdsverket, 1996. Development of generic guideline values. *Report 4639.*
- Naturvårdsverket, 1997. Efterbehandling av förorenade områden. *Rapport 4803.*
- Naturvårdsverket, 1997. Åtgärdskrav vid efterbehandling. *Rapport 4807.*
- Naturvårdsverket, 1998. Teknik för efterbehandling av förorenad jord i Norden. *Rapport 4856.*

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Sjöar och vattendrag. *Rapport 4913*.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: Grundvatten. *Rapport 4915*.

Naturvårdsverket, 1999. Metodik för inventering av Förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet och vägledning för insamling av underlagsdata. *Rapport 4918*.

Naturvårdsverket, 1999. Vägledning för efterbehandling vid träskyddsanläggningar. *Rapport 4963*.

Seman P.-O. och Svedberg R., 1990. Sanering av kreosotförorenad mark. *Svenska träskyddsinstitutet nr 162, ISSN 0346-7090*.

SMHI/Naturvårdsverket, 1979. Vattenföringsbestämning vid vattenundersökningar. *ISBN: 91-38-05055-2*.

Vägverket 1990. Hydraulisk dimensionering, Diken, trummor, ledningar, magasin. *Publ 1990:11*